

**REPORT OF THE ICCAT SCRS
BLUEFIN TUNA STOCK ASSESSMENT SESSION**
(Genoa, Italy - September 14 to 23, 1998)

BLUEFIN TUNA - DETAILED REPORT

1 Opening

The 1998 ICCAT SCRS Bluefin Tuna Stock Assessment Session was held at the Hotel Savoia Majestic in Genoa, Italy at the invitation of the Italian Government and the Acuario di Genoa, with arrangements by Dr. Antonio Di Natale. The Fourth Meeting of the Ad Hoc GFCM/ICCAT Joint Working Group on Stocks of Large Pelagic Fishes in the Mediterranean Sea was held for a six day period, at the same venue, prior to this Session.

The meeting was opened by Dr. Joseph Powers, SCRS Chairman. He thanked Dr. Di Natale for all he did to make the arrangements for the Meeting in Genoa and for the pleasant venue.

2 Election of Chairman and meeting arrangements

It was agreed at the Session that Dr. Powers, ICCAT SCRS Chairman, would serve as Chairman for the Stock Assessment Session. Scientists were then nominated as rapporteurs for specific agenda items. These arrangements were accepted by participants. The list of rapporteurs was:

Opening and Election of Chair	J. Powers
Review of GFCM/ICCAT Meeting	P. Miyake
Review of Recent Developments in Fisheries	J. Mejuto and J. Porter
Catch Statistics	P. Miyake
Biological Parameters	J. Porter and A. Astudillo
Relative Abundance Indices	N. Miyabe
Environmental Influences	J. Pereira
Assessments and Methods	L. Kell and G. Scott
Projections	V. Restrepo
Effect of Regulatory Measures	B. Liorzou and J. Porter
Recommendations:	
Research and Statistics	J. Porter
Management	J. Powers
Adoption and Closing	P. Miyake

Additionally, Dr. Pamela Mace was asked to coordinate the Session's response to the questionnaire on precautionary approaches that was requested of all SCRS species working groups by the Ad Hoc Committee on Precautionary Approaches.

The Tentative Agenda, circulated prior to the Session, was adopted, with slight modifications, and with the understanding that the sub-sections under Relative Abundance Indices and Assessments would have considerable flexibility. The Agenda, as accepted, is attached as **Appendix 1**.

All the participants introduced themselves. The List of Participants is attached as **Appendix 2** to this Report.

The documents presented at the Session are listed in **Appendix 3**.

3 Review of GFCM/ICCAT September 1998 meeting

The Committee reviewed the Report adopted by the *Ad Hoc* GFCM/ICCAT Joint Working Group on Stocks of Large Pelagic Fishes in the Mediterranean Sea, which met in Genoa, from September 7 to 12, 1998, immediately prior to the

ICCAT SCRS Bluefin Stock Assessment Session. The Report contained several important recommendations concerning Mediterranean bluefin statistics. Special note was made of the following:

- The Committee reiterated the recommendation that the revisions to the historical data base proposed by Croatia, France, Italy, Morocco, and Tunisia be accepted, according to the criteria established by the SCRS for such revisions.
- The Committee accepted the procedures proposed by the Working Group to update recent statistics and catch at size (particularly for Italy, which have been totally redone for 1990-1997).
- The Committee noted that “many countries requested catch revisions, mostly since 1990 and 1991, and nearly all of them were increases. The Working Group expressed concern that such revisions were only part of the time series, implied possible inconsistency in the accuracy of the time series (before and after the revisions). The Working Group recommended that these possible inconsistencies be considered when the stocks are assessed. It was noted that revisions may be needed for other countries as well. The Working Group noted that similar bias may exist in the catch histories of other countries”
- The Committee was pleased that many catches previously assigned to “nowhere else included (NEI)” are now included in most of the national catches. (Further discussion is given in the Section 5.)

4 Review of recent developments in fisheries

Bluefin tuna are caught throughout the Atlantic Ocean and in the Mediterranean Sea. In recent years there has been better reporting of catch, particularly in the East Atlantic and Mediterranean Sea: more countries are reporting catches in the East Atlantic (including the Mediterranean) and some countries have undertaken revisions of their historical data. Some of these revisions were large (SCRS/98/8, and Report of the Fourth Meeting of the Ad Hoc GFCM/ICCAT Joint Working Group on Large Pelagic Stocks in the Mediterranean, Genoa, September 7-12, 1998): the 1995 catches reported for the East Atlantic and Mediterranean in 1996 (39,331 MT) are now 12% higher (44,050 MT).

The total reported catches in 1997 were 43,466 MT (2,154 MT from the West Atlantic, 13,134 MT from the East Atlantic and 28,121 MT from the Mediterranean Sea), a decrease of about 10 % compared to the reported catches of 1996. Catch levels (landings and discards) by year, country, and gear are provided in Table 1.

4.1 East Stock (East Atlantic including the Mediterranean).

Bluefin have been in the Mediterranean for many centuries. Currently, there are a very large number of countries involved in the bluefin tuna fishery (Table 1). The reported catches in the Mediterranean Sea were 28,121 MT (18 % below the level reported for 1996 which was the highest on record). The main gears are purse seine (70 %), longline (19%), traps (1%), and others (10%). The reported catches in the East Atlantic were 13,134 MT (13 % above the level reported for 1996 which was also the highest on record). The main gears were traps (34%), bait boat (27%), longline (31%), purse seine (6%), other gears (2%). Countries/entities-fishing entities present at the meeting gave a brief overview of recent developments in their bluefin tuna fisheries, as follows:

CHINESE TAIPEI: The bluefin fishery of Chinese Taipei in the East Atlantic and the Mediterranean Sea in 1997 and 1998 was basically the same as in 1996. The number of vessels permitted to fish for bluefin in this area was still controlled at 14 vessels as in 1996, to comply with the ICCAT conservation measures. The fishing season was still restricted to closure before May 31, also in compliance with the ICCAT regulations. Total bluefin catches were 504 MT in 1997 and 455 MT in 1998, of which 278 MT in 1997 and 105 MT in 1998 were caught in the Mediterranean Sea. The bluefin catch from the Mediterranean has recently shown a decreasing trend. The catches were calculated based on the documents required by the ICCAT Bluefin Tuna Statistical Document Program.

CROATIA: During the last few years, the Croatian bluefin tuna fishery in the Mediterranean Sea is similar to previous years, as regards catches, gears and vessels. Thus, the annual catches are at a level of more than 1,000 MT, mostly taken by purse seine. In addition, in recent years bluefin tuna farming has been developed, especially influenced by

Japanese market demands. It is urgent that daily bluefin tuna weight increases while in captivity be determined by scientific methods since the Bluefin Tuna Statistical Documents usually contain information on total weights at harvest. This can cause some misunderstanding in future analyses because the official statistics, which are usually reported to the ICCAT Secretariat, are showing weight at capture, and not the weight at harvest. SCRS/98/45 provides the results of the investigation carried out in order to evaluate the real level of catches.

Since January 1988, Croatian administrators have been involved in a large undertaking of registration of all the fishing boats and their gears according to a new law on the marine fishery. Croatia is also using this process of registration to reduce the number of licenses for tuna purse seiners and longliners. This is in preparation for the implementation of the bluefin tuna quotas since Croatia has to reduce the previous number of vessels with licenses and in such way provided sufficient quantities for the operating boats. Otherwise, each fishermen would not have sufficient quota for economic survival. The number of tuna fishing licenses will be reduced to almost half of the previous number. Unfortunately, up to now, Croatia has no organized monitoring of the marine fishery or a statistical system to record landings. Thus, it is not always possible to provide all the data to the ICCAT Secretariat. However, for each data request, it is absolutely necessary to conduct a survey on that particular question or demand. Despite these difficulties, Croatia is making every effort to provide at least catch data. This work is currently in process and will be continued and expanded until the statistical scheme is fully implemented. Good cooperation has been achieved with the Croatian fishermen for the collection of data, as well as for the implementation of the essential conservation measures.

EC-FRANCE: Even though at present the sport and small professional fishing boat activity is increasing in the Mediterranean, bluefin tuna is mostly caught in this area by professional purse seiners. In 1997, a total number of 33 purse seine boats were operating year round, but mainly between March and October, from Provence to south of the Balearic Islands. Some other small purse seiners that usually catch anchovy and sardine, took advantage of the presence of tuna close to their home ports to change their nets and to fish for bluefin. Throughout the year, there are generally three fishing seasons: (1) from March to mid-May of May in the Gulf of Lion and off northern Catalonia, where most of the bluefin caught weighed from 12 to 50 kg; (2) during the spawning season of large tunas around the Balearic Islands, which occurs from mid-May until mid-July; and (3) from September to the end of the year, when purse seine activity is concentrated in the same area as at the beginning of the season, and also, in some years, along the coast from Provence to Liguria, where bluefin are generally smaller than in the western part of the western Mediterranean basin.

The nets used for these purse seiners are from 1400 to 1800 m in length and from 180 to 240 m in depth, depending on the size of the vessel. Configuration of the net is the same as in Spain. In one operation, up to 60 MT of fish can be caught and, exceptionally, even more.

From 1992 to 1997, the revised bluefin catches from the Mediterranean were 7,346, 6,965, 11,803, 9,494, 8,547 and 7,701 MT, respectively. Some by-catch species (such as albacore, bonito, mela, castagnole, swordfish and sharks) are also caught by all gears in this area, but in insignificant quantities relative to the bluefin catches.

Bluefin tuna is also caught in the Eastern North Atlantic (Bay of Biscay) for some gears. A number of baitboats are targeting this species and their catches were 134 MT in 1997. Other Atlantic catches are by-catches from 32 gillnets targeting albacore and by mid-water trawl, with catch levels of 2.8 and 57.1 MT, respectively. Some other unclassified gears are fishing bluefin tuna in this area with catches representing around 75 MT.

EC-GREECE: The situation in the Eastern Mediterranean, which is mainly exploited by the Greek fleets, has changed in recent years. The bluefin tuna fishery is taking place mainly in the northern and central Aegean Sea and, less intensively, in the southern Aegean and Ionian seas. Typically, the Greek bluefin tuna fishery was carried out on an opportunistic basis, but since 1993 has developed rapidly mainly due to increased market interest. There is no detailed information on the current state of the fishery in which numerous (300 to 400) vessels are involved, of different types and sizes and using various fishing gears. There are also many landing ports which are not adequately monitored. The most common gear used for the fishery is handline and, rarely, drift longline. A small number of purse seiners operated in the bluefin tuna fishery in the northern Aegean Sea in the last 10 years. There is also information that recent gear modifications in the swordfish fishery have resulted in high by-catches of bluefin tuna which are often discarded at sea, especially in summer, when the market demand is very low. These rapid changes in the Greek fishery result in an underestimation of the catches in the years 1993 to 1995.

The fishing season takes place mainly from October to May due to market demands. The Greek Ministry of Agriculture has recently introduced a series of regulations aimed at monitoring the number of vessels involved in the large pelagic fisheries.

EC-ITALY: The bluefin tuna fishery is carried out in the Mediterranean Sea all along the Italian seas, with various gears and fishing methods. In the most recent years, several vessels moved from one sea to another (in the Mediterranean), with a high mobility that has affected the distribution of the catch statistics.

In Italy there is a research group comprised of 10 institutes working on a permanent basis on large pelagic fishes, within a coordinated project that is funded by the General Directorate for Fisheries, with the purpose to monitor catches, landings, size frequencies and biological data from the various sectors. In addition, each single group has specific duties concerning various aspects of the biology, reproduction, growth, larvae distribution, feeding, genetics, parasites and stock units. The research results are reported by each institute to the General Directorate for Fisheries and presented at scientific meetings. The papers presented at these meetings by the Italian researchers become official documents of the coordinated project.

This group carried out an intensive revision of the bluefin catch statistics in the Mediterranean Sea for the period 1990–1997. For instance, 1995 catches reported in 1996 were 4,793 MT, and after the revision in 1998 are 7,063 MT (SCRS/98/8).

EC-PORTUGAL: Portuguese catches of bluefin tuna are mostly made by three gears: baitboat, longline and traps. Other gears catch minor amounts, mostly incidental.

Bluefin catches taken by the baitboat fleets, which operate around the Madeira and Azores islands, are quite variable from year-to-year and are related to the local abundance of bluefin in the proximity of the islands. The great increase of the abundance of large bluefin tuna around the islands, observed in recent years, is reflected in the baitboat catches. In 1997, baitboats caught 340 MT around Madeira and 107 MT in the Azores area, during the first half of the year.

Since 1990, a fleet of three longliners has been operating in the Eastern Atlantic and in the Mediterranean, catching an average of 300 MT per year. The Mediterranean Sea has been the main fishing area for this fleet but, in 1997, fishing took place mostly in the Eastern Atlantic. A total of 282 MT of bluefin were caught during 1997, but only 37 MT were from the Mediterranean.

One trap has been operating in the south of Portugal since 1995. In 1997, the bluefin catch taken by this trap was 19 MT.

EC-SPAIN: Spanish bluefin tuna catches in the Mediterranean amounted 2,205 MT, which represents a reduction of 17% as compared to the previous year (2,588 MT), and a reduction of about 22% as compared to the annual mean catch for the last five years. Fishing effort also decreased due to the implementation of regulations concerning the purse seine closed season and minimum size.

Bluefin tuna fishing is carried out in the Mediterranean by purse seine, surface longline, hand line, trap, baitboat and other surface gears. It is a seasonal fishery carried out from April to October.

The purse seine fishery in the Mediterranean Sea has remained stable in number of boats (6) and reduced fishing effort in number of days at sea and number of fishing days. Catches (1,172 MT) decreased about 30% as compared to the previous year (1,675 MT). Hand line catches amounted to 69 MT, which represents a decrease as compared to the 106 MT of the previous year. Surface longline catches amounted to 296 MT in 1997 and catches from "Japanese-style" longline increased to 576 MT. A decreasing trend in the surface fishery was confirmed, in particular for juveniles; catches decreased to 29 MT and were comprised of fish with weights very close to the minimum size (6.4 kg).

The Spanish trap fishery maintained two operative units in the Mediterranean Sea with no bluefin catches in 1997.

Spanish bluefin tuna fishing in the East Atlantic (Mediterranean Sea excluded) is carried out by trap, baitboat and, in recent years, by hand line. The four traps caught 2,723 MT in 1997, which represents a 56% increase as compared to

the previous year and about a 47% increase as compared to the annual mean catch for the last five years. Baitboat catches amount to 2,957 MT (2,742 MT in the Bay of Biscay and 215 MT in the Spanish South Atlantic region). The hand line catches amounted to 161 MT. The hand line fishery is being carried out in new fishing grounds, near the Strait of Gibraltar, in July and August. This hand line fishery targets large, post-spawning fish.

EC-UNITED KINGDOM: In 1997 <1 MT of bluefin was taken as by-catch of the albacore fishery.

EQUATORIAL GUINEA: The delegates representing Equatorial Guinea reported that they have no bluefin catches (but see Section 5).

JAPAN: Japan has been fishing for bluefin in East Atlantic and the Mediterranean Sea by longline gear since 1972. Fishing takes place in March in the waters offshore to near-shore of Gibraltar, targeting on large bluefin of pre-spawning condition which appear to migrate into the Mediterranean to spawn. Some of the fleet follows the school and operates in the Mediterranean, although others continue to operate in the Atlantic. In the Mediterranean, major fishing grounds are located around the Balearic Islands and to the south of Italy. Fishing was prohibited during June and July to meet with ICCAT regulations on bluefin tuna. The annual catch was 765 MT in 1996 and 185 MT in 1997. The fishing around Gibraltar normally ends by the end of June. No fishing for bluefin occurs until the fleet resumes operations in the west of Ireland in late August. This fishing ground shifts towards northwest thereafter and extends south of Iceland. Some boats operated in the waters off Iceland. The bulk of the catch is made up of medium to large fish with the average weight of around 150 kg. After October, the fleet moves further to the southwest (35°-45°N and 35°-45°W) and operates until December. The annual catch in the East Atlantic (including the Mediterranean) was 3,341 MT and 3,013 MT for 1996 and 1997, respectively.

LIBYA: Bluefin tuna and related species represent a large portion of the Libyan fishery in the Mediterranean Sea. This fishery has been carried out since ancient times along the western Libyan coast. Fishing for bluefin tuna by fixed traps ("Tonnara") goes back to 1919 where 14 different traps were in operation, usually during late spring and early summer. In recent years, the number of traps has been decreasing as well as the number of fish being caught. However, new fishing methods have been introduced in recent years, namely purse seine and longline. In 1997, the total Libyan catch of tuna was 148 MT, of which 103 MT were bluefin tuna and 45 MT were little tuna. Since then, two Libyan longliners have entered the fishery and have been in operation in Libyan waters in 1998. The total catches will be reported during the 1998 production year.

MALTA: Bluefin tuna is caught in the Mediterranean Sea. The fishing season in Malta starts during May and extends until July. The recent increase in bluefin tuna landings coincides with the increased demand from the Japanese market in 1989. Landings increased from 49 MT in 1990, to 353 MT in 1994. The decrease in landings during the last three seasons may be attributed to the large presence of tuna purse seiners off the Maltese Islands.

In 1998, tuna were targeted by 52 multi-purpose vessels ranging from 10 meters upwards (<20m) involving around 150 full-time and part-time fishermen. The total landings were 244 MT, of which 109 MT (45%) of the catch was exported. The gear used is drifting surface longline and is baited with Atlantic mackerel and/or Japanese squid. The maximum number of hooks set in a longline is 2,500 and this depends mostly on the size of the boat. The lines are shot during the afternoon and this operation normally ends at around 8 PM which fishermen consider is the prime time for the fish to bite. The lines then start being retrieved from 10:30 PM onwards.

Fishing is undertaken to the west, south and southeast of the Maltese Islands between the 35th and 36th parallels. At the beginning of the season (May), effort is exerted mainly in the southwest area of the region and subsequently further to the East according to the normal movements of bluefin tuna. The season ends in July. The main landing zones are Marsaxlokk, St. Paul's Bay and Marsascala harbors in Malta, whilst those in Gozo are Mgarr and Marsalforn harbors.

MOROCCO: In 1997, the total reported bluefin tuna catches amounted to 2,603 MT, with 25% of these from the Mediterranean. An increase of about 50% has been reported as compared to the average catches for the 1994-1996 period.

In 1997, bluefin tuna were caught mainly by three fishing methods. A total of 5 traps (2 of which are in the Mediterranean Sea) take 40% of the total bluefin catches, amounting to 1,197 MT. Around 100 artisanal hand line boats comprised 30% of the catches (500 MT per year) of large bluefin. Around 250 purse seiners are fishing in the East Atlantic and the bluefin caught are generally < 70 kg.

TUNISIA: The fishery of large pelagics in general, and of swordfish and bluefin tuna in particular, is becoming more and more important to the Tunisian economy. Bluefin are mainly exported.

Bluefin tuna have been fished for a long time in Tunisian waters, using traps set along the coast. However, there are only two still active, one to the north and one to the southeast. In addition, bluefin tuna are targeted by some 60 purse seiners, and also by handline. The 1997 catch was 2,200 MT.

TURKEY: In 1997, bluefin tunas were caught in March-November, with the most intensive fishing in March, April and May, 1997. The reported catch of bluefin tunas in 1997 was 503 MT. In general, the Turkish bluefin tuna catches seem to be under-estimated.

The fishing areas were around Canakkale, Bozcaada and Gokceada in the Gulf of Saroz (North Aegean Sea), and around Ayvalik and Izmir (central Aegean Sea) and in the Bays of Antalya and Iskenderun in the Mediterranean Sea.

From July 14 to 24, 1998, a survey on bluefin tuna and tuna-like species larvae was carried out in Turkish waters in the Aegean Sea (including the northern and the southern Aegean Sea) within the framework of the ICCAT Bluefin Year Program (BYP).

4.2 *West Atlantic Stock*

CANADA: The Canadian nominal landings of Atlantic bluefin tuna in 1997 were 504.5 MT, leaving 48.1 MT of the quota uncaught. It is not unusual for Canada to have uncaught quota owing to the complicated domestic allocation system (SCRS/98/41). In addition, at-sea observers estimated approximately 6 t of dead bluefin discards from the swordfish longline test fishery. This is a minimum estimate of discards; efforts are being taken to estimate the discards from the entire fleet for future years.

The major fishery since 1988 has been the tended line fishery in the Hell Hole between Browns and Georges banks (180 km southwest of Nova Scotia), though in recent years its importance had decreased substantially to about 22% of the Canadian landings (from 70% in the early 1990s). Further, the fishery in the Hell Hole is much more spatially dispersed than in past years. The CPUE has been declining in recent years, and is at a much lower level than at the inception of this fishery in 1988 (SCRS/98/42). In 1997, 20% of the Canadian catch came from the Gulf of St. Lawrence. This represents the level of harvest generally seen during the 1990s. The CPUE levels presently observed are much lower than the CPUE observed in the early 1980s (SCRS/98/42). Additional catches were also taken from the St. Margaret's Bay traps (59 MT), from the rod and reel fishery off northeastern Nova Scotia (69 MT), and from a new fishing area off Halifax (84 MT). In the Bay of Fundy, 55 MT were taken by electric harpoon; these fish are similar to Hell Hole fish in size distribution and CPUE patterns (SCRS/98/42). In 1997, 21 MT were taken in the tended line fishery on the Tail of the Grand Banks of Newfoundland; this fishery has shown marked fluctuations in recent years due primarily to decreased effort in the groundfish fishery and irregular presence in the offshore fishing grounds.

JAPAN: The fishing season for the Japanese longline fishery starts in October. The size of fish caught tends to be larger at the beginning, then decreases as the season progresses. The majority of the catch is medium-sized fish. High season for this area is mid-December to January. Some changes in fishing area have occurred since around 1989 when this fishery withdrew from US waters. The major fishing areas are now at the Eastern edge of the west Atlantic, including in Canadian waters. Bigeye tuna are also targeted depending on the location and the season. Due to the regulation (scientific monitoring quota), the number of boats allowed to fish is limited and the fishery normally ceases fishing in January once the quota is filled. The 1997 catch was 329 MT.

UNITED KINGDOM (BERMUDA): The delegate from the United Kingdom informed the Committee that he was speaking on behalf of the Overseas Territories of the United Kingdom which had acceded to ICCAT. Of these, only Bermuda is presently fishing for bluefin tuna. This fishery was carried out in the western Atlantic, primarily in the Bermuda Exclusive Economic Zone. All the vessels in this fishery were longliners and landings of bluefin tuna (2 MT in 1997) thus far had been well within that allowed by ICCAT quota. There was also the possibility of some very minor landings of bluefin tuna by recreational fisheries but these were also within the scope of the quota.

UNITED STATES: Catches for most fisheries have been relatively stable for the last three years of reported catches (1995-1997) in large part due to the effects of regulation. However the rod and reel fisheries showed some variability. Estimated rod and reel catches of bluefin less than 145 cm FL declined from 1995 and 1996 levels (260 and 355 MT, respectively) to 176 MT, while catches of fish of 145 cm and larger increased from 1995 and 1996 levels (584 and 485 MT) to 724 MT, due in part to increased catches of fish in the 145-177 cm range. Estimated longline discards continued to decline from the 1995 level (134 MT) to 37 MT (of which 6 MT was reported from the Gulf of Mexico) and rod and reel discards were estimated to be 14 MT (11 MT of which were in the 145-177 cm range, with the remainder being fish less than 145 cm).

The high catch rate fishery off North Carolina in the winter landed about 63 MT (included above) of which most were in the 145-177 cm range. Landings of larger fish were low due in part to regulations limiting catches to one per vessel per year. In 1998 after an week or two of low catches, fish were no longer found in the area and the fishery failed to develop. While capture locations have varied between and within years, unusual environmental conditions, perhaps including cooler water temperatures than in recent years, are thought to have influenced the apparent change in distribution.

5 Catch statistics

The Secretariat presented **Table 1** which contained Atlantic bluefin tuna catches and landing statistics by region, country/entities/fishing entities and by fishing gears, 1950-1997. The data included all the changes adopted at the GFCM/ICCAT Joint Meeting relative to the Mediterranean statistics and a part of the Atlantic Ocean. The Committee further studied this table and introduced a slight modification for 1997, for which new data became available. The Task I catch data, as reported in **Table 1** and **Figure 1**, were approved. The Task I data used in the 1996 stock assessments are compared with the new, revised base in **Figure 2**.

Mr. A. Astudillo, of the EC Delegation, later requested that consideration be given to the revisions proposed by Greece to their bluefin tuna catches for 1991 through 1997, for which a new data series was presented as well as explanation for the proposed changes. The Committee noted that these data were received well after the deadline established for such changes and even after the extended deadline exceptionally granted to Greece and that the catch-at-size table for Mediterranean bluefin had been already created by the time the data were received. Also, the explanation was not quite adequate and there was no one participating in the meeting from Greece to provide further explanations regarding the changes. Given that the changes proposed would have a negligible effect on the assessment of the stock, the Committee decided that the stock assessment would be conducted without any revision for Greece. It also considered that if the revision is presented before the next SCRS meeting in October, 1998, with adequate explanation, the proposal can be considered at that time.

The Committee reviewed the statistics under the category of "Nowhere else included" (NEI), in terms of the Commission's Recommendation made in 1997 (ANNEX 5-3 to the 1997 Proceedings). Table 8 of the Report of the *Ad Hoc* GFCM/ICCAT Joint Working Group on Stocks of Large Pelagic Fishes in the Mediterranean Sea (Genoa, September 1998) described the estimates of new NEI catches (which are estimated unreported catches). The Committee was pleased that since statistical revisions had been conducted by many countries and the new data series have been accepted by the Committee, for most of the Contracting Parties, the exports in excess of the reported catches have disappeared. The only remaining NEI categories for Contracting Parties are those for Spain, Equatorial Guinea and the Republic of Guinea. In the case of Spanish longline in the Mediterranean, the evidence shows that those catches were not really caught by Spanish flag vessels, and were mis-identified in the Bluefin Statistical Documents. In addition, these catches appear not to have been reported by the flag countries and hence it was decided to maintain them as NEI. A significant amount of bluefin tuna caught by vessels flying the flags of Equatorial Guinea and the Republic of Guinea have been exported to Japan, according to the BFTSD. Besides, there is positive evidence that those vessels have been fishing bluefin tuna in the Mediterranean Sea. The Secretariat informed that no bluefin catch data have been received from these countries, despite a few

communications pointing out the fact that there are vessels of these countries fishing in Mediterranean waters. Under the circumstances, the Committee decided to include these catches under NEI. The situation is similar for several non-contracting parties and such catches are also reported under NEI.

The substitution scheme was presented by the Secretariat for the west and East Atlantic and Mediterranean bluefin tuna to create the catch at size. The procedures were approved by the Committee with minor changes. According to the adopted procedures, the catch-at-size base was updated for the past and up to 1997, inclusive. It should be noted that Italian catches for 1990 through 1996 were completely revised and thus the data matching and substitutions were completely redone for entirety, using the new Task I data and some additional size information that became available at the GFCM/ICCAT Joint Working Group.

In response to a query regarding the availability of size data for the pre-1960 period, the Secretariat informed the Committee that considerable historical size data between 1954 and 1963 have been recovered and entered to the ICCAT data base and expressed appreciation for the collaboration given by ICES in finding these old data. They included size data from Norway (purse seine), Sweden, Germany, U.S.A. (trap), and Spain (trap). The Secretariat further explained that, for the most part, the protocols for the collection of these data were, however, not known, e.g. whether they are in gilled and gutted weight or in round weight, etc. Furthermore, many data seem to be duplicated among sets. Therefore, the data cannot yet be used at this meeting. However, once these data are cleaned, they can be used to size most of the major fisheries in the 1950's, except those of the Bay of Biscay. The French and Spanish scientists were requested to provide the Secretariat with the size data for that fishery and that the Secretariat should attempt to create the catch at size for 1950-1959 by the time of the next stock assessment.

The adequacy of the sampling and data matching was discussed. **Table 2** shows the total catches, catches that were sized with the information from their own size (either by sampling or by some other method), and catches that were sized with substituted data from other fisheries, for the East and west Atlantic and Mediterranean Sea. The table does not, however, show the adequacy of the size information, as some catches were matched to only a few fish. Nevertheless, it provides some general tendencies in sampling levels. The sample sizes (in number of fish) were not known in many cases, as the data provided to the Secretariat were already extrapolated to the catches. The proportion of sized catches, by region, is given in **Figure 3**.

The catch at size was created strictly in accordance with the current division line, and the catch at size for catches taken by Japanese longliners in recent years in the central North Atlantic has been also created. Most, if not all, of these catches, are included in the East Atlantic, according to the current division line. The catches taken by Japanese longliners in the early 1960s have also been properly split according to the division line and included both the East and west Atlantic catch at size.

6 Stock structure and biological parameters

6.1 Natural mortality

Although the absolute values of M have little influence on the historic trends of F or SSB as derived from analysis of catch at age, and hence on the perception of stock status, they may be decisive in terms of deciding strategies for stock recovery.

It has come under increasing scrutiny that assessments of fish stocks have commonly assumed a constant M at age for assessment purposes. The SCRS has followed this practice for bluefin, assuming $M=0.14$ for all ages. But the SCRS has also periodically addressed this for bluefin tuna using sensitivity analysis. In 1996 there was more emphasis placed on this by examining a specific M at age vector used in the past by SAT assessments. There is increasing scientific support for using an M at age vector that varies with age, due to factors discussed below:

- There is strong biological evidence that, within most species, M is inversely correlated with body size up to age when senescence will become important. Where M at age has been estimated, it has been shown to be higher in the younger age groups (e.g. MSVPA).
- For a similar stock (southern bluefin tuna (SBF)), M has been actually estimated for young ages (1 and 2 to 5) from tagging, and these results support a decreasing M .

Nevertheless, there are concerns about the specific levels of M at age that might be selected:

- SCRS/96/26 (p. 14) references an age-dependent M vector which is one of the choices used in the past for SAT assessments: (0.49, 0.24, 0.24, 0.24, 0.24, 0.20, 0.175, 0.15, 0.125, 0.10) for ages 1 to 10+ respectively; the values for ages 1 and 2-5 are based upon tagging studies, and values for higher ages reflect an interpolated steady decline to 0.10 for the plus group (see below the argument for this value). Analysis of age composition data for spawning fish of large age for SBF, for which there is apparently very little fishing mortality on high ages (>20), suggest that $Z = M = 0.15$ for these ages (SCRS/98/54).
- Recent measures of high ages in SBF (up to 40) suggest that M at high ages may be less than previously presumed when maximum ages were thought not to exceed about 20 on the basis of growth curve estimates and cohort slicing of the catches; but again the “previously presumed” value might be uncertain;
- An age-dependent M vector derived for SBF may not be directly applicable to Atlantic bluefin for biological reasons: SBF is a different species (but the same genus). SBF are considerably smaller, with the average weight at age 8 (the assumed age at maturity for both SBF and west Atlantic bluefin) being about 65 kg for SBF and about 120 kg for Eastern Atlantic bluefin tuna, and about 140-150 kg for western Atlantic bluefin, and with maximum weights of about 150 kg for SBF and 650 kg for both Eastern and western Atlantic bluefin. Thus, if the age-dependent M vector for SBF is converted to a size-dependent M vector and applied to Atlantic bluefin, the resulting natural mortalities at age are generally lower at age.
- Application of the method described by Chen and Watanabe (1989), which essentially is based on an assumed relationship between growth parameters and natural mortality, gives values that are consistent with the M vector referred to in the above bullet;
- Analysis of age composition data for spawning fish of large age for SBF, for which there is apparently very little fishing mortality on high ages (>20), suggests that $Z = M = 0.15$ for these ages (SCRS/98/54);
- Rodriguez-Roda (1977) estimated M as 0.18 based on the M/K relationship described by Beverton and Holt. This value was used for some years by SCRS since 1989, but subsequently modified to 0.1 on the basis of considerations of life-span and consistency for the western stock. The last choice made by SCRS (0.14) was merely an average as a compromise between the two previous values, recognizing that the variability in predictions from an M/K relationship would not be distinguishable from either 0.18 or 0.10.

For the purposes of the assessment, it was concluded that it would be convenient to carry out the following runs as regards values of M :

- $M=0.14$ for all ages. This would allow replication of the 1996 assessment and to examine the effects of introducing additional data from 1996 and 1997,
- A vector used for SBF (see third bullet of the previous section)

It was noted that as in the SBF example relayed to the Committee, which makes use of tagging data apparently to estimate natural mortality rates for ages 1 and 2-5 year old fish in aggregate, the tagging data from the west Atlantic was examined to evaluate this possibility for west Atlantic northern bluefin. Using the modeling approach described in SCRS/98/65, an attempt was made to estimate the tag loss rate owing to sources other than fishing mortality from the time at large of recovered tags. Analyses conducted with several different assumed levels of non-fishing loss rates (L ; for example natural mortality, tag shedding and migration) indicated that fishing mortality rate on western Atlantic bluefin tuna between the ages of 1 and 3 (F_{1-3}) was very high in the 1960's and then declined to very low levels after 1980 (see **Figure 4**). This suggested that there was sufficient contrast in F_{1-3} to allow the estimation of L , independently from F .

The estimated value of L was 0.3 per year with a rather low coefficient of variation of 14%. Inasmuch as this estimate was obtained from data pooled across ages 1, 2 and 3, it must be regarded as an average across those ages. Therefore it is still possible that the natural mortality rate could be higher for age 1 than for ages 2 and 3. Moreover, L implicitly includes losses due to natural mortality, tag shedding and migration. If, for instance, the tag shedding rate was 0.26 per year as estimated by the NRC (1994), then the estimated average natural mortality rate for ages 1-3 (M_{1-3}) would be no greater

than 0.04 per year. On the other hand, if the tag shedding rate was actually very low, the average M_{1-3} would be on the order of 0.3.

Concern was expressed that estimates of L obtained in this manner may be inaccurate because the tags that are recovered may not have mixed thoroughly throughout the population (SCRS citation about homogeneity). If this is the case then the estimates of F_{1-3} may reflect high local fishing pressure more than the average fishing mortality over the range of the stock. It is unclear how this might affect the estimate of L , the true value of which is presumably independent of local variations in F_{1-3} . This question could be addressed in the future via further modeling studies..

6.2 Mixing and stock identification

Mixing models. SCRS/98/62 presented a VPA implementation of a model for two stocks with overlapping ranges (the status quo hypothesis of the SCRS), and is applied to catch, abundance, and tag-recapture data for Atlantic bluefin tuna. This is compared to the results of the diffusion VPA model used previously by the SCRS and NRC. There are similar fits to the abundance indices and both models admit higher west to East mixing coefficients than East to west. Although the overlap model provides a better fit to the tagging data, neither model fits these data well and the mixing coefficients are poorly estimated. The abundance estimates from the overlap VPA are much less sensitive to the assumed value of the mixing coefficients. Projections with the mixing models can be more pessimistic in terms of recovery rates than projections without mixing, even when the assessments [of current status] with mixing are more optimistic than without mixing, because projections are also sensitive to assumptions about a combination of factors including the stock-recruitment relationship.

Review of information on stock identification. The Committee then reviewed new information and current knowledge in order to summarize the Committee's biological knowledge of stock identification and mixing. A comprehensive review of the literature could not be conducted in the absence of a library (though see Table 4 of SCRS/96/26).

Catch distribution. The distribution of catches was reviewed (see Section 4) and given that the Japanese longline catch is continuous across the north Atlantic (**Figure 5**).

CPUE by age. There are insufficient age-specific CPUE data to compare CPUE by age for the East and West Atlantic.

Tagging. Results of pop-up satellite and archival tagging studies were presented; these technologies presently gives a fisheries independent point location of the fish at a predetermined time, and a complete track of the fish's movements while at large, respectively. The success of the external attachment procedure for the satellite tags was acknowledged, with some tags being at large for over nine months. SCRS/98/55 presented results of 1997 pop-up satellite tagging in the Mediterranean and showed localized movements from three short-term release tags which have already popped off, including the movement of a fish from a Spanish trap in the Atlantic into the Mediterranean. SCRS/98/76 and Info. Doc. (b) Block et al., 1998 reported pop-up locations from 17 long-term (5 – 9+ months), 25 medium-term (2-3 months), and 7 short-term satellite tags in the northwest Atlantic. Both the medium and long-term tags showed medium and giant bluefin moving Eastwards, with 7 located East of the 45°W boundary, emphasizing the uncertainty of the location of the boundary between East and West Atlantic. It is also of particular interest that all fish of spawning size were located broadly between Bermuda and the Azores during the period when they would be expected to be spawning, putting into question either the location of spawning and/or the frequency of spawning (see also Section 13.2). Info. Doc. (a) described the methodologies in the use of surgically implanted archival tags and some very preliminary results.

Although no conclusions could be made about stock structure based on the new tagging results, they emphasize the uncertainty of the location of the boundary between East and West Atlantic. Further satellite tagging is recommended, in particular the use of archival satellite tags. Studies should also be conducted to characterize the fish in central Atlantic (see Section 13.2). Among other things, conventional tagging studies are dependent on the distribution of fishing effort and suffer from differential reporting rates in the East and West Atlantic. A review of East Atlantic bluefin conventional tagging from 1911 to 1994 has recently been compiled (Cort 1996).

Larval distribution and spawning areas. In the West Atlantic larvae have been found in the Gulf of Mexico and Florida Straits from mid-April to June. For the East Atlantic stock, larvae have been found throughout the Mediterranean with higher concentrations near the Balearic Islands, in the Tyrrhenian Sea and in the south Mediterranean from May to mid-July. Additionally, there have been a few historical records (14: 1 in February, 8 in March, 5 in August) in the Gulf

of Guinea. While there were recoveries of satellite tags in the central Atlantic during the presumed spawning period for West Atlantic fish and the tags which were released in May to July reported sea surface temperatures of 20-28°C, this is not evidence of spawning. Conditions for spawning include appropriate oceanographic conditions. Considerable sampling in the Azores has only shown bluefin gonads in the resting condition (J. Pereira, Pers. Comm.).

Age of maturity. In the West, the age of first spawning of 8 years old is based on the size of fish in the Gulf of Mexico spawning area. In the East there is considerable evidence of a lower age of first spawning of age 5 (and 50% at age 4) (Sella 1929, Frade and Manacas 1933, Frade and Vilela 1962, Scaccini 1965, Mather et al. 1995). SCRS/98/56 suggests that in the Aegean Sea, females of age 3 could be mature. It is a priority that detailed studies be conducted to determine the age of ogive maturity, given that a conclusive difference between the East and west Atlantic will be compelling support for a two-stock hypothesis.

Growth rates. There are many growth curves for Atlantic bluefin tuna. East and west Atlantic bluefin show different growth rates as illustrated by the two growth curves used in the assessments (Cort SCRS/90/66, and Table 4 of SCRS/96/26).

Genetics. SCRS/98/78 used mitochondrial DNA analyses to examine 140 samples from the Mediterranean and the west Atlantic. The analysis indicated no significant difference between samples collected from different locations within the Mediterranean (Bari and Sardinia in Italy and Alanya, Turkey). However, the pooled Mediterranean samples and the western Atlantic sample were found to differ significantly at the 5% level. These preliminary analyses suggested that the null hypothesis that north Atlantic bluefin tuna exist as a single panmictic unit should be rejected. However, the authors and the Committee feel that more extensive and representative sampling should be conducted to further test the hypothesis of panmixis.

Bomb-produced radiocarbon studies. SCRS/98/81 reported on the results of otolith radiocarbon analyses initially conducted to determine the age of bluefin. Though the method was found not to be useful for age determination, adult bluefin collected in the Mediterranean possess a radiocarbon signature indicative of their likely habitat during the first year of life. Analyses indicated that 11 of the 12 samples were spawned in the Mediterranean and suggest a fidelity between natal area and adult spawning site. Analyses of radiocarbon in otolith cores from the Gulf of Mexico could determine if otoliths contains a radiocarbon signature that differs from the adult bluefin collected in the Mediterranean. However, micro elemental analyses of trace elements might be a more effective and cost effective method.

Conclusions. After reviewing the new information relevant to stock structure, the Committee decided that the current working hypothesis of an East stock and a West stock with some mixing is still the most tenable. However, the Committee made several recommendations for additional research (see Section 13.2) in order to further refine our understanding of Atlantic bluefin tuna stock identification and mixing.

7 Catch at age

The Committee has been utilizing the age slicing method, with different growth curves for the Eastern and western stocks. Some discussions ensued on the validity of the age slicing methods. It was noted that the Commission held two inter-sessional meetings on this subject at St. Andrews, Canada, in 1991 (full name of the meeting will be inserted later) and in Brest, France, in 1984 (full name to be inserted later). Due to the conclusions of these two inter-sessional meetings and the absence of any alternative methods, the Committee decided to use the same methods as in the past to convert the catch at size to catch at age. However, it also recommended that a review be carried out on the validity of this method, with any new information available.

The catches at age thus generated were made available to the Committee at a later time. The catch at age for the West and East is given in **Table 3**.

8 Relative abundance and CPUE

-- East Atlantic

Nominal CPUE

In the past SCRS reports, it was frequently mentioned the lack of basic catch and effort data from which CPUE can be derived. The situation has not changed very much since the previous assessment. The available information were annual nominal CPUE from the Chinese Taipei longline fishery in the Mediterranean, French purse seine in the Mediterranean, Spanish baitboat in Bay of Biscay, and other various Spanish fisheries (handline, longline, purse seine and trap) in the Mediterranean. Although it is a short time series, Chinese Taipei longline data (SCRS/98/87) seemed promising as they showed considerable catch (the 1997 catch was higher than that of Japanese fishery) as well as the existence of ample length frequency data (Dr. Chang, pers. com.). It was recommended that CPUE from this fishery be standardized and made available to the Committee.

For French purse seine CPUE, the previously applied method (Richards and Schnute 1992) was not applied this year, and thus the nominal one was presented. However, taken into consideration of different size targeting of bluefin, CPUE was calculated excluding June and July which is the high season for large bluefin around the Balearic Islands (SCRS/98/88).

The Spanish baitboat fishery in the Bay of Biscay (SCRS/98/57) has been stable until recently. However, during the last two years, there has been a shift in the target from albacore to bluefin due to the temporary transfer of another fleet at the beginning of the fishing season. Age determination of these catches based on the dorsal fin spine indicated that the majority of fish was age 1 followed by age 2, which were about 26% and 17%, in number, for 1996 and 1997. The albacore fleet also caught a certain amount of age 1 fish incidentally, and the baitboat fishery has continued to target age 2 fish. Thus, the age 2 CPUE from this fishery is expected to provide useful information for indexing abundance.

The coincidence of CPUE fluctuations from French purse seine and Spanish baitboat fisheries was further noted, despite the different gears and locations of fishing (especially before 1990). This was the main reason why these two CPUEs were used in the VPA calibration in the past.

Various CPUE of the Spanish fisheries in the Mediterranean Sea were briefly reviewed.

Standardized CPUE

At the last meeting, five CPUE series were used for the assessment of the eastern Atlantic bluefin stock. These were all updated and made available to the Committee. Among them, only the series from the Japanese longline and Spanish trap fisheries were standardized.

Two CPUE series for large bluefin (age 8+) were developed from the Japanese longline fishery (SCRS/98/79), one from east Atlantic including Mediterranean Sea and the other from the central Atlantic. While the former has a long history since 1975, the latter was rather new which started at around 1989. The latter index was presented at the last assessment but was regarded too short to include the VPA calibration. Another reason why this series was not taken into consideration was that the fishery was not stable, i.e., fishing season and area is still shifting around. Fishing took place from October to February in the waters of 35-50N and 45-35W at the beginning of this series, but the fishing location shifted towards northeast to the area south of Iceland. Fishing shifted from the later months (November-February) to the earlier months (September-December), it was reported that fishing started in late August in 1997, and not much fishing was occurred after December. The GLM procedure was applied to both series to get standardized CPUE. Factors included in the model for east Atlantic and Mediterranean were year (1975-1997), month (March-July), area (5), material of main and branch line, number of hooks between floats, and interaction terms of month*area, year*month and year*area. Similarly, the same main effects were included in the model for the central Atlantic series but no interaction terms were incorporated, because the number of observations was not well balanced. Each month from November to February was included as fishing season, and 4 areas were set up for the central Atlantic. As year interaction terms were included for the east Atlantic and Mediterranean, year parameters no longer represented annual trend. Alternately, area-weighted CPUE was calculated to get annual trend. The actual width of the area was taken into consideration in that process. For the central Atlantic, the annual trend was obtained directly from the year parameter.

Extensive discussion was focused on the Japanese CPUE series, since they were important in determining trends in the VPA analysis. Major points were: effects of regulation change and the absence of data during the high season of spawning, relation of fish between two parts of the east Atlantic (east Atlantic vs Mediterranean). The Committee decided to see if there was any effect on these points.

Two GLM runs were made: one was to develop area-weighted CPUEs for each of the east Atlantic and Mediterranean and the other to develop CPUE with and without June data. The results (**Figure 6**) showed nearly no difference in both cases.

It was noted that CPUE should cover all the catches as well as the whole fishing range as much as possible, since the process of assessment is essentially an integrating process of all available information. The question was raised whether the two indices (central and east + Mediterranean) could be combined or not. While it was technically possible to do so, it was advised that it might not be appropriate to do so, as fishing in two separate areas took place very differently as stated in the description of the Japanese CPUE indices. Notwithstanding, the Committee decided to see the difference when two indices were combined. Compared to the east and Mediterranean CPUE, the new combined CPUE was lower during the mid 1970s and higher for the most recent few years (**Figure 7**). It was explained that the reasons of these differences were two folds; different model specification (only main effects were allowed to incorporate because of unbalanced observation) and different way of estimating annual trend (year parameter vs area-weighting).

Daily CPUE from four Spanish traps in the Atlantic side of Gibraltar area was standardized with GLM method (SCRS/98/53). Years covered were 1981 to 1997 and month of May, June and July were considered. The model factors were year, month, trap and interaction between month and trap. The age of fish that this CPUE represents was regarded as age 4 and older. It was questioned about the possibility of inclusion of oceanographic factors into the model since changes in local oceanographic condition might have extremely important influence on trap catch rates.

Estimation of CVs

At the 1996 Methodology meeting on bluefin assessment, it was recommended to use variance weighting procedure in the assessment tools. For the purpose of providing variance of each index, an attempt was made to estimate variance for each CPUE index. The method utilized the random effects modeling. Interaction terms associated with year as well as some other factors were specified as random effect variable in the model leaving other factors as fixed effects.

The Japanese longline index presented for the eastern Atlantic and Mediterranean (SCRS/98/79) used an area weighting approach without random effects. It was agreed to incorporate random effects. Since it is not possible during the meeting to implement the random effects approach in combination with area-weighting, the data were fitted without area weighting, while incorporating year*month, year*area and year*area*month interactions as random effects. Although not significant in the presence of the other random effect terms, the year*area term was restrained to partially compensate for the lack of area weighting. The estimated CV's were about 25% for the east Atlantic and Mediterranean index, and about 30% for the central Atlantic index.

This method was not applicable to the combined Japanese longline index for central and east Atlantic and Mediterranean. The reason was due to the scarcity of observations; i.e., different time frame between central Atlantic series and the east Atlantic and Mediterranean series.

CVs of French purse seine indices for age 2 and age 3 were also obtained by the random effects model. Data applied were daily catch record by weight category, number of fish, boat, and area. Area selected were the Gulf of Lion to the Balearic Islands and the series were separated into two time periods (1970-1981 and 1982-1997) in order to cope with the effect of the technological improvement, i.e., use of airplane. First, a binomial model was fitted to the proportion of boat days with a positive catch, and then a lognormal model was fitted to the positive catches. The age*year interaction was included as a fixed effect so as to ensure that an index for each age (2 and 3) was obtained. In the binomial model, no further fixed effects were significant, but year*month, age*month and boat were significant random effects. In the lognormal model, age*area*month were significant fixed effects, while year*month, year*area and boat were significant random effects. The results of the two models were combined to produce a single index for each age class. It was agreed that this index be used instead of the nominal average value for the French purse seine CPUE. Although the new index was similar to the nominal index in terms of the point values for each year, the CV's were higher.

Since CVs using a random effects model were not available for the Spanish bait boats index an ad hoc approach was used during the meeting to estimate appropriate CVs. A linear trend was fitted to the CPUE indices on the log scale by linear regression the residual standard error was then used as the CV for this index.

Data from the Spanish trap fishery were available in the form of numbers of fish per trap lifting, and the number of days the trap was operating before each lifting. The data were summed by month for each trap and analyzed using the log-normal (plus constant) model with random effects. The constant was set to 10% of the average CPUE. Trap, month, and trap*month interactions were significant as fixed effects. Only the trap*year interaction was significant as a random effect. It was agreed to use the index obtained from this model. The CVs are somewhat lower than those used for the index in the 1996 assessment.

Consideration on the use of CPUE series for tuning VPA

The Committee considered five sources of CPUE series for the possible use in VPA Calibration. In order to facilitate the discussion, summary table of possible source of bias in each CPUE series was created (**Table 4**). Possible bias was suggested to exist but it was difficult to identify and quantify its direction and magnitude. Furthermore the factors, which were thought affecting CPUE, might not be proved unless such data were obtained and tested in the statistical analysis. One thing should be noted was an effect of 'tail riding' (stealing) catch from the gears in use by the Japanese and possibly Chinese Taipei longline boats. The participants brought up this information to the Committee and further explained that there was an evidence that this has been common practice. Regarding this point, analysis of the Japanese longline CPUE splitting east Atlantic and Mediterranean Sea was revisited to see whether there was a different trend in recent years, as stealing occurred only in the Mediterranean Sea. No difference in trend was evident from that analysis, but this did not exclude the possibility of a large stealing effect, as trend in the absence of that effect could have differed between the areas.

CPUE from the Chinese Taipei longline fishery was excluded from the consideration as there was no disaggregated data available to the Committee and no one had better knowledge on that fishery.

The Committee decided to use standardized CPUE as well as the CVs (**Table 5, Figure 8**) obtained from the random effects model rather than the nominal CPUE or standardized CPUE by the fixed effects model (**Figure 9**). It was considered statistically consistent to use both the standardized CPUE and its variance estimated from the same model.

The Committee then discussed the selection of the CPUE to be used in base case assessment. In general, there was agreement on the use of the CPUEs except for the Japanese index in the central Atlantic. Some scientists felt it was best to use the combined Japanese index for the central, east Atlantic and Mediterranean since this way it might be able to integrate as much information as possible covering all the geographic fishing areas and fishing seasons. On the other hand, others preferred to use the east Atlantic and Mediterranean index and not to use central Atlantic index for the base case. The reason was because the fishery in the central Atlantic had a short history and has been unstable due to the shift of fishing location and season. Due to this split opinion, the Committee could not agree on the use of this index from the central Atlantic. The decision was postponed until such time that the results of VPA runs with and without this index would be made available.

-- West Atlantic

Information from all of the catch rate data series used in the previous assessment of western Atlantic bluefin (BFT-W-Table 3b in the Report of the 1996 ICCAT SCRS Bluefin Tuna Stock Assessment Session) were updated, where possible, and available for the current assessment (**Table 6 and Figure 10**). Several newly analyzed catch rate series were also presented and the analytical treatment of two of the indices (US rod&reel small and US rod&reel large) resulted in separation of these time series into two stanzas. One of the previously available series was based on a systematic, fishery-independent survey (US Larval Survey in the Gulf of Mexico, SCRS/98/67). Another was based on catch rate data from the Canadian tended line fisheries for large fish in the Gulf of St. Lawrence, which was also updated to include additional information and standardized through a general linearized model (SCRS/98/42). The remaining indices previously applied were also standardized using GLM methods. Two of these were from Japanese long line catch rate data (SCRS/98/79); one from the Gulf of Mexico and one from the northwestern Atlantic. In addition, a provisional catch rate time series from the Japanese Central Atlantic fishery for 1992-1997 was also available in the same document. Catch rate time series were presented from the US Rod and Reel fisheries for small (SCRS/98/59) and large fish (SCRS/98/68), as well as was a newly constructed analysis of medium sized fish (primarily age 6, SCRS/98/66). An updated analysis from the US long line fishery in the Gulf of Mexico (SCRS/98/60) was also provided. Catch rate information from the US east coast fisheries

using rod&reel and harpoon gear, operating primarily in the Gulf of Maine was presented in SCRS/98/73. Additionally, information on US fishing tournament catch rates was presented in SCRS/98/71.

Document SCRS/98/79 presented results of various GLM analyses of the Japanese bluefin tuna catch rate time series. Previously, the Committee concluded that inclusion of by catch species in the standardization had little effect on the catch rate series from the western North Atlantic, but noted that the inclusion of catch rates of by-catch species in the Gulf of Mexico index could result in different patterns than when by-catch is not included or when different by-catch species were included. These time series were modeled during the working session using generalized linearized mixed models with random effects terms for year*area and year*month as well as year*area*month interactions, a procedure recommended in SCRS/96/63 (Rev.) to take account of correlation between observations in catch rate time series. **Table 6 and Figure 10** show the catch rate values used in the assessment as well as the estimated variance of the individual mean catch rates. One notable difference in the values used in the current assessment and that from 1996 is for the Japanese Longline catch rates from the Gulf of Mexico. In the 1996 assessment, this time series was given low weighting in the analysis, whereas the calculations conducted at the present meeting, resulted in more precise estimates of mean catch rate pattern and thus greater weighting in the ADAPT assessment model fit to these data.

The United States presented a fishery independent index based on a larval survey in the Gulf of Mexico during the spawning season (SCRS/98/67), an index derived from longline catches from the Gulf of Mexico and nearby waters (SCRS/98/60), and multiple indices from the rod and reel fishery off the northeast U.S. (SCRS/98/59, SCRS/98/66 and SCRS/98/68). All indices were derived using the delta lognormal approach in which separate analyses are conducted on the proportion of the observations with positive catches and on the positive catches. The 1996 value of the larval index was highest since 1987, primarily due to one very large catch of more than 100 larvae; the confidence interval about that value was relatively broad compared to other recent values probably due in large part to the influence of that one catch. Overall the index showed higher values in the 1970's, moderate values in the early 1980's and generally lower values since the mid 1980's with a few higher points (**Figure 10**).

At the 1996 Committee meeting, for the U.S. rod and reel time series for small and large bluefin fish catch rates, the delta-Lognormal approach was adopted as the standard for this assessment. This choice was guided by results of simulation studies previously provided to the Committee which indicated that this approach showed superior performance relative to a number of other approaches tested for recovering known catch rate patterns in simulated data and since residual pattern examinations did not allow clear choice of the superior method of modeling. These procedures were used in the updated analyses of these data. Additionally, generalized linear mixed models of these data were employed to take account of correlation between observations in catch rate time series through inclusion of random effects terms involving year interactions. The fishery based indices were developed with general linear modeling approaches. For each the proportions positive were analyzed using a binomial error assumption, and lognormal error assumptions were used for the positive catch rates. In addition the fishery based indices were analyzed using fixed effects models and using random effects models. Initially each index was developed based on fixed effects such as year, month, and fishing area as well as any continuous covariates. Once a final fixed effects model was determined, then random effects terms were added and tested for significance; the random effects terms included year interactions with each of the main effects in the final fixed effects model as well as any continuous covariates. In the small fish case SCRS/98/59, the analysis was constructed to control for potential regulatory effects by separating the time series pre- and post- 1993. Additionally, size structure information for the later time series was available, and the recent time series was separated into components representing fish 66-114cm SFL (primarily fish aged 2 and 3) and 114-144 cm SFL (mainly fish aged 4 and 5). Document SCRS/98/60 also applied random effects generalized mixed models to the US rod&reel large fish data series. As with the small fish series, an analysis was constructed to better control for regulatory effects by separating the time series pre- and post-1993. The Committee recognized that the approach used for analysis could provide a better way to control for regulatory effects, but found the assessment results somewhat sensitive to inclusion of a recent, short time (5 years) series and recommended use of a single time series for the 1998 west Atlantic stock assessment. The single time series in SCRS/98/60 was applied in the assessment. This index formulation was not evaluated using a random effects model in SCRS/98/60. This data set was evaluated by the 1996 Committee for correlation between observations via random effects models. For the purposes of tuning, the time series of average catch rates in SCRS/98/60 was applied with associated variance components as estimated by the 1996 Committee (for years 1983-1995). For 1996 and 1997, years for which no correlation between observations variability estimate was available, the average added variability estimated over the time series 1983-1995 (a CV_A of 0.32) was applied as the added variance component to the estimated CV 's for years 1996 and 1997 (using the formulation $CV_T = \text{SQRT}(CV_I^2 + CV_A^2)$, where $CV_A = 0.32$, and CV_I is as estimated in SCRS/98/60 for 1996 and 1997).

An analysis of the Canadian Gulf of St. Lawrence fisheries data from 1981-1997 for fish aged 13+ was provided in SCRS/98/42. This same paper also provided a revised index from southwest Nova Scotia fisheries for the period 1988-1997. Additional analyses of these data were conducted at the working meeting to apply random effects models to account for correlation between observations in these time series. Results of these calculations are presented in **Appendix 4**. In past assessments, a series of pre-specified factors were estimated for each year based on the ratio of the numbers at age from Canadian tended line catches for ages 13 and older fish (numbers at age for fish aged 13+14+15+16 and older) to fish ages 10 and older, to make allowance for the fact that the Gulf of St. Lawrence index applies to age 13+ rather than age 10+ fish. The proportional catch of age 13 and older fish in the age 10+ grouping for the period from 1981 to 1997, respectively are listed in **Table 6**. At the 1996 assessment, the Committee agreed to use the new standardized series for the southwest Nova Scotia fisheries (1988-95) in sensitivity analysis. At the current assessment, the Committee agreed to apply the updated standardized index in the assessment. Partial catch weighting was used for the southwest Nova Scotia index (see **Table 6**).

There were multiple changes in the indices based on the U.S. rod and reel fishery; the changes were associated with regulatory and data collection changes in 1992 and 1993. After ICCAT's 1991 recommendation that catches of bluefin less than 115 cm FL in the west Atlantic be reduced to 8% of each nation's recommended catch, a variety of changes were made to U.S. regulations for many sizes of bluefin tuna caught by rod and reel. As a result of those changes the times series of indices for fish less than 145 cm FL was split into one index for 1980-1992 and two indices for 1993-1997 covering fish of 66-114 cm (primarily ages 2-3) and 115-144 cm (SCRS/98/59) (primarily ages 4-5) (**Figure 10**). A new index for fish 145-177 cm (primarily age 6) for 1993-1997 was presented (SCRS/98/66) (**Figure 10**). The 1992 regulatory changes also impacted the indices for larger bluefin tuna, and the time series was also split with an index for fish larger than 195 cm (primarily ages 8 and older) presented for 1983-1992 and a second index for bluefin over 177 cm (primarily ages 7 and older) presented for 1993-1997 (SCRS/98/68) (**Figure 10**). The indices for 66-114 cm and 115-144 cm fish showed similar patterns in 1993-1996, but the index for the 66-114 cm bluefin increased in 1997 while the index for the 115-144 fish declined. The indices for 145-177 cm fish and for bluefin over 177 cm had increases as the 1989 year classes entered (1995 and 1996 respectively), but the index for fish over 177 cm declined in 1997 to about the 1994 and 1995 levels.

The standardized catch rates from the U.S. Gulf of Mexico longline index showed a similar pattern as in previous years with generally higher values before 1992 and lower values after; the index shows a gradual increase since its lowest value in 1994 to the highest value since 1991 occurring in 1997 (**Figure 10**). Document SCRS/98/60 derived GLM-standardized indices of abundance for large (age 8+) bluefin tuna from the pelagic long line fishery in the Gulf of Mexico. This research updated the information used for this index in the previous assessment to account for additional data. The analysis employed random effect terms to account for correlation between observations in the time series. As for several other series, the 1996 Committee decided to adopt the delta-Lognormal modeling approach for use in assessment analyses. The Committee discussed the pattern resulting from this set of data, which indicated relatively higher catch rates in the early (1987-1991) part of the time series followed by lower catch rates (1992-1997). Although the pattern might be interpreted as resulting from regulatory changes in management of the US long line fishery in the Gulf of Mexico which further restricted the allowable landing limits for bluefin tuna starting in 1992, the analysis conducted was based on catch rates of both landed and discarded fish and was structured to account for operational and gear characteristics provided in fishermen's reports of daily catch and effort which were believed to relate to targeting effort. Although it cannot be demonstrated that the pattern in the catch rates are wholly due to change in abundance (likely with noise), nor can it be demonstrated that the pattern resulted wholly from changes in regulations. The Committee decided that the index would be used as a single time series in the base case assessment runs, applied to age 8+ fish. The Committee recommended that sensitivity of the assessment results to separating the time series in 1992, also be evaluated, should time available at the meeting allow.

At the 1996 meeting, the Committee discussed the value of incorporating more historical catch rate information into the stock assessment. Previous SCRS reports have also stressed the importance of incorporating information of this type into analysis to provide an improved basis for assessing more historical trends in spawning biomass and recruitment. It was then recommended that data from the Japanese long line fishery from fishing areas and time periods similar to that described in SCRS/83/64 could be incorporated into the analysis. Information from these fisheries (off Brazil and off the US east coast near Florida) was evaluated in SCRS/98/85. At the 1996 meeting, summarized data (5x5 monthly catch and effort) were examined and the preliminary analyses conducted confirmed the general patterns in catch rates for the "Western Large Fish" and "Tropical" regions reported in SCRS/83/64. SCRS/98/85 conducted presented analyses of these data and contrasted the results against SCRS/83/64. For the part of the time-series which overlapped, the results in SCRS/98/85 were similar to those of SCRS/83/64. However, SCRS/98/95 found for the Brazilian fishery, that inclusion of earlier data (pre-1960) resulted in a pattern of increasing and then decreasing catch rates over time, which could have

indicated a pattern of learning changes in targeting, or of some localized abundance pattern. During that period, the Japanese longline fishery did not target bluefin. Additional analyses conducted at the working meeting using random effects models to account for correlation between observations in the time series modified the results from that presented in SCRS/98/85. These comparisons and results of analysis are presented in the Appendix. The Committee discussed the possibility that the patterns observed off Brazil may have related to only a portion of the resource and for this reason, might not be as reliable an indicator as other time series. It was noted that this feature is more or less common to all of the catch rate time series available for bluefin assessments. The Committee discussed the possibility that the catch rate pattern from off Brazil represented depletion of a separate stock of bluefin to levels which could not replenish itself. It was noted that after the large catches from this region in the 1960's bluefin have been absent from this region. Under this hypothesis, the "Brazil stock" would be considered separate from the balance of the Atlantic and effectively extinct, thus neither catches nor catch rates from this fishery would be applicable to assessment analyses applied to the balance of the resource. On the other hand, it was proposed that the catch rate pattern could also be explained by considering the catch rate pattern to result from learning followed by a rapid decline in the abundance of the component of the resource in the region. The rate of decline could be related to reduced concentrations of bluefin in part due to movement from the region. To account for this possibility, and since linkages between the Western Tropical fishing zone and the Brazilian zone are known from tagging, the Committee decided to consider the historical catch rate patterns as an area-weighted average between the "Western Tropical" and "Brazil" fishing areas for consideration in an Age-Structured Production Modeling approach. This information is not easily incorporated into the ADAPT assessment since reliable catch-at-age estimates for all fisheries components are not yet available for the period before 1970. It was recommended that the sensitivity of the ASPM results to inclusion and exclusion of these historical time series in the modeling be evaluated. Based on the reported size distributions for the catches in SCRS/98/85, age range assignments of 5+ were assumed for purposes of assessment analyses.

One new relative abundance pattern for small fish (ages 1-3) was developed by the Committee based on the analysis of tagging data from the western Atlantic in document SCRS/98/65. Analysis of time at large information from tags indicated an F pattern on age 1-3 fish (which was estimated with relatively high precision: CV's below 0.2) as indicated in **Figure 4**. The relative abundance pattern, taking catch of fish aged 1-3 into account for the period 1964-1981 was found to be insensitive to two levels of assumed M. This pattern suggests relatively higher age 1-3 abundance in the period preceding the ADAPT assessment. This feature is consistent with other analyses (*e.g.* ASPM analyses previously employed by the Committee and results of other modeling approaches which take more historical catch and effort information into account, see for instance SCRS/96/xx for results of the 'CATCHEM' algorithm) and implies both higher recruitments and spawning biomasses than in the period examined by ADAPT assessments. This feature of the data was believed by the Committee to provide an improved basis for estimating long-term productivity reference levels (*e.g.* MSY and B_{MSY}).

The Committee noted that an updated CPUE series, for large and medium-sized fish taken by a sub-set of commercial troller/handline and harpoon boats operating off Cape Cod and in the Gulf of Maine was made available. It was noted that this index was available for the 1993 assessment but was not used "because of concerns about the representativeness (sic) of the sample, because of the short time series and because that data (1988-93) could, in principle, be included in the <longer> us rod and reel large fish CPUE series (1983-93)". Although the data for this index was not available for 1996, document SCRS/98/73 provided updated analysis of the available information for a selected set of commercial troller/handline and harpoon boats operating in the Gulf of Maine. The harpoon catch rate time series is quite similar in pattern to that for southwest Nova Scotia fish in document SCRS/98/42. The commercial troller/handline and the information from tournaments in Massachusetts (SCRS/98/71) show similar levels (although with noise) to the US rod&reel index information. As the time series in SCRS/98/73 and SCRS/98/71 were of shorter duration and not fully analyzed for the effects on the catch rates thought not to relate to fish abundance, and represented information for age ranges and fisheries already included in other standardized time series in the analysis, the Committee decided not to include them in the base assessment in 1998.

Document SCRS/98/75 presented a framework for integrating results from technologies and methodologies currently under investigation by the New England Aquarium (Boston, Massachusetts, USA); for example, aerial surveys based on commercial spotter pilot data, hydro-acoustic tracking, remote sensing, and archival and pop-up tagging. Abundance indices from these methods are not yet available.

The Committee agreed to apply thirteen time series of catch rates in the ADAPT procedure to assess the status of the western Atlantic bluefin resource using the variance weighting procedure applied previously, as an objective way of incorporating uncertainty about and inferring relative weights of the tuning index patterns into the assessment procedure. These index series used are indicated in **Table 6**. The indices included in the base case assessment represent different age

ranges and different fisheries. Drawing inference by direct comparison of the indices absent of the information about the proportional contribution of each age class in the index and the selectivity characteristics of each fishery is difficult. The assessment procedure incorporates this information in estimation of stock size and fishing mortality rate estimates. Some of the indices used in the assessment represent information from relatively large geographic ranges, in pelagic zones (generally outside of various nations Exclusive Economic Zones), while others represent information from more restricted, coastal ranges (within various nations EEZ's). Previous Committees have discussed the attributes of the coastal and pelagic indices for bluefin. The degree to which each of the different indices represent population-wide abundance trends could not be determined by the Committee. However, it was noted that to a large extent, both large and small bluefin are known to concentrate in coastal waters and can also be caught in pelagic zones, although the largest fish appear to be generally unavailable to fisheries operating in the pelagic zone. The Committee subsequently evaluated weighting indices using equal weighting and determinative re-weighting (see Section 10).

9 Environmental influences

Only three documents concerning bluefin tuna presented to the SCRS in 1998 make reference to environmental conditions that may influence the fisheries or bluefin behavior. Document SCRS/98/42 suggests that the similarities in the CPUE trends observed in the past three years in the bluefin fisheries of southwestern Nova Scotia and the Gulf of St. Laurence may be influenced by environment conditions. It also questions if the catch rate series in later years in the Gulf of St. Laurence track abundance in an environment where bluefin are approaching the northern limit of their distribution range. The Committee noted in **Table 4** that environment has an effect on CPUE.

Document SCRS/98/76 gives information on the sea surface temperatures recorded in the areas where the pop up tags on giant bluefin tagged in the Gulf of Maine were jettisoned. More extensive environmental analyses on the data collected by those tags are being prepared. The results of the pop-up tagging of bluefin tuna in Mediterranean and eastern Atlantic traps are presented in SCRS/98/55. The tags continuously recorded the water temperature and it is expected that the analysis of the data will help to understand the behavior of bluefin tuna during their migration. The movement of tagged tuna in relation to the depth of the thermocline is also discussed. The Committee recognized the importance of environmental conditions on the behavior and movements of bluefin tuna and recommends that this should be further investigated and taken into account in stock assessment (see Section 13.2).

10 Assessments

-- Presentation of papers on methods

Papers investigating bias, precision and the robustness to uncertainties in model were presented for tuned VPA. Document SCRS/98/74 by Fromentin describes robustness analyses using ADAPT for the 1996 base case East stock assessment. The recruitment and adult population estimates from the assessment are shown to be sensitive to the technical specifications of the F ratios, natural mortality rate, and possible under-reporting of the catch data. The author also shows that the increasing trends in recruitment and the strong decline in the adult population are strongly determined by CPUE indices and should be treated with caution given the poor quality of data and incomplete knowledge of the fisheries.

Document SCRS/98/82 by Hiramatsu and Tanaka describes the reliability of stock size estimates by ADAPT VPA through numerical and analytical analyses. Results indicate that when the fishing mortality rates remain constant for all years, the stock size estimates are not determined uniquely by tuning indices without additional assumptions. Secondly, when the cumulative fishing mortality rates between cohorts are similar, the precision of stock size estimates will be poor, even if the abundance indices appear informative. The authors suggest additional information, such as F ratios, absolute abundance estimates or other constraints are necessary for precise estimation by VPA.

Document SCRS/98/63 by Porch describes bootstrap estimates of the precision and bias of the 1996 base case assessment. The abundance of the youngest age groups in the last year are poorly estimated, having coefficients of variation on the order of 600 percent. The estimates of the middle ages had coefficients of variation between 43 and 65 percent and could be biased by up to twenty percent. The estimates of the older ages were nearly unbiased and reasonably precise, as was the estimate of the ratio of fishing mortality rates for ages 9 and 10+ for the years 1974-1987. The bootstrap produced larger CV's than the information matrix.

Document SCRS/98/64 by Porch describes a Bayesian VPA with randomly walking parameters. The random walk is incorporated into a VPA for the catchability coefficients associated with tuning indices and for the F-ratios, according to a prior assumption about how much these parameters can change per year. Analyses suggest the random walk component can improve the precision of the population estimates substantially, while at the same time allowing the VPA to model the dynamics of the fishery in a more realistic manner.

A stochastic model to estimate mortality from the time between the date an animal is released and captured was described in SCRS/98/65 by Porch. The method allows total mortality to be estimated and avoids some of the difficulties encountered in conventional tag recovery analysis. The estimate of Z, however, will be inflated by tag loss and tag induced mortality. The estimates of mortality obtain can also be used as a fishery independent tuning index.

Document SCRS/98/77 by Geromont and Butterworth describes a fleet-disaggregated age-structured production model. This model is an extension of the age-structured production model (ASPM) of Punt et al. (1995). The model allows for fleet-disaggregated analyses by solving for the fishing mortality rates of each fleet separately, as implemented by Restrepo (1997). The likelihood function is extended to allow estimation which takes catch at age data into account. The stock-recruitment relationship is generalized by the addition of a parameter that can mimic both Beverton-Holt and Ricker type forms, and residuals about the relationships can be estimated.

Document SCRS/98/54 by Butterworth and Geromont describes some aspects of application of ADAPT VPA to the 1996 SCRS assessment. Alternative partial catch weighting options for determining selectivities for tuning indices are described. The effect of an age-specific natural mortality vector is explored. The authors note that the 1996 SCRS assessment used an index with a seemingly anomalously high level of variability and suggest checking the application of random effects GLM standardization of CPUE indices.

Document SCRS/98/70 by Cooke and Lankester describes a composite fish stock assessment model incorporating features of production models and virtual population analysis. This model facilitates the comparison of production model and VPA approaches as limiting cases. The variance of each type of input data is integrated in the objective function in an internally consistent manner. The model also allows for one or more overlapping stocks, which may or may not be distinguished in the catch.

Document SCRS/98/58 by Legault and Restrepo describes a flexible forward age-structured assessment program (ASAP). This model uses commercial software to efficiently estimate large numbers of parameters through the use of automatic differentiation. The separability assumption often applied to fishing mortality rates is relaxed so that selectivity can change smoothly over time by fleet. The catchabilities associated with tuning indices are also allowed to change smoothly over time.

Document SCRS/98/62 by Porch and Turner describes an alternative VPA model for transatlantic migration. This model considers two stocks that overlap with given, or estimated, transition probabilities in the context of tuned virtual population analysis. The results are compared to the previous SCRS diffusion model. The abundance estimates from the overlap VPA are much less sensitive to the assumed value of the mixing coefficients than are those from the diffusion VPA. Projections with either mixing model can be more pessimistic in terms of recovery rates than projections without mixing, even when the assessments of current status with mixing are more optimistic than without mixing.

10.1 Assessment for the East Stock

The assessment was performed using an updated version of ADAPT-Two Box (SCRS XLVI(1), SCRS/98/64). Different exploratory runs were performed in order to investigate the new catch-at-age matrix, to test for new methodological approaches, such as the random walk, and various specifications on M and F-ratios. The base case was finally chosen at the end of this procedure which also included sensitivity and retrospective analyses (described below). **Table 7** gives a summary of the various specifications finally adopted for the base case.

Details concerning the exploratory and sensitivity runs are given in **Table 8**. In each of these runs, the base case specifications were applied except where stated.

Comparison with 1996 assessment and between 1996 and 1998 catch-at-age matrices: Due to changes in the reported landings between 1990 and 1997, the current catch-at-age matrix differs from that used in the 1996 assessment.

To investigate the effect of these changes an assessment was made using the new data with the same technical specifications as in 1996 SCRS assessment (run 1, **Figure 11**). Differences are apparent in the most recent years; F estimates being higher on the new catch-at-age data. This would be expected even if the same data set were used due to retrospective patterns in the assessment (see also below).

Another assessment was performed using data up to 1997 (run 2, **Figure 12**). The main difference is in fishing mortality and numbers for ages 4-7 in the recent period where F and N are higher and lower respectively using the 1998 data set.

Alternative choices of Japanese CPUE indices: Runs 3a, 3b lead to similar results, except for the final F estimate at ages 8+ which tends to be lower in the run 3b. However, due to technical concern in the standardization procedure, it was finally chosen not to use the Central Atlantic CPUE index.

Alternative choices of M: The choice of M did not influence the trends of the various estimates. It has however substantial influence of the magnitude of both the recruitment (higher with the SBF vector) and the SSB (higher with the constant M).

Alternative trials concerning F ratios and the catchabilities: Catchability was modeled as a random walk as a diagnostic to investigate trends (run 4). Catchability for the Spanish baitboats was estimated as a single value as this index was thought to be the least affected by trends and fixing one of the indices helps to ensure a unique solution. The increase in catchability was slight and did not affect the trends in F and N.

Concern about the appropriate F ratios to use was investigated by allowing it to vary as a random walk (run 5) or estimating a single value for the whole period (**Figure 13**). The starting value of the F ratio in the random walk was either set to 1.0 (run 5a) or estimated (run 5b). When estimating the starting value of the random walk, results were very close from those obtained when estimating a single value (run 5c). Both cases exhibit a flat pattern around a ratio of 0.5. When fixing at 1 the starting value of the random walk, the F ratios decrease from 1 to 0.5.

When both catchability and the F ratio were modeled as random walks no trends in catchability were detected. Therefore it was decided not to estimate catchability as a random walk and to estimate them as single value. A long discussion concerning the F ratios concluded that the SCRS had poor objective basis to distinguish between the different options. However, it was agreed that fixing at 1 the starting value of the random walk was somewhat arbitrary, and the resulting decline doubtful. As runs 5b and 5c lead to similar results, it was decided at this stage to keep options of run 5c.

Retrospective analyses: A first retrospective analysis was performed with run 5c options to investigate the stability of the estimates (run 7, **Figure 14**). A strong retrospective pattern appears on the oldest ages stock size estimates as well as on the spawning stock biomass and was due to huge differences in estimates of the F ratio (around 0.5 in 1994-1997, between 2 and 7 before). In the absence of a biological interpretation this pattern was thought to be diagnostic of problems in the catch data. It was therefore decided in the absence of strong evidence to the contrary to fix the F ratio at 1. Uncertainty in our knowledge of the F ratio was incorporated within the bootstrap by modeling it as a log normal random variable, expected value 1.0 with a CV of 40%, and performing a Monte Carlo simulation.

A second retrospective analysis (run 8, **Figure 15**) showed that F and N tended to be over and under estimated respectively in the final year. If these Fs and Ns at age were projected forward then future catches, numbers and fishing mortalities would not agree with future statistics and/or assessments.

Because of this problem, it was decided to perform an ad hoc adjustment where each F at age in the terminal year was replaced by the median of the last four years fishing mortality (the recommended procedure of the 1996 SCRS, SCRS/96/127, was also explored but not retained since the levels of adjustment appeared to be too large). The last four years were chosen since the fishing effort seems to have been constant and the reporting regime was consistent during this period (**Figure 16**). The reporting Numbers at age were then estimated using the new value of F and the original catch at age data. With the exception of substantial differences in the estimates of F at ages 8+ in the last four years, this retro-projection procedure (or “shrinkage”) lead similar estimates and similar trends (**Figure 17**). Note that a run was computed excluding the catches of the Central Atlantic from the East stock; no changes have been detected.

Final estimates obtained through the base case (see **Table 7**) with shrinkage over the last four years are given in **Table 9** for the F and in **Table 10** for the stock estimates. Corresponding recruitment, SSB and F trajectories can be viewed on **Figure 17**.

10.2 Assessment for the West Stock

-- Input biological parameters - West

It was agreed to use the existing bluefin tuna stock boundary for assessment purposes. Growth-curve parameter values were adopted as for the 1994 and 1996 assessments. These are for the east Atlantic and Mediterranean: $L_{\infty}=318.85$ cm, $t_0=-0.97$ and $k=0.093$; for the west Atlantic: $L_{\infty}=382.0$ cm, $t_0=-.707$, $k=0.079$. The age at first sexual maturity was assumed, as in the past, to be 8 years for the west Atlantic.

-- Natural mortality

The Committee agreed to implement two natural mortality rate assumptions for the assessment: to continue to use a constant natural mortality rate $M=0.14$ and with an age-specific vector for M . It was noted that natural mortality which varies with age is more sensible from a biological viewpoint, but that it remains unclear which age-specific values should be used. However, the Committee agreed to apply the age-specific M -vector (0.49, 0.24, 0.24, 0.24, 0.24, 0.20, 0.175, 0.15, 0.125, 0.10) for ages 1-10+, respectively, (this being one of the choices implemented in recent southern bluefin tuna assessments). It was noted that using an age-specific M by analogy with southern bluefin tuna assessments does not imply that there is now an improved understanding of the real values of natural mortality in north Atlantic bluefin tuna (see also section 6.1).

-- Technical specifications - ADAPT

-- West Atlantic

The following specifications were adopted for the "base case" ADAPT VPA assessments (in addition to the biological parameter value choices detailed above):

- i) The stock boundary for west and east + Mediterranean assessments was taken to be that agreed by the Commission.
- ii) The catch-at-age in number and the mean weight at age are given in **Tables 3a and 3b**, arising out of discussion and decisions under Section 7..
- iii) The period considered commenced in 1970 as a result of consensus about the lack of reliability of some of the catch-at-age data prior to that time because of low sampling levels.
- iv) The plus group was fixed at age 10+.
- v) The abundance indices, and associated point estimates and variances, for incorporation in the assessments for the west Atlantic are listed in **Table 6**.
- vi) The objective function minimized in the fitting procedure was based upon the squared difference of the logs of observed and predicted indices, weighted by the inverse of an externally determined variance for the data point in question; the variances of that section were transformed to the log scale for this purpose.
- vii) Consistent with previous practice, the assessment for the west treated numbers at ages 3, 5, 7 and 9 for 1998 as estimable parameters.
- viii) The selectivities within each age block for year 1997 were assumed to be "uniform", i.e., $F_2=F_3$, $F_4=F_5$, $F_6=F_7$ and $F_8=F_9$ for the west, also consistent with immediately preceding assessments, the assumptions $F_1=0.318 F_2$ was maintained for the west.

- ix) In part, to compensate for the poor precision with which recent recruitments are estimated by ADAPT, a penalty function involving a fit of spawning stock and recruitment data to the Beverton Holt form in the objective function in a manner that also took account of auto-correlation in recruitment (see SCRS/96/127). In addition, a penalty function allowing for lognormal deviations ($CV=0.25$) from the F_{10+}/F_9 ratio of 1.14 as specified in the 1996 assessment for the period 1982-present was incorporated into the objective function. The formulation of this penalty follows: $0.5\{\ln(F_{82+}^{ratio}/1.14)/0.25\}^2$
- x) The partial catch weighting option of equation (4) of SCRS/98/54 was applied, as tests indicated that this led to more stable estimation.

Results for assessments and subsequent projections were cross-checked across independently coded programs for a number of scenarios and found to give identical results.

-- F-ratios

In assessments previous to 1996, values for these ratios have been fixed for different blocks of years on the basis of the application of SVPA to catch-at-age data differentiated to ages greater than 10. This approach has, however, been recognized as problematic, and the April, 1996, Methodology Session had identified two alternative approaches for consideration:

- i) estimating these ratios as free parameters within ADAPT; and
- ii) use of IPA (SCRS/95/92).

The 1996 Committee had agreed to proceed with estimation of the ratios of F_{10+}/F_9 as free parameters. The ratio for the 1970-73 period was set to 1 for the west Atlantic, noting that the objective function provided no information to which to tune this value. Further tests of this approach indicated that no more than two such parameters were estimable case if reasonable estimation precision was to be achieved, although alternative model structures, such as randomly walking F-ratios could provide a means of improving the fits. The ratios were thus estimated for the two blocks of years identified in the past, on the basis of changes in the level of Japanese longlining in the Gulf of Mexico: 1974-81 and 1982+ for the west.

Results for these runs for the 1998 assessment provided markedly different results in terms of absolute levels, but remarkably consistent results in terms of trend. The difference in absolute levels was essentially as a result of lower ratios being estimated for the most recent block of years compared to the particular fixed values adopted in the past. For the west Atlantic, both values estimated were less than 1.

In view of these differences, it was decided to specify a further run, using ratios more closely related to those adopted for the 1994 assessments. Given that likelihood ratio tests conducted at the 1996 assessment indicated justification for estimating the ratio for the intermediate block of years even with that for the most recent block fixed, this prescription was followed for this purpose.

The 1998 Committee again agreed to proceed with estimation of the ratios of F_{10+}/F_9 as free parameters, in the way this was applied in the previous assessment. Additionally, application of a random walk penalty to the objective function was evaluated as an alternative (see SCRS/98/64). The ratio for the 1970-73 period was set to 1 for the west Atlantic, again noting that the objective functions in multiple cases (as in previous years) provided no information to which to tune this value. A variety of random walk options within and between years were also evaluated. These evaluations led the Committee to decide that there was insufficient information in the catch at age and tuning index data to freely estimate more than 1 F-ratio. The Committee then decided to proceed with the estimation of the F-ratio for the period 1974-1981, with the terminal period (1982-1997) value centered at 1.14, but with a penalty function allowing the terminal F-ratio to vary from 1.14 in a log-normal fashion with CV set at 0.25 (see above formulation), in correspondence with the practice used in the 1996 assessment, but in a more consistent way for estimating uncertainty in the results from bootstrapping (thus the bootstraps added variability only to the pre-specified 1970-1973 ratio, with imprecision in the 1982+ ratio being taken into account directly through the estimation process). The sensitivity of the results to the number of Fratio parameters estimated and to different assumptions about M are shown in relative scales in **Figure 18**.

-- ADAPT assessments - West results and discussions

Over 70 ADAPT model runs were used in the exploratory phase to establish the base case assessments agreed to by the Committee based on recommendations (**Appendix 5**). Results for the two west Atlantic runs with the base case specified by the group after (one with constant M set at 0.14 and one with the SBF age specific M vector). The procedure was agreed to at the 1996 Assessment Methods meeting (Madrid) and at the 1996 stock assessment as an objective method for providing relative weights to indices used in the assessment. Results of the base case model fits to the data are shown in **Tables 11 and 12 and Figure 19**.

The Committee conducted a retrospective evaluation of the base case model fits to the data by sequentially deleting the catch at age and index information for the most recent 5 years of observations (1997-1993) to examine the results for evidence of patterning in the estimates. Results of these calculations are shown in **Figure 20**. On the basis of these results, the Committee concluded that there was no substantial evidence of retrospective patterns in these data.

Sensitivity evaluations relative to the base cases agreed to by the Committee were carried out to evaluate the effects of :

- 1) applying (essentially, since partial catch weighting was not used in this application as it was in 1996) the 1996 model specifications ($M=0.14$) to the 1997 catch at age and index information available for the 1996 assessment (but updated through 1997). This was undertaken by removing the two new indices to the assessment from tuning (Tagging index and Southwest Nova Scotia index) and applying low weighting to the Japanese Longline index from the Gulf of Mexico (this was approximated by removing the index from the tuning, even though it was included in tuning, but with negligible weight, in the 1996 assessment);

- 2) applying (essentially, partial catch weighting was not used in this application as it was in 1996) the 1996 model specifications ($M=0.14$) to the updated catch at age and index information that could have been available at the 1996 assessment;

- 3) applying the 1998 base case assessment model specifications ($M=0.14$) to the full data set, but without a stock recruitment penalty in the objective function; and

- 4) applying the 1998 base case model specifications ($M=0.14$) to the full data set, but without a stock recruitment penalty in the objective function and with equal weighting of the indices.

Results of these sensitivities are shown in **Figures 21-24**. Based on these results, the Committee concluded that addition of new data generally showed the largest influence on comparative results, given the sensitivities examined.

The Committee agreed to conduct bootstrap simulations to characterize the uncertainty in the base cases model results. Precision of the base case assessments agreed to by the Committee was estimated by bootstrap procedures outlined in the technical specification section above. It was noted that this overall approach does not account for all sources of uncertainty as some factors, such as M , are fixed across replicates. Approaches which attempt also to take account of such further uncertainties could not be implemented during the meeting for reasons of shortage of time.

At the 1995 Commission meeting the SCRS was directed to develop separate and distinct recovery options for each of the western and eastern Atlantic bluefin tuna management stocks by calculating a series of annual total allowable catches (TACs) based upon stock projections that are needed to rebuild the respective management stocks to levels that would support MSY within selected recovery periods with a 50% probability and from which intermediate goals could be determined. To that end the Group conducted a series of projections using the results from the available assessment models.

Prior to conducting projections, the stock-recruitment data for the period 1971-1994 (recruitment levels corresponding to 1970-1993 spawning stock biomass levels) were examined. An ad-hoc 2-line model (fit to the observations from 1981-1994, as per the method applied in the 1996 assessment with the inflection point set at the mean level of the 1989-93 observed spawning biomass levels from the model) and a Beverton-Holt model fit to the entire 1971-1994 recruitment data series for use in predicting recruitment as a function of spawning stock biomass. The Beverton Holt parameters were estimated from the ADAPT model formulation which included a penalty function for serial correlation in the recruitment estimates, while the 2-line model fits did not. The stock-recruitment fits to the data and the effect of

taking estimated serial correlation into account in the deterministic solutions for the base case are shown in **Figure 38**. The two-line model implicitly assumes that recruitment can not exceed recent average levels and, correspondingly, the associated estimates of MSY and B_{MSY} levels will be much lower than a stock-recruitment relationship that assumes increases in recruitment with increasing spawning stock biomass. The Committee could not determine which (or if another) case pertains to west Atlantic bluefin.

Projections were conducted for the bootstrapped base case assessments agreed to by the Committee. The results of these projections for various levels of catch are shown in **Figures 25a and 26a**.

Subsequent to reviewing the results of the projections, considerable discussion ensued about the relative credibility of alternative runs using different weighting schemes for the indices. After evaluating the pattern of residuals of the base case (input variance) ADAPT model fit to the data, although the analysis indicated overall evidence of some combination of some lack of fit of the model to the data, overall over-weighting and inappropriate relative weighting of the various indices, the diagnostics did not permit rejecting the null hypothesis that any individual index series was inordinately weighted relative to the others, although it was acknowledged there was low power to detect this. The Committee recommended to further evaluate methods for characterizing the added variance due to process error and correlation between observations in the various catch rate time series used for tuning. The Committee also decided to evaluate the effects of two additional index weighting schemes, one of equal weighting, and one by applying the iterative reweighting scheme utilized in the 1994 assessment (which the Committee previously agreed to replace with the method applied at the 1996 assessment and as was applied in the base case decided by the Committee).

Comparative results of the input variance, equal weighting and inverse weighting schemes are shown in **Figure 38**. These results indicate that alternative index weights can provide somewhat different evaluations of the current status of the resource. The Committee could not assign likelihood to which of these evaluations was most representative of the current situation because problems in both assessment models and the models used to independently assigned input variances to the relative abundance data could be argued. It was pointed out that the alternative weighting schemes were not evaluated in the same fashion as the process applied to develop the original assessments of the resource. Placing greater belief on the results of the alternative schemes over the initial evaluations could not be argued. Results of bootstrapping to characterize the uncertainty in the results carried through to projections are discussed in the projection section.

Yield per recruit and spawning biomass per recruit analyses were conducted for four of the ADAPT scenarios: the base case with index weights input, the base case except using the SBF —vector rather than assuming constant M , the scenario with equal weights given to all indices, and the scenario with iterative re-weighting (**Figure 27**). In all cases, except the latter, F_{97} was considerably higher than $F_{0.1}$ or F_{max} . In the latter case, it was between $F_{0.1}$ and F_{max} .

-- Technical specifications for ASPM for western Atlantic bluefin tuna

The primary reason for considering ASPM runs was to obtain estimates of B_{MSY} and MSY from an analysis that was able to incorporate catch and catch rate information from a longer time series than that used by ADAPT, the latter being restricted to the period when full catch at age information was available (1970-present). ASPM analyses were run for the period 1950-present and incorporated one additional CPUE index, an area weighted combination of the Japanese longlines indices for the historical fisheries off Brazil and off Florida, covering the period 1962-70 (see **Table 6**). Otherwise, biological inputs to ASPM were the same as those for the ADAPT base case assessment. Calculations were conducted with a plus group of age 10+.

Estimated landings for the period 1950-1997 for the western Atlantic stock component were disaggregated by gear type into four “fisheries”: longline, rod and reel, purse seine and “other”. The ASPM implementation used (SCRS/96/130) requires that selectivities at age by year be specified for each fishery (gear type). In order to make the results more compatible with those of ADAPT assessments, these selectivities were based on output from (i) the base case ADAPT run and (ii) the ADAPT run assuming the SBF mortality vector. Fishery specific selectivities were assumed to be identical to those listed in Table 8 of the 1996 Report of the ICCAT SCRS Bluefin Tuna Stock Assessment Session for case 1. Two different selectivity patterns were used for each fishery: for the longline fishery the periods covered were 1950-77 and 1978-97, and for the other three fisheries the periods covered were 1950-81 and 1982-97.

The indices of relative abundance used were the same as those used in the ADAPT runs, except for inclusion of the

area-weighted index for the historical fisheries off Brazil and the coast of Florida (see Table 6). The indices were treated in the same manner as ADAPT in terms of partial selectivity and weighting.

In both scenarios, a deterministic Beverton-Holt relationship was assumed. There was insufficient time to test the sensitivity of the results to these or other assumptions made by the model.

-- Results of the ASPM analyses

Results of the ASPM analyses were consistent with the patterns obtained from the corresponding ADAPT runs. Figures 28 and 29 show the fits of the model to the indices of relative abundance. These are almost identical between the two scenarios. Figures 30 and 31 show the trajectories of mature biomass relative to the estimates of B_{MSY} and Figures 30b and 31b show the estimates of MSY. The two scenarios give similar appraisals of the current status of the western management unit: the spawning biomass in the early 1990s was about 8-15% of estimated B_{MSY} levels, and has since dropped further to the lowest level estimated for each time series. Levels of fishing mortality in the 1990s were more than three times F_{MSY} . Estimates of MSY (Figures 30 and 31) varied over the period of the analyses because the selectivities of the combined fisheries also varied over this period. For this reason, the point estimates ranged between about 2,000 MT and 7,000 MT for the base case and 2,000 MT and 5,600 MT for the case with variable M. Estimates of MSY for the recent period were about 5,400 MT-6,100 MT for the base case and 4,700 MT-5,100 MT for the case with variable M. In both cases, estimates of B_{MSY} corresponded to biomass estimates for the early 1970s (about 48,000 MT for the base case and 41,000 MT for the case with variable M).

Further ASPM sensitivity runs were not conducted due to problems noted in the 1996 assessment (SCRS 1996); in particular, systematic trends in differences between the catch-at-age matrix indexed by ASPM and that developed from observed catch-at-length data and used in ADAPT. There was insufficient time to examine this problem further for the present assessment. For this reason, ASPM estimates of recent abundance were considered to be less reliable than ADAPT estimates, and ASPM was not used for projections. In future, statistical methods for analyzing these trends need to be developed.

Nevertheless, as was the case in the 1996 assessment, the ASPM approach was regarded as appropriate for the estimation of effective average levels of MSY and B_{MSY} for the resource over the whole period of the fishery, even though such average estimates may give optimistic and pessimistic impressions of resource productivity during periods of less and more favorable recruitment, respectively. Although estimates of MSY and B_{MSY} from ASPM were similar to those from the 1996 assessment, they differed from ADAPT results based on the Beverton-Holt stock-recruitment relationship and the two-line model in the present assessment. For the Beverton-Holt model, the ADAPT estimate of MSY was about 8,260-11,750 MT and B_{MSY} was about 107,000-160,000 MT. For the two-line model, MSY was about 2,800-3,300 MT and B_{MSY} was about 13,460-16,210 MT (Table 13). MSY and B_{MSY} were not estimated from ADAPT in the 1996 assessment. Estimates of MSY are sensitive to the estimated or assumed selectivity vector. The vector used in the ADAPT projection assumes that the fishery will persist mainly as a "large fish" fishery. The selectivity vector estimated from ASPM for the recent period (93-95 geometric mean) is contrasted with that from ADAPT in Figure 33.

11 Projections

11.1 Methods

Past projections for bluefin tuna stocks have generally relied on some parametric model for predicting recruitment, conditional on the estimated or projected value of spawning biomass. Two documents presented at the meeting addressed this issue.

Document SCRS/98/54 outlined a method, also presented last year in documents SCRS/97/59 and SCRS/97/60, in which the stock-recruitment relationship is fitted during the assessment, assuming an auto-regressive process of order 1. That is, deviations between recruitment values estimated by the assessment model and those predicted by the stock-recruitment relationship, are assumed to be serially correlated. Thus, when such a model is used for projections, the initial run of predictions will tend to be above the fitted relationship if the terminal year residuals are positive, and vice-versa if the terminal year residuals are negative. This "memory" effect on the deviations diminishes as the projection time horizon increases.

Document SCRS/98/86 suggested a non-parametric procedure developed by Evans and Rice (1988) as an alternative to fitting parametric relationships to the stock and recruitment data. In its original form, the non-parametric procedure offers some advantages over parametric procedures, in that fewer assumptions have to be made. The approach, however, does not offer a unique solution to the problem of predicting recruitment for stock sizes for which there are no recruitment observations. Document SCRS/98/86 offered a semi-parametric alternative to deal with the problem of extrapolation, but the Committee did not have time to explore its performance in detail so the approach was not used during the meeting.

Specifications for the East

The projections for the eastern stock were based on the base case assessment described in Section 10. The Committee was unable to identify adequate assumptions about the relationship between stock size and recruitment that would allow for the estimation of MSY levels. It was decided to carry out projections assuming independence between stock biomass and recruitment. As such, the Committee strongly recommends that the results of these projections not be used as a means to reach conclusions about optimal harvest levels. Instead, focus should be on the likely trends in mid-term (10-year) trajectories given alternative management options.

Stock-recruitment relationship. The projected recruitment was taken to be lognormally distributed with mean and variance given by each bootstrap's recruitment estimates for the period 1980-1997. The choice of the year range was arbitrary and made primarily to scale the projections, which are intended to focus on transitional per-recruit quantities, to the magnitudes observed in the recent past.

Current population size. Given by the retrospective adjustment to 1997 fishing mortalities (as described in Section 10). The adjustment was applied to each bootstrap.

Selectivity at age. Equal to the retrospectively-adjusted selectivity vector in 1997.

Weight-at-age. As in the 1997 observed vector. Time did not permit to model weight changes for the plus group as was done in the western assessment. However, any biases introduced due to this problem may be smaller than in the west because (a) the projections for the east are over a shorter time horizon, and (b) eastern bluefin are assumed to mature at a much younger age than in the west (50% mature at age 4).

Natural mortality. Same choices as in the western assessment.

Future Catches. Several projections were made at different constant catch or constant F scenarios using 1994 or 1997 as the reference year. Constant catch strategies included the recent level (averaging 43,325 MT in 1994-1997), a 75% reduction from the 1994 landings (i.e. 32,767 MT), and a reduction to 25,000 MT. Constant-F projections included the 1997 value and 75% of the 1994 value. As well, some variants of the projections above were conducted setting $F = 0$ on age-1 bluefin, in order to evaluate 100% compliance to the 6.4 kg minimum size recommendation.

B_{msy} levels. B_{msy} levels were not computed for the stock. Such computations could be made for the assumed level of recruitment, but concerns were expressed about the validity of such an assumption in the long term. As a reference, projection trajectories are plotted in reference to the 1997 estimated SSB and the 1994 Catch and F levels.

Specifications for the West

As explained in Section 10 (West), the Committee initially agreed upon an assessment for the projections (with variants in terms of specifications of the natural mortality vector, and on the shape of the stock-recruitment relationship fitted during tuning). After examination of the projection results, the Committee revisited various technical specifications in the assessment, particularly in terms of the weighting given to the various indices, and decided to carry out more projections based on alternative assessment choices. For the purpose of presentation, the projections based on the originally agreed-upon base case assessment are termed "input weighting", meaning that each index data point was weighted by the inverse of its externally-computed variance. The subsequent sets of projections are termed "equal weighting" and "iterative reweighting", denoting, respectively, an assessment with equal weighting to each index data point, and an assessment that weights each index depending on how well it "fits" the model.

Stock-recruitment relationship. (a) Beverton-Holt (with auto-correlated errors), estimated internally in the assessment (for each bootstrap); assume a 40% CV on the predicted recruitment distribution. (b) A “two-line” model consisting of one line from the origin to the mean spawning biomass during 1989-1993, and constant recruitment equal to the 1981-1994 geometric mean recruitment at higher spawning biomass levels; assume a 40% CV on predicted recruitment. The two options reflect alternative assumptions about future recruitment at very low or very high biomass levels. In terms of stock rebuilding, option (a) assumes that the high levels of recruitment estimated for the 1970s are achievable, while option (b) assumes that they are not. In terms of further biomass depletion, option (b) assumes that recruitment will decline proportionately to biomass as biomass declines below the 1989-1993 mean, while option (a) allows for a smoother (nonlinear) response.

Current population size. The recruitment values estimated by ADAPT for 1995-1997 are replaced with the predictions from the stock recruitment relationship (two-line or Beverton-Holt, as appropriate) and numbers and fishing mortality-at-age values for young ages in the last 2 years are recalculated based on these replacement recruitments and the observed catches at age (see SCRS/98/54).

Selectivity at age. Given by the re-scaled geometric mean values of fishing mortality at age for 1993-1995.

Weight-at-age. As in previous assessments, i.e. projecting the plus group into the future as 11+ in 1998, 12+ in 1999, and so on (see SCRS/98/54 and **Appendix 6**).

Natural mortality. SBF vector (Section 6.1), or constant ($M=0.14$), consistently with the assessment case being projected.

Future catches. Projections were made assuming different levels of constant catch into the future, by calculating the fully-selected F necessary to match the target catch, given the projected stock sizes and selectivity vector (although F is constrained not to exceed a value of 2.0 per year). Catch levels in the range 0-2,500 MT were examined.

B_{msy} levels. These are used to express the projected biomasses relative to the rebuilding target. The 1975 estimated SSB is used as a proxy for B_{MSY} , as has been done in past assessments. For the assessments using fitting a Beverton-Holt stock-recruitment relationship, B_{MSY} is also calculated numerically. For those assessments using the two-line relationship, the available software did not permit appropriate numerical computations for computing B_{MSY} . In this case, B_{MSY} was approximated by first fitting a Beverton-Holt relationship to the 1976-1994 recruitment (and 1975-1993 SSB) data in the assessment, which essentially results in a constant-recruitment relationship, and calculating

$$B_{MSY}(2\text{-line}) = B_{MSY}(\text{Beverton-Holt}) * R_{med} / A,$$

where R_{med} is the geometric mean of the recruitment estimates for the period 1981-1994, and A is the slope parameter in the Beverton-Holt fit. Effectively, this constitutes the calculation of MSY which is the product of maximum yield per recruit multiplied by average recruitment estimates. The rationale for this approximation is that the ratio R_{med}/A re-scales the asymptote in the Beverton-Holt relationship to the corresponding asymptote in the 2-line stock-recruitment model.

11.2 Results

(Rapporteur's note: As noted before, runs were conducted with two alternative natural mortality vectors. While the Committee did not examine these comparisons in detail, it was noted by several members that the results were not substantially different in a qualitative manner. The results presented here pertain to the constant ($M=0.14$) vector in the west and to the “SBF vector” in the east.)

Results for the East

Results of the various projections made for the east are presented in terms of relative fishing mortality, yield, and SSB for each scenario (**Figures 33-37**, for the scenarios outlined above). The figures show the 10th, 50th and 90th percentiles of the resulting distributions over time, with F and yield scaled to the 1994 values, and SSB scaled to the 1997 value.

The projections suggest that, should recruitment fluctuate around recent (1980-1997) levels, recent catches are not sustainable with 90% probability (**Figure 33**). In addition, catch levels on the order of 32,000 MT (the implicit level given by the 1994 recommendation) are not sustainable with 90% probability. Fishing mortality levels as those estimated recently (for 1994) are probably sustainable, but these imply a substantial reduction in landings to about 60% to 80% of current levels (**Figure 34**). The projections suggest that catch levels on the order of 25,000 MT are sustainable (**Figure 35**).

Results for the West

Projection results are expressed in terms of spawning biomass relative to either SSB in 1975 (shown on the left-hand side of the following figures) or an estimated B_{MSY} or B_{MSY} proxy (shown in the right-hand side of the figures). The 10th, 50th and 90th percentiles of the relative SSB distributions are plotted over time for a particular constant-catch strategy. **Figures 25a, b, and c** show the results for the projections based on “input weighting”, “equal weighting” and “iterative reweighting” assessments, respectively, using the Beverton-Holt relationship in the assessments and projections. **Figures 26a, b and c** show comparative results, but using the 2-line stock-recruitment model.

Effect of the choice of index weighting in the assessment. This choice had substantial influence on the projection results. The original projections, made with “input weighting” were more pessimistic than subsequent ones. For example, comparing the median relative SSB trajectory for the runs made with the Beverton-Holt relationship, the “input weighting” results (**Figure 25a**) suggest that constant catch strategies higher than about 1,500 MT are not sustainable. Compare this with the results of subsequent projections made with “iterative reweighting” assessments, which are more optimistic than the others. In comparable runs (e.g. **Figure 25c**), catches somewhat above 2,500 MT are sustainable according to the median trajectory. Projections made with “equal weighting” give intermediate results (e.g. contrast to **Figure 25b**).

Effect of the choice of stock-recruitment relationship. Projections made with the 2-line relationship were generally more optimistic than those made with the Beverton-Holt relationship. For instance, contrast **Figures 25a** and **26a**: According to the median results, a constant catch of 2,500 MT is sustainable if the 2-line stock-recruitment model is assumed; in contrast, the Beverton-Holt model runs indicate that a catch of 1,500 MT is sustainable. This observation, however, is not strictly due to the shape of the relationship chosen alone. At current stock size levels, the Beverton-Holt model predicts lower recruitment (see **Figure 18**).

Effect of the choice of B_{MSY} measure. This choice, whether to measure rebuilding in terms of SSB in 1975 or a calculated B_{MSY} parameter, does not have much impact in terms of the “sustainability” of catch levels examined here. Choice of this measure is however important in terms of rebuilding time schedules, especially if the 2-line stock recruitment model is assumed. For example, consider **Figure 26a**, contrasting the projections on the left and right-hand columns: while the overall tendencies are similar, the magnitudes of relative SSB differ, particularly at the start of the projection period (below 20% the 1975 SSB, or above 40% B_{MSY}). Thus, “rebuilding to B_{MSY} ” can be achieved faster in the 2-line stock-recruitment scenario principally because B_{MSY} is smaller than the 1975 SSB.

Overall, the results presented here reflect uncertainty about the sustainability of catch levels in the range of 1,000 to 2,500 MT. In terms of what was examined, this uncertainty stems primarily from the choices made in weighting the abundance indices in the assessment, and the stock-recruitment relationship chosen. The first factor was subject to considerable discussion, as reflected in Section 10 and is not addressed further here. The impact of the second factor on the projections is not surprising, due to the factors explained above under “choice of the stock-recruitment relationship” (refer to **Figures 25a** and **26a**).

With the two-line stock-recruitment relationship, the essential assumption made is that recruitment cannot get much higher than the level observed since the late 1970s, no matter how much stock size rebuilding takes place; with the Beverton-Holt relationship, the essential assumption is that rebuilding to higher levels of biomass will eventually result in recruitment values as high as observed in the early 1970s. As of yet, the Committee has no objective means to decide which of these alternatives is more probable.

12 Effect of regulatory measures

12.1 Fishing mortality

A regulatory recommendation stating that Contracting Parties should limit the fishing mortality to recent levels came into force in 1975 for one year and was extended indefinitely in 1982 for the East Atlantic. Fishing mortality rates have

exceeded that of 1974 levels in most years (**Table 9**). Interpretation of this regulatory recommendation has been inconsistent, and on the whole, not enforced or effective.

12.2 Catch limits

Catch limit for the East Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. The Commission recommended in 1994 that bluefin tuna catches in the eastern stock (including the East Atlantic Ocean and Mediterranean Sea) should be reduced from the 1993 or 1994 levels (whichever is higher) by 25% starting in 1996 and until the end of 1998. While this regulation can not be evaluated finally until the 1998 catches have been reported, overall, the 1996 and 1997 catches are 8.4% and 2.9% *higher*, respectively, than 1994 levels (which were 27.3% higher than 1993 levels). Further, taking into account the exceptional level of catches taken by French fisheries in 1994 (about 12,000 MT), supplemental quotas were applied to France for 1996-1998. French catches in 1996 and 1997 have been about 50% higher than these quotas (though the 1997 catch is 30% lower than the 1994 levels). An indirect positive effect of the catch reductions regulation has been to inspire countries to critically review their catch statistics from the early 1990s to the present (SCRS/98/8; Fourth GFCM/ICCAT Meeting), and to implement improved statistical reporting systems.

West Atlantic quota. A quota has been adopted for West Atlantic bluefin catches. While the regulatory recommendation did not enter into force until 4 August 1997, the country-specific and overall catch levels were well within the new limits in 1997.

Unreported catches classified as NEI. In 1997, NEI classified catches were much reduced, due to country-specific reviews of historical catches and statistical systems. Section 5 outlines the reasons for classifying a small portion of the 1997 catches as NEI.

12.3 Minimum size regulations

Table 14 (Reg 1) provides a summary of the numbers and proportions of undersized fish (weight, length) in the combined catches for the entire Atlantic (including the Mediterranean Sea) for 1985 to 1997. For the west Atlantic, the 6.4 kg minimum weight limit is not given, since the 115 cm size limit is more restrictive. **Table 15 (Reg. 2)** shows this information for each country/entity/fishing entity.

1.8 kg minimum size. In 1997, there was a complete prohibition of retaining bluefin less than 1.8 kg. It is known that there are catches of age 0 fish, but they are clearly under-reported, and not included in the catch at age.

6.4 kg minimum size. In 1975, a minimum size of 6.4 kg with a 15% tolerance, in number of fish, was recommended for the entire Atlantic (including the Mediterranean). In general, the 115 cm size regulation is enforced for the West Atlantic fisheries, and by default, the 6.4 kg level. On the contrary, the 6.4 kg size regulation has been poorly enforced for the East Atlantic and Mediterranean fisheries (44% and 30% average for 1985 to 1997, respectively). In the East Atlantic, even though the percentage is variable (between 15 and 75%), recent percentages in 1995 to 1997 have been 50%, 57% and 42%, respectively, with French, Moroccan and Spanish catches exceeding the tolerance. Overall, in the Mediterranean, the percentage has undergone strong variations (between 13 and 60%), though 1996 and 1997 have been within the tolerance level, indicating a positive effect of recent regulations (area closures), though individual countries are still over the tolerance (e.g. Italy).

30 kg minimum size (west). For the west Atlantic, a prohibition on taking and landing bluefin less than 30 kg (or 115 cm) with an 8% tolerance by weight on a national basis became effective in 1992. Since 1992, the overall percentage of fish less than 115 cm is less than 8%, though the USA exceeded the tolerance in both 1993 and 1997 (10%; though 1997 data are preliminary).

12.4 Closed seasons

Prohibition of longline fishing in the Mediterranean Sea in June and July. This regulation which entered into force on 1 June 1994, prohibits large pelagic longliners of more than 24 m in length from fishing in the Mediterranean during the months of June and July. The objective of this regulation is to limit fishing mortality. While the SCRS cannot monitor the observance of this measure by the ICCAT member country fishing boats, it recognized that many longliners flying flags of convenience or without any country identification fished in Mediterranean waters in 1995, 1996 and 1997

during the closure period (the number of these boats may have declined in 1997). This was reported in the Report of the Fourth Ad Hoc GFCM/ICCAT Joint Working Group on Stocks of Large Pelagic Fishes in the Mediterranean Sea.

Prohibition of purse seine fishing in the Mediterranean in August, and the use of airplanes or helicopters in June. The regulation entered into force on 4 August 1997 and firstly prohibits purse seining in the Mediterranean during the month of August. This portion of the regulation has been observed by most of the purse seine fleets during 1997 and 1998. However, if the goal of this regulation is to protect under-sized juveniles, the regulation period may not be appropriate for certain fisheries (e.g. Croatia and France). Prohibition of the use of airplanes and helicopters during June has not been completely enforced during the last two years.

13 Recommendations

There are important recommendations in the Report of the Fourth Ad Hoc GFCM/ICCAT Joint Working Group. In addition, the SCRS wishes to emphasize the following:

13.1 Statistics

1) The fishing authorities, fishing institutes, national statistical institutions, and individual scientists in ICCAT, GFCM, and flag of convenience countries/entities/fishing entities are urged to provide the ICCAT Secretariat with reliable data on catch, effort, and size in the format requested. These obligations are considered as minimum standard as they are clearly stated in FAO's Code of Conduct for Responsible Fishing as well as the UN Implementation Agreement (UNIA). The experience from the 1998 meetings, as well as meetings in past years, indicates that the submission of all data prior to the meeting is essential to allow sufficient time to interpret data and to conduct analyses. Major revisions will not be accepted after the first day of the meeting.

2) Revisions to statistics have taken place for the period since 1990 or 1991, to the present for many countries/entities/fishing entities fishing in the Mediterranean. These revisions may be indicative of historical bias in the data series. Because of this, it is recommended that data before 1990 or 1991 also be critically reviewed. Any revisions required as a result of the review, must be submitted according to the SCRS criteria and reviewed by the SCRS for the decision of acceptance. Under the SCRS policy, any major revisions require written documentation to support the rationale for changes.

3) The Secretariat has obtained historical data for the pre-1960 period; these should be critically reviewed and then used to size the catch for this time period. Biological samples for the Bay of Biscay should be provided to the Secretariat to complete the series.

4) Efforts should be made to monitor and quantify suspicious or illegal fishing, fish stealing, and illegal fish trading practices in order to estimate under-reporting. Relative information obtained should be notified to ICCAT as soon as possible.

5) Efforts should be made to provide estimates of uncertainty (e.g. coefficients of variation) related with statistics reported (e.g. landings, discarded catch, other forms of fishery induced mortality) which are estimated from sampling surveys.

6) Logbooks should be completed for all commercial and recreational fisheries. At present, some fisheries do not have requirements for logbooks, and there is a paucity of information on these fisheries.

13.2 Research

1) Issues associated with spawning site fidelity, migration paths, and mixing are amongst the most important of the uncertainties in the assessment and management of Atlantic bluefin tuna. The Committee believes that the most expedient means to address hypotheses related to these issues are as follows (see also BYP Report):

Spawning site fidelity:

- conventional, archival, and pop-up satellite tagging on the spawning grounds during the spawning season
- genetic analyses based on samples of small juveniles collected near the spawning grounds or spawning fish collected on the spawning grounds during the spawning season
- microconstituents analysis of spawning fish collected on the spawning grounds during the spawning season (once methods for identifying natal spawning grounds have been developed)

Migration paths:

- conventional, archival, and pop-up satellite tagging of spawning fish on the spawning grounds
- conventional, archival, and pop-up satellite tagging of other fish in other locations, preferably based on experimental designs to test specific hypotheses, rather than relying on opportunistic tagging

Extent of mixing:

- microconstituents analyses of age 0 or 1 individuals to identify spawning grounds (pilot study, and if successful, to be followed by representative sampling from each major fishery)
- conventional tagging based on a statistical design to ensure adequate recaptures in each major fishery

The Committee recommends continued and enhanced cooperation among scientists conducting research on the east and west stocks, in order to collaborate on tagging experiments, and to collect and analyze samples for genetics and microconstituents studies. The Committee suggests that priority be given to the tagging of spawning fish on the Gulf of Mexico and Mediterranean spawning grounds, the collection and exchange of tissue samples for genetics analysis from small juveniles or spawning fish from these spawning grounds, and the collection and exchange of tissue and otolith samples from young-of-the-year (preferable) or one year-old fish for genetic and microconstituents analysis.

2) The Committee recommends a fuller exploration of the tagging database to generate testable hypotheses about migration paths by age and area of origin.

3) The Committee also recommends that carefully-designed and closely-monitored scientific fishing (by research vessels or commercial fishing vessels) be allowed and encouraged, even in areas where there are currently prohibitions on full-scale commercial fishing, in order to address specific hypotheses about spawning site fidelity, migration paths, extent of mixing, trends in abundance, and life history parameters. For example, limited scientific fishing should be allowed on the Gulf of Mexico and Mediterranean spawning grounds during the spawning season, if needed, to facilitate conventional, archival, and pop-up satellite tagging, to collect samples for genetic and microconstituents analyses, and to monitor trends in abundance. In regard to limited scientific fishing to monitor trend, estimates of expected effort levels required to test for significant differences between catch rates should be provided as part of the experimental design for such an experiment. Limited scientific fishing should also be allowed in areas where very small juveniles are known to be present, in order to conduct tagging and provide samples for genetic and microconstituents analysis.

4) The Committee recommends that extensive maturity studies already underway be continued in the east and west Atlantic and Mediterranean. This should be a priority as a difference in the age of maturity ogives would be compelling evidence for a two stock hypothesis. In addition, satellite tagging results showed fish of spawning age in the central Atlantic at the time which they would be expected to spawn, which should be investigated.

5) The Committee recommends that the Moroccan handline fishery for bluefin tuna be well studied in order to improve assessments. Special features of this fishery are deep fishing and continuous activity throughout the year.

6) In order to further evaluate the reliability of CPUE indices, the Committee recommends that the historical distribution of bluefin tuna by major size classes should be examined by reviewing the literature and analyzing data from conventional, archival, and pop-up satellite tagging for the purpose of identifying potential patterns in the time and area coverage of the various fisheries with respect to the distribution of the population.

7) To the extent possible, the effects of changes in regulatory measures should be incorporated more explicitly into procedures for standardizing CPUE indices. CPUE by age should be calculated where possible in order to compare age-specific trends across the various indices and to attempt to evaluate inter-age covariance within specific fisheries.

8) The Committee noted that most of the indices of abundance calculated for the various Atlantic bluefin fisheries indicated time-area effects that might be explained in part by environmental variability. Causes for this variability may include short- and long-term, small- and large-scale changes in the ocean climate and/or changes in the availability of prey species over a similar time and area scale. The Committee recommends research to document the fishery and oceanographic history for the areas in which fisheries for Atlantic bluefin are conducted. Such research might include the compilation of an oceanic climatological series for the area, and information related to the abundance of such forage species as herring, sardines, mackerel, butterfish, sand eel, and other species. The expectation is that where such data series exist, they might be used when standardizing the abundance indexes for Atlantic bluefin tuna. Further, if these data series prove of sufficient extent in time and area, they also may be used to investigate reasons for the apparent major historical shifts in areas of abundance for Atlantic bluefin that have occurred over the past five decades.

9) To evaluate for stock assessments particularly those methods which: are robust to bias and variability of the estimates of F ratios, estimate absolute abundance of large fish (or at least bounds on these estimates), and are robust to misreporting of catch and to mis-ageing of the catch.

10) To collect data on items that will allow better estimates of the F on older ages, such as direct ageing, separate indices of abundance for older ages or the plus group, and/or tagging experiments.

11) To further investigate methods to objectively estimate the variance of indices of abundance, particularly in regards to how they are used in weighting in the population models.

12) To apply survey techniques, such as aerial surveys (SBF) to provide consistent time series of relative abundance for small fish.

13) To establish a Working Group on Methodology within the SCRS in order to establish protocols for stock assessments to standardize methods within and across species.

13.3 Management

– West Atlantic

The most recent assessment of western bluefin showed that the 1997 age 8 and older mid-year biomass was about 14%-17% of the corresponding estimate for 1975. Projections based upon the Beverton-Holt stock recruitment relationship indicate that a catch of 2000 MT is sustainable; also there is more than a 50% chance than an annual catch of 2500 MT cannot be sustained, and there is about a 10% probability of a large reduction by 2005 (assuming it is possible to exert a high enough fishing mortality rate to maintain a constant catch of 2500 MT as the stock declines). On the other hand, if a 2-line stock recruitment relationship is assumed, a catch of 2500 MT is sustainable.

In 1997, the Commission requested development of recovery options aimed at achieving spawning biomass levels which would support MSY within various time periods. For a 20-year period, in terms of Beverton-Holt stock recruitment relationship, this level is likely difficult for the stock to achieve even in the absence of any catches. A 2000 MT constant catch would allow for 1.5 fold recovery in 20 years to about 10% of the level which could support MSYs of about 7,700 MT/year under this assumption. However, for the 2-line relationship, the spawning biomass would double over the next 20 years, reaching a level of about 93% of the biomass which could support MSYs of about 2800 MT/year under this assumption.

The Committee draws attention to the fact that if the Commission is satisfied with a chance of about 50% of having a net increase in 20 years of 20% in spawning stock size, then in terms of the projections based upon the Beverton-Holt stock recruitment relationship, the current catch level would need to be reduced to about 2000 MT. If the Commission wants to be reasonably sure (i.e. have 90% probability) of at least maintaining the status quo, the catch should be reduced to approximately 1500 MT. But if the goal is to move more rapidly (i.e. within 20 years) to levels that produce MSY, the current catches need to be reduced substantially. In contrast, in terms of the 2-line stock recruitment relationship, if the

Commission wants to be reasonably sure (i.e. have 90% probability) of at least maintaining the status quo, the catch should be reduced to approximately 2000 MT. In terms of a goal to move with about 50% chance of reaching biomass levels supporting MSY within 20 years, current catches need not be reduced under the 2-line stock-recruitment relationship.

When making decisions based on these projections, the Commission should be aware that there are many sources of uncertainty (which are discussed in the Detailed Report). In particular, (1) the effect of mixing between the stocks cannot be reliably predicted given the available data; (2) assumptions that have to be made about the relationship between stock and recruitment in order to make long-term projections relative to MSY; and (3) the relative weight to be given the input catch rate information are particularly uncertain. Thus, future resource levels could be either higher or lower than those indicated in the projections. Inherently, the level of constant catch that is sustainable over the long term (more than 20 years) cannot be determined well with the data available to the Committee. Thus the Committee cannot be positive that current (1997) catches are or are not sustainable. If existing levels of catch are maintained, it is unlikely that the status of the stock will change measurably in the short term.

It should also be noted that the condition of the east Atlantic stock and fishery could adversely affect recovery in the west Atlantic because of mixing between two stocks.

– East Atlantic

The Committee expressed concern about the status of east Atlantic bluefin tuna resources in the light of assessment results and the historically high catches made in 1996-1997 (in excess of 40,000 MT).

The projections indicate that future catch levels of 33,000 MT, or more, are not sustainable. Catches of 25,000 MT or less would halt the decline of biomass. It should be noted that even these results may be optimistic since they assume that future recruitment continues at the average level observed since 1981.

When making decisions based on these projections, the Commission should be aware that there are many sources of uncertainty (which are discussed in Detailed Report).

Given the large increase in catches since, combined with the results of the present analyses, the Committee considers that a 35% reduction in catches from the 1993 to 1994 levels (i.e., to about 25,000 MT) would be necessary to prevent further decline of stock.

The Committee is concerned about the high catch of small individuals and recommended that every effort be made so that the current measures on the size limit of 6.4 kg be adhered to. The Committee reiterated that effective measures be taken to avoid catches of age 0 fish (<1.8 kg), and not allow any tolerance with respect to the percentage (in number) of age 0 fish in the landings.

It should also be noted that the condition of the east Atlantic stock and fishery could adversely affect recovery in the west Atlantic because of mixing between two stocks.

14 Adoption and closing

The Report was adopted on September 24, 1998, and it was agreed that the Secretariat would introduce all the modifications and corrections presented by the scientists at the time of adoption. It was also agreed that the Report would then be forwarded to the Stock Assessment participants, with all the changes underlined, and distributed at the 1998 SCRS.

At the time of closing, Dr. Powers, the SCRS Chairman, thanked all the scientists for their excellent collaboration during the two weeks of intensive work, extremely long hours, and interesting discussions. On behalf of all the SCRS scientists, he reiterated appreciation to the Italian authorities, Drs. Di Natale and Costa of the Aquarium of Genoa for having organized this session. Dr. Powers also thanked the Secretariat staff for its invaluable assistance.

The 1998 ICCAT SCRS Bluefin Tuna Stock Assessment Session adjourned at 3:30 am on Thursday, September 24.

REFERENCES

- Baglin, R.E. 1982. Reproductive biology of western Atlantic bluefin tuna. Fish. Bull. 80(1): 121-134
- Cort, J.L. 1996. Marcado de atun rojo en el Atlantico y Mediterraneo. Implicaciones en las actuales medidas de gestion. Biol. Mar. Medit 3: 289-293
- Chen, S., and S. Watanabe. 1989. Age dependence of natural mortality coefficient in high population dynamics. Nippon Suisan Bakkaishi 55: 205-208.
- Evans, G. T., and J. C. Rice. 1988. Predicting recruitment from stock size without the mediation of a functional relation. J. Cons: Int. Explor. Mer 44: 111-112.
- Frade, F. and S. Manaças. 1933. Sur l'état de maturité des gonades chez le thon rouge génétique. Travaux. de la Station de Biologie Maritime de Lisbonne 33: 1-5.
- Frade, F. and H. Vilela. 1962. Le thon rouge et le germon (*Thunnus thynnus* L.) et Germon alalunga (Bonn.). Morphologie, biologie et pêche. Junta de Investigações de Ultramar, Lisboa. 92pp.
- Mather, F.J., Jr., J.M. Mason, A.C. Jones. 1995 Historical document: Life history and fisheries of Atlantic bluefin tuna. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFSC 370: 162 pp.
- Rodriguez-Roda, J. 1967. Fecundidad del atun, *Thunnus thynnus* (L.) del sur de Espana, en la compana almadrabra del ano 1966. Invest. Pesq. 31(1): 33-52.
- Scaccini, A. 1965. Biología e pesca dei tonni nei mari italiani. Min. Marina Mercantile, Direzione General della Pesca Marittima, Rome, Memoria N. 12: 1-101.
- Sella, M. 1929. Biología e pesca del tonno (*Thunnus thynnus* L.) – Atti del Convegno de Biología Marina applicata alla pesca. Messina 1928. 1-32.

RAPPORT DÉTAILLÉ - THON ROUGE
Rapport de la Session d'évaluation des stocks de Thon rouge
(Gênes, Italie, 14-23 septembre 1998)
 (SCRS/98/22)

1 Ouverture

La session d'évaluation du stock du thon rouge du SCRS de l'ICCAT a eu lieu à l'hôtel Savoia Majestic à Gênes, Italie, à l'invitation du gouvernement italien et de l'Aquarium de Gênes, et a été organisée par le Dr Antonio di Natale. Cette session a été précédée par la 4e Réunion du groupe de Travail *ad hoc* CGPM/ICCAT sur les Stocks de Grands Pélagiques de la Méditerranée, qui a eu lieu au même endroit du 7 au 12 septembre.

La séance a été ouverte par le Dr Joseph Powers, Président du SCRS. Il a remercié le Dr Di Natale pour l'organisation de la réunion à Gênes et pour le cadre agréable dans lequel celle-ci allait se dérouler.

2 Election du Président et organisation de la réunion

Le Dr Powers, Président du SCRS de l'ICCAT, a été désigné pour présider cette réunion sur l'évaluation du stock. Des scientifiques ont ensuite été désignés comme rapporteurs pour les points spécifiques de l'ordre du jour. Cette procédure a été acceptée par les participants. La liste des rapporteurs est la suivante:

Ouverture et élection du Président	J. Powers
Examen de la Réunion CGPM/ICCAT	P. Miyake
Examen des évolutions récentes dans les pêcheries	J. Mejuto et J. Porter
Statistiques de capture	P. Miyake
Paramètres biologiques	J. Porter et A. Astudillo
Indices d'abondance relative	N. Miyabe
Influences environnementales	J. Pereira
Evaluations et méthodes	L. Kell et G. Scott
Projections	V. Restrepo
Effet des mesures de réglementation	B. Liorzou et J. Porter
Recommandations:	
Recherche et Statistiques	J. Porter
Gestion	J. Powers
Adoption et clôture	P. Miyake

La Dr Pamela Mace a été priée de coordonner la réponse des Sessions au questionnaire sur les approches de précaution que le Comité *ad hoc* sur les Approches de Précaution avait demandée à tous les groupes de travail du SCRS sur les espèces.

L'Ordre du Jour provisoire, diffusé avant la session, a été adopté avec de légères modifications et étant entendu que les sous-sections des Indices d'abondance relative et des Evaluations seraient considérées avec une certaine flexibilité. L'Ordre du Jour tel qu'il a été adopté est présenté en **Appendice 1**.

Tous les participants se sont présentés. La liste des participants est jointe en **Appendice 2** à ce Rapport.

Les documents présentés lors de la session se trouvent en **Appendice 3**.

3 Examen de la réunion CGPM/ICCAT de septembre 1998

Le Comité a examiné le Rapport adopté par le Groupe de travail conjoint *ad hoc* CGPM/ICCAT sur les Stocks de Grands Pélagiques en Méditerranée, qui s'est réuni à Gênes du 7 au 12 septembre 1998 juste avant

la session sur l'évaluation du stock du thon rouge du SCRS de l'ICCAT. Ce rapport contenait une série de recommandations importantes concernant les statistiques du thon rouge de la Méditerranée. Les points suivants ont fait l'objet d'une attention particulière:

- Le Comité a réitéré sa recommandation d'accepter les révisions de la base de données historique proposées par la Croatie, la France, l'Italie, le Maroc et la Tunisie conformément aux critères que le SCRS avait établis pour ces révisions.

- Le Comité a accepté les procédures proposées par le Groupe de travail pour actualiser les statistiques récentes et la prise par taille (en particulier pour l'Italie, qui les avait été tout à fait refaites pour la période 1990-1997).

- Le Comité a observé que "de nombreux pays devaient réviser leurs captures, principalement depuis 1990 et 1991, et que ces révisions impliquaient dans presque tous les cas des augmentations. Le Groupe de travail s'est montré préoccupé par le fait que ces révisions ne constituaient qu'une partie des séries temporelles et qu'elles suscitaient des incohérences potentielles dans la précision des séries temporelles (avant et après les révisions). Le Groupe de travail a recommandé de tenir compte de ces incohérences éventuelles lors de l'évaluation des stocks. Il a été noté qu'il se pourrait que des révisions d'autres pays soient également nécessaires. Le Groupe de travail a indiqué qu'un biais semblable pouvait également exister dans les histoires de capture d'autres pays".

- Le Comité s'est montré satisfait de constater que de nombreuses captures qui avaient été assignées auparavant à la catégorie NEI (*Nowhere Else Included*/non répertoriées dans une autre catégorie) sont aujourd'hui incluses dans la plupart des prises nationales (de plus amples discussions figurent dans la Section 5).

4 Examen des évolutions récentes dans les pêcheries

Le thon rouge est pêché dans partout dans l'océan l'Atlantique et dans la mer Méditerranée. On a observé ces dernières années une meilleure information sur les captures, notamment dans l'Atlantique Est et en Méditerranée: un plus grand nombre de pays déclarent leurs prises dans l'Atlantique Est (y compris la Méditerranée) et certains pays ont entrepris des révisions de leurs données historiques. Certaines de ces révisions sont considérables (SCRS/98/8, et Rapport de la Quatrième réunion du Groupe de travail conjoint *ad hoc* CGPM/ICCAT sur les Stocks de Grands pélagiques en Méditerranée, Gênes, 7-12 septembre 1998); les prises de 1995 déclarées pour l'Atlantique Est et pour la Méditerranée en 1996 (39.331 TM) sont aujourd'hui supérieures de 12% (44.050 TM).

Le total des prises déclarées en 1997 étaient de 43.466 TM (2.154 TM pour l'Atlantique Ouest, 13.134 TM pour l'Atlantique Est et 28.121 TM pour la Méditerranée), ce qui constitue une diminution d'environ 10% par rapport aux prises déclarées en 1996. Les niveaux de capture (débarquements et rejets) par année, pays et engin sont présentés dans le **Tableau 1**.

4.1 Stock Est (Atlantique Est et Méditerranée)

Le thon rouge vit en Méditerranée depuis plusieurs siècles. Il existe aujourd'hui un très grand nombre de pays impliqués dans la pêche de cette espèce (**Tableau 1**). Les prises déclarées en Méditerranée étaient de 28.121 TM (soit 18% de moins que le niveau déclaré pour 1996, le plus haut jamais enregistré). Les principaux engins utilisés étaient les sennes (70%), les palangres (19%), les madragues (1%) et autres (10%). Les prises déclarées dans l'Atlantique Est étaient de 13.134 TM (soit 13% de plus que le niveau déclaré pour 1996), qui était également le niveau le plus haut jamais enregistré. Les principaux engins étaient la madrague (34%), la canne/appât (27%), la palangre (31%), la senne (6%) et les autres engins (2%). Les pays, entités et entités de pêche présentes à la réunion ont donné un bref aperçu des évolutions récentes dans leurs pêcheries de thon rouge:

TAÏPEI CHINOIS: la pêche de thon rouge pratiquée en 1997 et 1998 par le Taïpei chinois dans l'Atlantique Est et en mer Méditerranée est pour l'essentiel identique à celle de 1996. Le nombre de bateaux autorisés à pêcher le thon rouge s'est maintenu à 14 unités en 1996 afin de respecter les mesures de conservation de l'ICCAT. La saison de pêche est restée sujette à l'obligation de fermeture avant le 31 mai, également pour respecter les réglementations de l'ICCAT. Les prises totales de thon rouge étaient de 504 TM en 1997 et de 455 TM en 1998, dont 278 TM en 1997 et 105 TM en 1998 ont été capturées en Méditerranée. La prise de l'espèce en Méditerranée a montré ces derniers temps une tendance à la baisse. Les prises ont été calculées à partir des documents requis par le Programme Document Statistique Thon Rouge de l'ICCAT.

CROATIE: la pêche croate de thon rouge pratiquée en Méditerranée ces dernières années est semblable à celle des années précédentes en ce qui concerne les prises, les engins et les bateaux. C'est ainsi que les prises annuelles se situent au-delà de 1.000 TM et sont surtout obtenues à la senne. En outre, des élevages de thon rouge se sont développés ces dernières années principalement sous l'influence de la demande du marché japonais. Il est urgent que l'augmentation journalière de poids du thon rouge en captivité soit déterminé par des méthodes scientifiques étant donné que les Documents Statistiques pour le Thon Rouge contiennent généralement des informations sur les poids totaux au moment du prélèvement. Ceci risque de provoquer des malentendus dans les analyses futures compte tenu du fait que les statistiques officielles, qui sont d'habitude déclarées au Secrétariat de l'ICCAT, montrent le poids à la capture et non le poids au moment du prélèvement. Le document SCRS/98/45 présente les résultats des recherches menées afin d'évaluer le niveau réel des captures.

L'administration croate a entrepris depuis janvier 1988 un vaste programme d'enregistrement de tous les bateaux de pêche avec leurs engins dans le cadre d'une nouvelle loi sur la pêche marine. La Croatie utilise également cette procédure d'enregistrement pour réduire le nombre de licences accordées aux senneurs et aux palangriers qui ciblent les thonidés. Cette mesure vise à préparer l'instauration de quotas de thon rouge sachant que la Croatie doit réduire le nombre de bateaux possédant une licence, ce qui permettra d'assurer des quantités suffisantes aux bateaux opérationnels. Dans le cas contraire, les pêcheurs n'auraient pas de quota suffisant pour assurer leur survie économique. Le nombre de licences de pêche pour les thonidés sera abaissé à environ la moitié du nombre précédent. La Croatie n'a malheureusement pas encore organisé de surveillance de sa pêche marine ou de système statistique permettant d'enregistrer les débarquements. Il n'est donc pas toujours possible de fournir toutes les données au Secrétariat de l'ICCAT. A chaque demande de données, il est néanmoins absolument nécessaire de mener une enquête sur la question ou demande concrète. Malgré ces difficultés, la Croatie met tout en oeuvre pour fournir au moins les données de capture. Cette tâche, qui est actuellement en cours, sera poursuivie et développée jusqu'à ce que le modèle statistique soit tout à fait appliqué. Les pêcheurs croates ont fait preuve d'un excellent esprit de coopération dans le recueil des données ainsi que dans la mise en oeuvre des mesures de conservation essentielles.

FRANCE: même si l'on a observé une augmentation de l'activité des bateaux de pêche, aussi bien sportifs que de petite portée, dans la Méditerranée, le thon rouge est principalement capturé dans cette région par des senneurs professionnels. En 1997, un total de 33 senneurs ont opéré pendant toute l'année, mais surtout de mars à octobre, depuis la Provence jusqu'au sud des îles Baléares. D'autres petits senneurs visant d'habitude l'anchois et la sardine ont tiré parti de la présence de thonidés près de leurs ports d'attache pour changer leurs filets et pêcher le thon. On distingue d'habitude trois saisons pendant l'année: (1) de mars à la mi-mai dans le Golfe du Lion et au large de la Catalogne du nord, où la plupart du thon rouge capturé pesait entre 12 et 50 kg; (2) pendant la saison de frai des grands thonidés autour des îles Baléares, entre la mi-mai et la mi-juillet; et (3) de septembre à la fin de l'année où l'activité des senneurs est concentrée dans la même région qu'au début de la saison et, certaines années, le long de la côte entre la Provence et la Ligurie où le thon rouge est généralement plus petit que dans la partie occidentale du bassin méditerranéen.

Les filets utilisés par ces senneurs mesurent entre 1.400 et 1.800 m de long et de 180 à 240 m de profondeur selon la dimension du bateau. La configuration du filet est la même qu'en Espagne et peut permettre de capturer en une seule opération jusqu'à 60 TM de poissons voire, dans des cas exceptionnels, davantage.

De 1992 à 1997, les prises révisées de thon rouge pour la Méditerranée étaient respectivement de 7.346, 6.965, 11.803, 9.494, 8.547 et 7.701 TM. Certaines espèces secondaires (telles que le germon, le bonite, l'auxide, la castagnole, l'espadon et les requins) sont également prises par tous les engins dans cette zone, mais dans des quantités insignifiantes par rapport aux captures de thon rouge.

Le thon rouge est également pêché dans l'Atlantique nord-est (Golfe de Gascogne) avec certains engins. Un certain nombre de canneurs ciblent cette espèce et ont obtenu des prises de 134 TM en 1997. Les autres captures atlantiques se composent notamment des prises accessoires de 32 filets maillants visant le germon et de chaluts pélagiques, avec des prises de respectivement 2,8 TM et 57,1 TM. D'autres engins non classés poursuivent le thon rouge dans cette zone et ont obtenu des prises d'environ 75 TM.

GRÈCE: la situation dans la Méditerranée orientale, qui est principalement exploitée par les flottilles grecques, a changé ces dernières années. La pêcherie du thon rouge se produit essentiellement dans le nord et dans le centre de la mer Egée et, de façon moins intense, dans le sud des mers Egée et Ionienne. La pêcherie grecque du thon rouge a traditionnellement été pratiquée sur une base opportuniste, mais s'est développée rapidement depuis 1993 suite à la croissance de l'intérêt du marché. On ne possède pas d'informations détaillées sur l'état actuel de la pêcherie dans laquelle sont impliqués de nombreux bateaux (300 à 400) de différents types et dimensions, et qui utilisent divers engins de pêche. Il y a également de nombreux ports de débarquement qui ne sont pas surveillés de façon appropriée. L'instrument le plus commun qui est utilisé dans cette pêcherie est la ligne à main et, rarement, la palangre dérivante. Un petit nombre de senneurs ont opéré ces dix dernières années dans la pêcherie du thon rouge dans le nord de la mer Egée. On possède également des informations selon lesquelles l'introduction de modifications d'engin dans la pêcherie de l'espadon a provoqué de grandes prises accessoires de thon rouge qui sont souvent rejetées en mer, surtout en été, lorsque la demande du marché est très faible. Ces changements rapides dans la pêcherie grecque se traduisent par une sous-estimation des prises pour les années 1993 à 1995.

La saison de pêche a lieu principalement d'octobre à mai en raison de la demande du marché. Le Ministre grec de l'Agriculture a récemment introduit une série de réglementations visant à surveiller le nombre de bateaux participant aux grandes pêcheries pélagiques.

ITALIE: la pêche au thon rouge a lieu dans toutes les mers italiennes de la Méditerranée avec différents engins et méthodes de pêche. Ces dernières années, plusieurs bateaux se sont déplacés d'une mer à l'autre (au sein de la Méditerranée) avec une grande mobilité qui a affecté la distribution des statistiques de capture.

Il existe en Italie un groupe de recherche composé de 10 instituts travaillant de façon permanente sur les grands poissons pélagiques, dans le cadre d'un projet coordonné qui est financé par la Direction Générale de la Pêche, dans le but de surveiller les prises, les débarquements, les fréquences de taille et les données biologiques des différents secteurs. En outre, chaque groupe possède des tâches spécifiques concernant différents aspects de la biologie, de la reproduction, de la croissance, de la distribution larvaire, de l'alimentation, de la génétique, des parasites et des unités de stock. Les résultats des recherches sont exposés par chaque institut à la Direction Générale de la Pêche et sont présentés aux réunions scientifiques. Les articles présentés à ces réunions par les chercheurs italiens deviennent des documents officiels du projet coordonné.

Ce groupe a réalisé une révision intensive des statistiques de la capture de thon rouge dans la Méditerranée pour la période 1990-1997. C'est ainsi que les prises de 1995 déclarées en 1996 s'élevaient à 4.793 TM et, après la révision de 1998, à 7.063 TM (SCRS/98/8).

PORTUGAL: les prises portugaises de thon rouge sont principalement obtenues à l'aide de trois engins: la canne/appât, la palangre et la madrague. D'autres engins capturent de petites quantités, en général de façon accidentelle.

Le thon rouge capturé par les flottilles de canneurs, qui opèrent aux environs des îles de Madère et des Açores, est assez variable d'une année sur l'autre et dépend de l'abondance locale de thon rouge à proximité de ces îles. La croissance prononcée de l'abondance de grands thons rouges autour de ces îles, qui a été observée ces dernières années, s'est reflétée dans les prises des canneurs. Pendant la première moitié de 1997, les canneurs ont pris 340 TM près de Madère et 107 TM dans la zone des Açores.

Une flottille de trois palangriers opère depuis 1990 dans l'Atlantique Est et en Méditerranée, et a obtenu une capture moyenne de 300 TM par an. La mer Méditerranée constitue la principale zone de pêche pour cette flottille, même si, en 1997, la pêche s'est centrée sur l'Atlantique Est. Un total de 282 TM de thon rouge a été capturé en 1997 dont à peine 37 TM en Méditerranée.

Une madrague est opérationnelle dans le sud du Portugal depuis 1995. En 1997, la quantité de thon rouge capturée par cette madrague était de 19 TM.

ESPAGNE: les prises espagnoles de thon rouge en Méditerranée se sont élevées à 2.205 TM, ce qui représente une diminution de 17% par rapport à l'année précédente (2.588 TM) et une réduction d'environ 22% par rapport à la prise moyenne annuelle des cinq dernières années. L'effort de pêche a également diminué suite à l'instauration des réglementations concernant la fermeture de la saison aux senneurs et la taille minimale.

La pêche au thon rouge est pratiquée en Méditerranée avec la senne, la palangre de surface, la ligne à main, la canne/appât et d'autres engins de surface. C'est une pêche saisonnière ouverte d'avril à octobre.

La pêcherie de senneurs en Méditerranée est restée stable quant au nombre de bateaux (6) et a réduit l'effort de pêche en nombre de jours passés en mer et en nombre de jours de pêche. Les captures (1.172 TM) ont diminué d'environ 30% par rapport à l'année précédente (1.675 TM). Les prises de la ligne à main se sont élevées à 69 TM, ce qui constitue une diminution par rapport aux 106 TM de l'année précédente. Les prises de la palangre de surface se sont chiffrées à 296 TM en 1997 et les prises des palangres de "style japonais" se sont accrues jusqu'à 576 TM. La tendance à la baisse s'est confirmée dans la pêcherie de surface, en particulier pour les juvéniles; ces prises sont retombées à 29 TM et se composaient de poissons ayant des poids très proches de la taille minimale (6,4 kg). Les captures espagnoles de madrague ont maintenu deux unités opérationnelles en Méditerranée qui n'ont pas capturé de thon rouge en 1997.

La capture espagnole de thon rouge dans l'Atlantique Est (Méditerranée non comprise) est pratiquée avec des madragues, des cannes/appâts et, ces dernières années, des lignes à main. Les quatre madragues ont capturé 2.723 TM en 1997, ce qui représente une hausse de 56% par rapport à l'année précédente et d'environ 47% par rapport à la prise annuelle moyenne des cinq dernières années. Les prises des canneurs se sont élevées à 2.957 TM (2.742 TM dans le Golfe de Gascogne et 215 TM dans la région de l'Atlantique Sud espagnol). Les prises réalisées à la ligne à main se sont élevées à 161 TM. La pêche à la ligne à main est pratiquée dans de nouvelles zones de pêche, à proximité du détroit de Gibraltar, pendant les mois de juillet et d'août. Ce type de pêcherie vise les grands poissons d'après-ponte.

ROYAUME-UNI: moins d'une tonne métrique de thon rouge a été obtenue comme prise accessoire de la pêcherie du germon en 1997.

GUINÉE ÉQUATORIALE: les délégués représentant la Guinée Equatoriale ont déclaré qu'ils n'avaient pas obtenu de captures de thon rouge (voir cependant la Section 5).

JAPON: le Japon a commencé en 1972 la pêche à la palangre du thon rouge dans l'Atlantique Est et en Méditerranée. Cette pêcherie a lieu en mars au large ou à proximité de Gibraltar et vise le grand thon rouge en condition de pré-ponte qui semble migrer en Méditerranée pour frayer. Certaines des flottilles suivent le banc et opèrent en Méditerranée, tandis que d'autres continuent d'opérer dans l'Atlantique. Les principaux lieux de pêche en Méditerranée sont situés autour des îles Baléares et au sud de l'Italie. La pêche a été interdite en juin et juillet dans le cadre des réglementations de l'ICCAT sur le thon rouge. La capture annuelle était de 765 TM en 1996 et de 185 TM en 1997. La pêcherie réalisée à proximité de Gibraltar se termine généralement fin juin. Aucune opération de pêche n'a lieu avant que la flottille ne reprenne ses activités à l'ouest de l'Irlande à la fin du mois d'août. Ce lieu de pêche se déplace ensuite vers le nord-ouest et atteint le sud de l'Islande. Certains bateaux opèrent au large de l'Islande. La majeure partie de la capture se compose de poissons moyens à grands avec un poids moyen d'environ 150 kg. Après le mois d'octobre, la flottille se déplace à nouveau vers le sud-ouest (35°-45°N et 35°-45°W) où elle opérera jusqu'en décembre. La prise annuelle dans l'Atlantique Est (Méditerranée comprise) était respectivement de 3.341 TM et de 3.013 TM en 1996 et 1997.

LIBYE: le thon rouge et les espèces voisines constituent une part importante de la pêcherie libyenne en Méditerranée. Cette pêcherie est pratiquée depuis très longtemps le long de la côte occidentale du pays. La prise de thon rouge à l'aide de madragues fixes ("Tonnara") remonte à 1919, époque où 14 madragues différentes étaient actives, d'habitude à la fin du printemps et au début de l'été. Ces dernières années, le nombre de madragues et de poissons capturés ont diminué. De nouvelles méthodes de pêche ont néanmoins été récemment introduites, concrètement la pêche à la senne et à la palangre. En 1997, la capture totale de thon rouge pour

la Libye était de 148 TM, dont 103 TM de thon rouge et 45 TM de petits thonidés. Depuis lors, deux palangriers libyens se sont ajoutés à la pêcherie et ont opéré dans les eaux libyennes en 1998. La prise totale sera déclarée pendant l'année de production 1998.

MALTE: le thon rouge est pêché dans la mer Méditerranée. La saison de pêche à Malte commence en mai et s'étend jusqu'en juillet. La récente augmentation de débarquements de thon rouge coïncide avec la hausse de la demande du marché japonais en 1989. Les débarquements sont passés de 49 TM en 1990 à 353 TM en 1994. La diminution des débarquements qui a été observée pendant les trois dernières saisons pourrait être attribuée à la présence importante des senneurs visant le thon au large de Malte.

En 1998, le thon a été ciblé par 52 bateaux polyvalents de plus de 10 mètres de longueur (< 20 m) qui impliquaient près de 150 pêcheurs travaillant à temps plein ou partiel. Les débarquements totaux étaient de 244 TM dont 109 TM (45%) ont été destinées à l'exportation. L'engin utilisé est la palangre dérivante de surface qui est appâtée avec du thazard atlantique ou du calmar japonais. Le nombre maximum d'hameçons par palangre est de 2.500 et dépend essentiellement de la dimension du bateau. Les lignes sont lancées pendant l'après-midi. Cette opération se termine d'habitude vers 20 heures, moment à partir duquel les pêcheurs estiment que les poissons commencent à mordre. Les lignes sont retirées à partir de 22h30.

La pêche est pratiquée à l'ouest, au sud et au sud-est de l'île entre les 35e et 36e parallèles. L'effort est principalement concentré au début de la saison (mai) sur la zone sud-ouest de la région et se déplace ensuite vers l'Est en suivant les mouvements habituels du thon rouge. La saison se termine en juillet. Les principales zones de débarquement sont les ports de Marsaxlokk, St. Paul's Bay et Marsascala à Malte, et ceux de Mgarr et Marsalforn à Gozo.

MAROC: en 1997, les captures totales déclarées de thon rouge se sont élevées à 2.603 TM dont 25% provenaient de la mer Méditerranée. On a indiqué une hausse d'environ 50% par rapport aux prises moyennes de la période 1994-1996. En 1997, le thon rouge a été capturé principalement par trois méthodes de pêche. Un total de 5 madragues (dont 2 en Méditerranée) ont pris 40% des prises totales de thon rouge, soit 1.197 TM. Près de 100 bateaux artisanaux de ligne à main ont réalisé 30% de la capture (500 TM par an) de grands thons rouges. Environ 250 senneurs pêchent dans l'Atlantique Est et le thon rouge capturé pèse en général < 70 kg.

TUNISIE: la pêcherie des grands pélagiques en général, et de l'espadon et du thon rouge en particulier, acquiert de plus en plus d'importance dans l'économie tunisienne. Le thon rouge est essentiellement destiné à l'exportation.

Le thon rouge a été longtemps capturé dans les eaux tunisiennes à l'aide de madragues disposées le long de la côte. Il n'en reste cependant plus que deux, une au nord et une au sud-est. Par ailleurs, le thon rouge est visé par environ 60 senneurs et par des bateaux pratiquant à la pêche à la ligne à main. La capture de 1997 s'élevait à 2.200 TM.

TURQUIE: en 1997, le thon rouge a été pris entre les mois de mars et novembre, l'activité de pêche la plus intense se déroulant en mars, avril et mai. La capture déclarée de thon rouge en 1997 était de 503 TM. En général, les prises turques de thon rouge semblent être sous-estimées. Les lieux de pêche se trouvent autour de Canakkale, Bozcaada et Gokceada dans le Golfe de Saroz (nord de la mer Egée) et à proximité d'Ayvalik et d'Izmir (centre de la mer Egée) et dans les Baies d'Antalya et d'Iskenderun dans la Méditerranée.

Une prospection sur les larves de thon rouge et d'autres espèces voisines a été réalisée du 14 au 24 juillet 1998 dans les eaux turques de la mer Egée (comprenant le nord et le sud de la mer Egée) dans le cadre du Programme Année Thon Rouge (BYP).

4.2 Stock de l'Atlantique Ouest

CANADA: les débarquements nominaux canadiens de thon rouge réalisés en 1997 s'élevaient à 504,5 TM, avec une partie de quota non capturé de 48,1 TM. Il n'est pas rare que le Canada renonce à capturer une partie de son quota compte tenu du compliqué système national d'allocation de quotas (SCRS/98/41). Par ailleurs, les

observateurs en mer ont estimé à environ 6 t les rejets de thons rouges morts dans la pêcherie palangrière expérimentale visant l'espadon. Il s'agit d'une estimation minimale des rejets; des efforts sont mis en œuvre pour estimer à l'avenir les rejets de l'ensemble de la flottille.

Depuis 1988, la principale pêcherie est la ligne à main qui est active dans le Hell Hole entre Browns et Georges Banks (180 km au sud-ouest de la Nouvelle Écosse), même si elle a perdu de son importance ces dernières années et ne représente plus que 22% environ des débarquements canadiens (contre 70% au début des années 1990). Par ailleurs, la pêcherie dans le Hell Hole est nettement plus dispersée que par le passé. La CPUE a baissé ces dernières années et se situe à un niveau nettement plus bas qu'au début du développement de cette pêcherie en 1988 (SCRS/98/42). En 1997, 20% des prises canadiennes provenaient du Golf du Saint Laurent. Ceci représente le niveau de ponction généralement observé pendant les années quatre-vingt-dix. Les niveaux de CPUE qui sont observés aujourd'hui sont nettement inférieurs à la CPUE du début des années quatre-vingt (SCRS/98/42). Des prises accessoires ont également été réalisées dans les madragues de la Baie de Sainte Marguerite (59 TM), dans la pêcherie de canne-moulinet au large du nord-est de la Nouvelle Écosse (69 TM) et dans une nouvelle zone de pêche située au large d'Halifax (84 TM). Dans la Baie de Fundy, 55 TM ont été pris au harpon électrique; ces poissons sont semblables à ceux du Hell Hole quant à la distribution des tailles et aux schémas de CPUE (SCRS/98/42). En 1997, 21 TM ont été capturées par la pêcherie à la ligne à main sur le Tail of the Grand Banks, Terre-Neuve; cette pêcherie a subi des fluctuations considérables ces dernières années qui sont essentiellement dues à la baisse de l'effort dans la pêcherie visant le poisson de fond et à une présence irrégulière dans les zones de pêche situées en haute mer.

JAPON: la saison de pêche de la pêcherie palangrière japonaise commence en octobre. La taille des poissons capturés a tendance à être plus grande au début puis diminue au fur et à mesure que la saison avance. La majorité de la capture se constitue de poissons de taille moyenne. La haute saison dans cette zone s'étend de la mi-décembre à janvier. Certains changements se sont produits dans cette zone de pêche depuis 1989 lorsque la pêcherie s'est retirée des eaux des États-Unis. Les principaux lieux de pêche sont aujourd'hui la frange orientale de l'Atlantique Ouest, notamment les eaux canadiennes. Le thon obèse est également ciblé selon la situation et la saison. La réglementation (quota de suivi scientifique) a imposé une réduction du nombre de bateaux autorisés à pêcher et fait en sorte que la pêcherie cesse normalement ses activités en janvier lorsque le quota est atteint. La capture de 1997 était de 329 TM.

ROYAUME-UNI (BERMUDES): le délégué du Royaume-Uni a informé le Comité qu'il parlait au nom de Territoires d'Outre-mer du Royaume-Uni qui ont accédé à l'ICCAT. Parmi ces territoires, seules les Bermudes pêchent actuellement le thon rouge. Cette pêcherie a été pratiquée dans l'Atlantique Ouest, principalement dans la Zone Économique Exclusive des Bermudes. Tous les bateaux de cette pêcherie étaient des palangriers et les débarquements de thon rouge (2 TM en 1997) se sont situés jusqu'à présent bien en deçà du quota alloué par l'ICCAT. Il se pourrait également que quelques débarquements de thon rouge, d'une quantité très réduite, aient été réalisés par des pêcheries sportives, tout en restant dans les limites du quota.

ÉTATS-UNIS: les prises de la plupart des pêcheries sont restées relativement stables pendant les trois dernières années qui ont donné lieu à des prises déclarées (1995-1997), ce qui est dû en grande partie aux effets de la réglementation. En revanche, les pêcheries de canne-moulinet ont connu certaines variations. Les estimations des prises de canne-moulinet de thon rouge de moins de 145 cm de FL ont diminué par rapport aux niveaux de 1995 et 1996 (respectivement 260 TM et 355 TM) pour se situer à 176 TM, tandis que les captures de poissons à partir de 145 cm ont augmenté par rapport aux niveaux de 1995 et 1996 (respectivement 584 et 485 TM) pour atteindre 724 TM, ce qui s'explique en partie par la hausse des prises de poisson dans la gamme de 145-177 cm. Les rejets estimés de palangre ont continué de descendre par rapport au niveau de 1995 (134 TM) pour se situer à 37 TM (dont 6 TM ont été déclarées dans le Golfe du Mexique) et les rejets de canne-moulinet ont été estimés à 14 TM (dont 11 TM pour la gamme de 145-177 cm, et le reste de moins de 145 cm).

La pêcherie qui présente des taux élevés de capture au large de la Caroline du Nord en hiver a débarqué environ 63 TM (incluses ci-dessus) dont la plupart des poissons se trouvaient dans la gamme 145-177 cm. Les débarquements de poissons plus grands étaient limités en partie à cause des réglementations limitant les captures à un exemplaire par bateau par an. En 1998, après une ou deux semaines de faibles captures, on n'a plus trouvé le moindre poisson dans la zone et la pêcherie a cessé de se développer. Même si les situations de capture ont varié d'une année sur l'autre et au sein de la même année, on pense que des conditions environnementales

inhabituelles, qui peuvent comprendre la baisse de la température de l'eau par rapport aux années précédentes, peuvent avoir influencé cette modification apparente de la distribution.

5 Statistiques de capture

Le Secrétariat a présenté le **Tableau 1** qui contenait les captures de thon rouge de l'Atlantique et les statistiques de débarquement par région, pays/entités/entités de pêche et par engin pour les années 1950-1997. Ces données tenaient compte de tous les changements adoptés lors de la réunion conjointe CGPM/ICCAT concernant les statistiques de la Méditerranée et d'une partie de l'océan Atlantique. Le Comité a examiné plus en profondeur ce tableau et a introduit une légère modification pour 1997, année pour laquelle de nouvelles données ont été rendues disponibles. Les données de capture de la Tâche I, telles qu'elles figurent dans le **Tableau 1** et dans la **Figure 1**, ont été adoptées. Les données Tâche I utilisées dans les évaluations de stock de 1996 sont comparées avec la nouvelle base révisée dans la **Figure 2**.

M. A. Astudillo, de la délégation de la Communauté européenne, a demandé ensuite d'accorder l'attention voulue aux révisions proposées par la Grèce concernant ses prises de thon rouge pour les années 1991 à 1997 pour lesquelles une nouvelle série de données a été présentée avec une explication des changements proposés. Le Comité a observé que ces données ont été reçues bien au-delà de la date limite établie pour de tels changements, et même après le délai supplémentaire qui avait été concédé à titre exceptionnel à la Grèce, et que le tableau de la prise par taille pour le thon rouge méditerranéen avait déjà été élaboré au moment où ces données avaient été reçues. Par ailleurs, l'explication n'était pas tout à fait appropriée et aucun membre de la Grèce n'avait participé à la réunion pour apporter de plus amples informations au sujet de ces changements. Partant du principe que ces changements auraient un effet négligeable sur l'évaluation du stock, le Comité a décidé que l'évaluation du stock aurait lieu sans tenir compte de la révision de la Grèce. Il a également estimé que si la révision était présentée avant la prochaine réunion du SCRS en octobre 1998, avec une explication adéquate, cette proposition pourrait être prise en considération.

Le Comité a révisé les statistiques incluses dans la catégorie "NEI (*Nowhere Else Included*/non répertoriées dans une autre catégorie) dans les termes de la Recommandation adoptée par la Commission en 1997 (ANNEXE 5-3 aux comptes rendus de 1997). Le **Tableau 8** du rapport du Groupe de travail conjoint *ad hoc* CGPM/ICCAT sur les stocks de grands pélagiques de la Méditerranée (Gênes, septembre 1998) décrit les estimations des nouvelles prises NEI (estimations des prises non déclarées). Le Comité a constaté avec satisfaction que des révisions statistiques avaient été réalisées par de nombreux pays et que les nouvelles séries de données avaient été acceptées par le Comité, ce qui s'est traduit par la disparition des exportations dépassant les prises déclarées pour la plupart des Parties Contractantes. Les seules Parties Contractantes qui avaient encore des catégories NEI étaient l'Espagne, la Guinée Equatoriale et la République de Guinée. Dans le cas de la palangre espagnole en Méditerranée, l'évidence montre que ces prises n'ont pas été réellement réalisées par des bateaux battant pavillon espagnol et ont été mal identifiées dans les Documents Statistiques pour le Thon Rouge. Il semble en outre que ces prises n'aient pas été déclarées par les pays de pavillon, raison pour laquelle il a été décidé de les conserver dans la catégorie NEI. Une quantité significative de thon rouge capturé par des bateaux battant le pavillon de la Guinée Equatoriale et de la République de Guinée aurait été exportée au Japon selon le DSTR. Il existe également des preuves positives que ces bateaux ont pêché le thon rouge en Méditerranée. Le Secrétariat a informé qu'aucune donnée de capture de thon rouge n'a été reçue de ces pays malgré plusieurs communications indiquant que des bateaux de ces pays opéraient dans les eaux méditerranéennes. Compte tenu de ces circonstances, le Comité a décidé d'inclure ces prises dans la catégorie NEI. La situation est semblable pour une série de Parties non Contractantes dont les captures sont également répertoriées dans la catégorie NEI.

Le schéma de substitution a été présenté par le Secrétariat pour le thon rouge de l'Atlantique Ouest et Est et de la Méditerranée afin de créer la prise par taille. Les procédures ont été approuvées par le Comité après avoir réalisé quelques changements mineurs. Selon les procédures adoptées, la base de prise par taille a été actualisée pour les années précédentes jusqu'à 1997 compris. Il faut préciser que les prises italiennes pour les années 1990-1996 ont été complètement révisées et, par conséquent, que la combinaison et la substitution des données ont été intégralement refaites en utilisant les nouvelles données de Tâche I et certaines informations complémentaires qui sont devenues disponibles durant la réunion du Groupe de travail conjoint CGPM/ICCAT.

Pour répondre à la question concernant la disponibilité des données de taille pour la période avant 1960, le Secrétariat a informé le Comité qu'un volume important de données historiques de taille correspondant à la période 1954-1963 avait été récupéré et introduit dans la base de données de l'ICCAT et a également remercié la collaboration offerte par le CIEM dans la recherche de ces vieilles données. Celles-ci contenaient des données de taille de la Norvège (senne), de la Suède, de l'Allemagne, des Etats-Unis (madrague) et de l'Espagne (madrague). Le Secrétariat a encore expliqué que, dans la plupart des cas, les protocoles utilisés dans le recueil de ces données n'étaient pas connus et qu'on ignorait, par exemple, s'il s'agissait de poids éviscéré et sans branchies ou de poids vifs. Par ailleurs, il semble qu'un grand nombre de ces données figurent à double reprise dans les différents jeux. Ces données ne peuvent donc pas encore être utilisées dans cette réunion. Par contre, lorsqu'elles auront été "nettoyées", elles pourront être utilisées pour classer la plupart des pêcheries dans les années cinquante, exception faite de celles du Golfe de Gascogne. Il a été demandé aux scientifiques français et espagnols de fournir au Secrétariat les données de taille pour cette pêcherie et au Secrétariat d'essayer de créer la prise par taille pour les années 1950-59 avant la prochaine évaluation du stock.

Le bien fondé de l'échantillonnage et de la combinaison des données a été débattu. Le **Tableau 2** montre les prises totales, les prises qui ont été classées avec l'information provenant de leur propre taille (soit par échantillonnage, soit par une autre méthode) et les prises qui ont été classées avec des données de substitution d'autres pêcheries pour l'Atlantique Est et Ouest et pour la Méditerranée. Ce tableau ne montre cependant pas le bien fondé de l'information des tailles étant donné que certaines captures n'ont été classées qu'avec quelques poissons. Elle présente néanmoins des tendances générales dans les niveaux d'échantillonnage. Dans de nombreux cas, on ne connaissait pas les dimensions des échantillons (nombre de poissons) étant donné que les données fournies au Secrétariat étaient déjà des extrapolations des prises. La proportion des prises classées par région est illustrée à la **Figure 3**.

On a créé la prise par taille en respectant strictement l'actuelle ligne de démarcation et on a élaboré la prise par taille des captures obtenues ces dernières années par les palangriers japonais dans l'Atlantique centre-nord. La plupart, sinon la totalité, de ces captures sont incluses dans l'Atlantique Est d'après l'actuelle ligne de démarcation. Les prises obtenues par les palangriers japonais au début des années soixante ont également été séparées selon la ligne de démarcation et incluent les prises par taille de l'Atlantique Est et Ouest.

6 Structure du stock et paramètres biologiques

6.1 Mortalité naturelle

Bien que les valeurs absolues de M aient très peu d'influence sur les tendances historiques de F ou de SSB , d'après ce que l'on peut déduire des analyses de la prise par taille et, par conséquent, sur la perception de l'état du stock, elles peuvent être décisives pour décider les stratégies à adopter pour la récupération du stock.

Après avoir réalisé un examen approfondi, il s'avère de plus en plus évident que les évaluations des stocks de poissons ont assumé un M constant par classe d'âge pour les besoins de l'évaluation. Le SCRS a suivi cette pratique pour le thon rouge en utilisant $M=0,14$ pour tous les âges. Le SCRS a cependant régulièrement abordé cette situation pour le thon rouge en utilisant une analyse de sensibilité. On a davantage insisté sur cette question en 1996 en examinant un vecteur de M spécifique de l'âge utilisé par le passé par les évaluations SAT. On constate un soutien croissant de la part des scientifiques pour utiliser un vecteur M par classe d'âge qui varie avec l'âge à cause des facteurs exposés ci-dessous:

- Une solide évidence biologique serait que, dans la plupart des espèces, M est inversement proportionnel à la taille du corps jusqu'au moment où la sénescence devient importante. Chaque fois que M par classe d'âge a été estimé, il a été démontré qu'il était supérieur dans les groupes d'âge inférieurs (par ex., MSVPA).

- Dans un stock similaire (thon rouge du sud-SBF), M a été estimé pour les âges inférieurs (1 et 2 à 5) à partir du marquage et ces résultats confirment un M décroissant.

Il existe néanmoins une certaine préoccupation au sujet des niveaux spécifiques de M par âge qui pourraient être sélectionnés:

. Le document SCRS/96/26 (p. 14) présente un vecteur M dépendant de l'âge qui est un des choix utilisés par le passé pour les évaluations SAT: (0.49, 0.24, 0.24, 0.24, 0.24, 0.20, 0.175, 0.15, 0.125, 0.10) respectivement pour les âges 1 à 10+; les valeurs pour les âges 1 et 2-5 sont fondées sur les études de marquage, et les valeurs pour les âges supérieurs reflètent une baisse constante interpolée jusqu'à 0,10 pour le groupe plus (voir plus bas l'argument pour cette valeur). L'analyse des données de composition d'âge des poissons reproducteurs d'âges supérieurs pour le SBF, pour lesquels il semble exister une très faible mortalité par pêche dans les âges supérieurs (<20), suggère que $Z = M = 0,15$ pour ces âges (SCRS/98/54).

. Les mesures récentes des âges supérieurs pour le SBF (jusqu'à 40) suggèrent que le M aux âges supérieurs peut être inférieur à ce que l'on croyait auparavant lorsqu'on pensait que les âges maximaux ne dépassaient pas 20 en fonction des estimations de la courbe de croissance et du découpage des cohortes de capture; mais, une fois encore, la valeur "présumée par le passé" pourrait être incertaine.

. Un vecteur M dépendant de l'âge déduit pour le SBF peut ne pas être directement applicable au thon rouge de l'Atlantique pour des raisons biologiques: le SBF est une espèce différente (mais du même genre). Le SBF est sensiblement plus petit, tandis que le poids moyen à l'âge 8 (l'âge de maturité supposé pour le SBF et pour le thon rouge de l'Atlantique) est d'environ 65 kg pour le SBF, d'environ 120 kg pour le thon rouge de l'Atlantique Est et de 140-150 kg pour le thon rouge de l'Atlantique Ouest; les poids maximaux sont d'environ 150 kg pour le SBF et de 650 kg pour le thon rouge de l'Atlantique Est et Ouest. Par conséquent, si le vecteur de M dépendant de l'âge pour le SBF est converti en vecteur M dépendant de la taille et s'il est appliqué au thon rouge de l'Atlantique, les mortalités naturelles résultantes par âge sont généralement inférieures par classe d'âge.

. L'application de la méthode décrite par Chen et Watanabe (1989), qui se fonde essentiellement sur la relation postulée entre les paramètres de croissance et la mortalité naturelle, donne des valeurs qui sont cohérentes avec le vecteur de M cité plus haut.

. L'analyse des données de composition par âge pour les poissons reproducteurs d'âge supérieur pour le SBF, pour lesquels il existe apparemment une mortalité par pêche très faible dans les âges avancés (<20), suggère que $Z = M = 0,15$ pour ces âges (SCRS/98/54).

. Rodriguez-Roda (1977) a estimé un M de 0,18 en se fondant sur le rapport M/K décrit par Beverton et Holt. Cette valeur a été utilisée pendant plusieurs années par le SCRS à partir de 1989, avant d'être modifiée à 0,1 en tenant compte de considérations faites sur la durée de la vie et sur la cohérence du stock Ouest. Le dernier choix réalisé par le SCRS (0,14) reflète essentiellement la moyenne ou le compromis entre les deux valeurs précédentes, après qu'on a admis que la variabilité des prévisions d'un rapport M/K entre 0,18 et 0,10 pourrait ne pas être distinguée.

On a conclu dans le cadre de l'évaluation qu'il serait opportun de réaliser les passages suivants pour les valeurs de M :

. $M = 0,14$ pour tous les âges. Ceci permettrait de reproduire l'évaluation de 1996 et d'examiner les effets de l'introduction de données complémentaires de 1996 et 1997;

. Un vecteur utilisé pour le SBF (voir troisième paragraphe de la section précédente).

On a indiqué que, comme dans le cas du SBF retransmis par le Comité qui utilise les données de marquage pour estimer apparemment les taux de mortalité naturelle des poissons d'âge 1 et 2-5 en conglomérat, les données de marquage de l'Atlantique Ouest ont été examinées pour évaluer cette possibilité pour le thon rouge de l'Atlantique Nord. L'approche de modélisation décrite dans le document SCRS/98/65 a été utilisée pour essayer d'estimer le taux de perte de marques due à d'autres causes que la mortalité par pêche à partir du temps écoulé depuis le marquage. Les analyses réalisées avec plusieurs niveaux différents de taux de perte postulés qui ne sont pas imputables à la pêche (L ; par exemple mortalité naturelle, perte de marques et migration) ont indiqué que le taux de mortalité par pêche du thon rouge de l'Atlantique Ouest entre les âges 1 et 3 (F_{1-3}) était très élevé dans les années soixante, avant de retomber à des niveaux très faibles après 1980 (voir **Figure 4**). Ceci suggère qu'il y avait un contraste suffisant dans F_{1-3} pour permettre d'estimer L indépendamment de F .

La valeur estimée de L était 0,3 par an avec un coefficient de variation relativement faible de 14%. Sachant que cette estimation a été obtenue à partir de données groupées des âges 1, 2 et 3, elle doit être considérée comme une moyenne de ces âges. Il est par conséquent encore possible que le taux de mortalité naturelle soit plus élevé pour l'âge 1 que pour les âges 2 et 3. En outre, L inclut de façon implicite les pertes dues à la mortalité naturelle, à la perte de marques et aux migrations. Si, par exemple, le taux de perte de marques était de 0,26 par an comme l'a estimé le NRC (1994), l'estimation moyenne du taux de mortalité naturelle pour les âges 1-3 (M_{1-3}) ne devrait pas dépasser 0,04 par an. En revanche, si le taux de perte de marques était réellement très faible, le M_{1-3} moyen serait de l'ordre de 0,3.

Des inquiétudes ont été émises au sujet du fait qu'il se pourrait que les estimations de L obtenues de cette façon soient imprécises étant donné que les marques qui sont récupérées ne se sont pas nécessairement mélangées dans toute la population (citation du SCRS sur l'homogénéité). Si c'était le cas, les estimations de F_{1-3} pourraient refléter une forte pression de pêche locale supérieure à la mortalité par pêche moyenne dans toute la gamme du stock. On ignore en quelle mesure ceci peut affecter l'estimation de L , dont la valeur réelle devrait être indépendante des variations locales de F_{1-3} . Cette question pourrait être traitée à l'avenir à l'aide d'autres analyses de modélisation.

6.2 Mélange et identification du stock

Modèles de mélange. Le document SCRS/98/62 a présenté une application VPA d'un modèle pour deux stocks avec des gammes chevauchantes (l'hypothèse de statut quo du SCRS), qui a été appliqué aux données de captures, d'abondance et de récupération de marques pour le thon de l'Atlantique. On l'a comparé aux résultats du modèle VPA de diffusion qui a été utilisé auparavant par le SCRS et par le NRC. On constate la présence d'ajustements similaires aux indices d'abondance et les deux modèles admettent des coefficients de mélange supérieurs dans le sens ouest-est que dans le sens est-ouest. Bien que le modèle de chevauchement offre un meilleur ajustement aux données de marquage, aucun des deux modèles ne s'ajuste correctement à ces données et les coefficients de mélange font l'objet d'une estimation peu approfondie. Les estimations d'abondance de la VPA chevauchée sont nettement moins sensibles à la valeur acceptée des coefficients de mélange. Les projections avec les modèles de mélange peuvent être plus pessimistes en termes de taux de récupération que les projections sans mélange, même lorsque les évaluations [de l'état actuel] avec mélange sont plus optimistes que sans mélange, parce que les projections sont également sensibles aux postulats concernant une combinaison de facteurs qui incluent le rapport stock-recrutement.

Examen de l'information sur l'identification du stock. Le Comité a examiné les nouvelles informations et les connaissances actuelles afin de résumer les connaissances biologiques du Comité sur l'identification et le mélange du stock. Il n'a pas été possible d'effectuer une révision globale de la littérature faute de bibliothèque (voir néanmoins le **Tableau 4** du SCRS/96/26).

Distribution des captures. La distribution des captures a été examinée (voir Section 4) et a permis de conclure que la capture palangrière du Japon est continue dans tout l'Atlantique Nord (**Figure 5**).

CPUE par âge. On ne dispose pas de données suffisantes sur la CPUE spécifique de l'âge pour comparer la CPUE par âge pour l'Atlantique Est et Ouest.

Marquage. Les résultats des études des marques pop-up et archives ont été présentés; ces technologies fournissent aujourd'hui respectivement le point de localisation du poisson, indépendamment des pêcheries, à un moment prédéterminé et un suivi complet des déplacements du poisson en liberté. On a reconnu le succès de la procédure d'apposition externe des marques émettant via satellite grâce à certaines de ces marques qui ont accompagné des poissons en liberté pendant plus de neuf mois. Le document SCRS/98/55 a présenté les résultats du marquage réalisé en 1997 à l'aide de marques pop-up en Méditerranée et a montré des déplacements localisés de trois marques placées à court terme, qui s'étaient détachées et étaient remontées à la surface, ainsi que le déplacement d'un poisson depuis une madrague espagnole dans l'Atlantique vers la Méditerranée. Le document SCRS/98/76 et le Doc. Info (b) Block et al., 1998 ont donné des informations concernant la localisation des marques pop-up suivantes: 17 marques à long terme (5-9+ mois), 25 marques à moyen terme (2-43 mois) et 7 marques à court terme dans l'Atlantique nord-ouest. Les marques à moyen et à long terme ont montré des

thons rouges de taille moyenne et géante qui se déplacent vers l'Est, avec 7 exemplaires localisés à l'Est de la limite 45°W, fait qui souligne l'incertitude de la délimitation entre l'Atlantique Est et Ouest. Il est également très intéressant de constater que tous les poissons d'une taille reproductrice ont été localisés dans une large frange comprise entre les Bermudes et les Açores pendant la période où ils devraient frayer, ce qui remet en cause le lieu du frai et/ou la fréquence de la reproduction (voir également la Section 13.2). Le Doc. Info (a) a décrit les méthodologies suivies dans l'utilisation des marques-archives implantées par des moyens chirurgicaux et certains résultats très préliminaires.

Bien qu'ils ne permettent pas de tirer de conclusions sur la structure du stock, les nouveaux résultats de marquage ont souligné l'incertitude de la situation de la frontière entre l'Atlantique Est et Ouest. On recommande donc de poursuivre le marquage par satellite, en particulier en utilisant les marques-archives. Des études devraient également être menées pour caractériser le poisson dans l'Atlantique central (voir la Section 13.2). Il a été notamment signalé que les études du marquage conventionnel dépendent de la distribution de l'effort de pêche et supportent différents taux de déclaration dans l'Atlantique Est et Ouest. Une étude sur le marquage conventionnel du thon rouge de l'Atlantique de 1991 à 1994 a été récemment compilée (Cort, 1996).

Distribution larvaire et zones de frai. En ce qui concerne le stock de l'Atlantique Ouest, des larves ont été trouvées dans le Golfe du Mexique et dans le Détroit de Floride, de la mi-avril à juin. Pour le stock de l'Atlantique Est, on a trouvé des larves dans toute la Méditerranée avec de grandes concentrations autour des îles Baléares, dans la mer Tyrrhénienne et dans le sud de la Méditerranée de mai à la mi-juillet. Quelques cas ont été localisés dans le Golfe du Guinée (14: 1 en février, 8 en mars, 5 en août). Le fait d'avoir récupéré des marques qui émettent via satellite dans l'Atlantique central pendant la période de frai supposée pour les poissons de l'Atlantique Ouest et que les marques qui ont été relâchées de mai à juillet indiquaient des températures à la surface de l'eau de 20-28°C ne constitue cependant pas de preuve de reproduction. Les conditions pour le frai impliquent des conditions océanographiques appropriées. Le vaste échantillonnage réalisé dans les Açores n'a montré que des gonades de thon rouge à l'état de repos (J. Pereiras, Com. Pers.).

Age de maturité. A l'ouest, l'âge de 8 ans pour le premier frai se fonde sur la taille des poissons dans la zone de frai du Golfe du Mexique. A l'Est, il y a des preuves considérables selon lesquelles le premier frai se produit à un âge inférieur, à l'âge 5 (et 50% à l'âge 4) (Sella 1929, Frade et Manacas 1933, Frade et Vilela 1962, Scaccini 1965, Mather et al. 1995). Le document SCRS/98/56 suggère que, dans mer Egée, les femelles peuvent être matures à l'âge 3. Il est prioritaire de mener des études détaillées pour déterminer l'âge de la maturité selon la courbe en ogive étant donné qu'une différence concluante entre l'Atlantique Est et Ouest constituerait un soutien obligatoire à l'hypothèse de deux stocks.

Taux de croissance: Il existe de nombreuses courbes de croissance pour le thon rouge de l'Atlantique. Le thon rouge de l'Atlantique Est et Ouest présente des taux de croissance différents comme l'illustrent les deux courbes de croissance utilisées dans les évaluations (Cort SCRS/90/66 et Tableau 4 du SCRS/96/26).

Génétique. Le document SCRS/98/78 a utilisé des analyses d'ADN mitochondrial pour examiner 140 échantillons de la Méditerranée et de l'Atlantique Ouest. Ces analyses indiquaient qu'il n'y avait pas de différence significative entre les échantillons recueillis dans différents lieux de la Méditerranée (Bari et Sardaigne en Italie, Alanya en Turquie). On a cependant constaté que les échantillons groupés de la Méditerranée et l'échantillon de l'Atlantique Ouest différaient considérablement au niveau de 5%. Ces analyses préliminaires suggèrent qu'il faudrait rejeter l'hypothèse nulle selon laquelle le thon rouge de l'Atlantique existerait comme une simple unité panmictique. Les auteurs et le Comité estiment cependant qu'il faudrait réaliser un échantillon plus extensif, et plus représentatif, pour tester plus en profondeur l'hypothèse panmictique.

Etudes sur la chronométrie par radiocarbonate. Le document SCRS/98/81 présente les résultats des analyses d'otolithes au radiocarbonate réalisées à l'origine pour déterminer l'âge du thon rouge. Bien qu'on ait estimé que cette méthode n'était pas utile pour la détermination de l'âge, les thons rouges adultes recueillis en Méditerranée possèdent une marque de radiocarbonate révélant leur habitat probable pendant leur première année de vie. Les analyses ont indiqué que 11 échantillons sur 12 avaient frayé en Méditerranée et ont suggéré l'existence d'une fidélité entre le lieu de naissance et le site de reproduction des adultes. Les analyses au radiocarbonate des noyaux d'otolithes du Golfe du Mexique pourraient déterminer si les otolithes contiennent une marque de radiocarbonate

qui diffère de celle du thon rouge adulte capturé en mer Méditerranée. Il se peut cependant que les analyses par micro-éléments des traces d'éléments soient une méthode plus efficace et plus rentable.

Conclusions. Après avoir examiné les nouvelles informations concernant la structure du stock, le Comité a décidé que l'actuelle hypothèse de travail impliquant l'existence d'un stock à l'Est et d'un stock à l'Ouest avec un certain degré de mélange reste la plus plausible. Le Comité a cependant formulé plusieurs recommandations incitant à poursuivre les recherches (voir la Section 13.2) afin d'affiner la compréhension de l'identification et du mélange du stock de thon rouge de l'Atlantique.

7 Prise par classe d'âge

Le Comité a utilisé la méthode du découpage des âges avec différentes courbes de croissance pour les stocks Est et Ouest. La validité de la méthode de découpage des âges a fait ensuite l'objet de discussions. On a noté que la Commission avait tenu deux réunions inter-sessions sur cette question à St. Andrews, Canada, en 1991 et à Brest, France, en 1984. Compte tenu des conclusions de ces deux réunions inter-sessions et de l'absence de méthodes alternatives, le Comité a décidé d'utiliser les mêmes méthodes que par le passé pour convertir la prise par taille en prise par âge. Il a également été recommandé de procéder à l'examen de la validité de cette méthode en utilisant toutes les nouvelles informations qui seraient disponibles.

Les prises par âge ainsi créées ont donc été mises à la disposition du Comité à une date ultérieure. La prise par âge pour l'Ouest et pour l'Est est indiquée dans le **Tableau 3**.

8 Abondance relative et CPUE

-- Atlantique Est

CPUE nominale. Les rapports antérieurs du SCRS mentionnaient souvent l'absence de données de base relative aux prises et à l'effort qui devaient permettre de déduire la CPUE. Cette situation n'a pas beaucoup changé depuis les évaluations antérieures. L'information disponible était une CPUE nominale annuelle provenant de la pêcherie palangrière du Taïpei chinois en Méditerranée, des senneurs français en Méditerranée, des canneurs espagnols dans le Golfe de Gascogne et de plusieurs autres pêcheries espagnoles (ligne à main, palangre, senne et madrague) en Méditerranée. Bien qu'il s'agisse d'une brève série temporelle, les données des palangriers du Taïpei chinois (SCRS/98/87) semblaient prometteuses étant donné qu'elles révélaient une capture considérable (la capture de 1997 était supérieure à celle de la pêcherie japonaise) ainsi que l'existence de données de larges fréquences de taille (Dr Chang, Com. pers.). Il a été recommandé de standardiser la CPUE de cette pêcherie et de la mettre à la disposition du Comité.

Dans le cas de la CPUE des senneurs français, la méthode appliquée auparavant (Richards et Schnute, 1992) n'a pas été utilisée cette année et a été remplacée par la méthode nominale. Ceci dit, compte tenu des différentes tailles de thon rouge visé, on a calculé la CPUE en excluant les mois de juin et juillet qui correspondent à la haute saison pour les grands thons rouges autour des îles Baléares (SCRS/98/88).

La pêcherie des canneurs espagnols dans le Golfe de Gascogne (SCRS/98/57) est restée stable jusqu'il y a peu. On a cependant observé ces deux dernières années une modification de l'espèce ciblée (du germon au thon rouge), qui est attribuée au déplacement temporaire d'une autre flottille au début de la saison de pêche. La détermination de l'âge de ces prises fondée sur l'épine de la nageoire dorsale a indiqué que la majorité des poissons étaient d'âge 1, suivis de l'âge 2, qui représentaient environ 26% et 17% en nombre, pour 1996 et 1997. La flottille ciblant le germon a également pris de façon fortuite une certaine quantité de poissons d'âge 1 et la pêcherie des canneurs a continué de viser les exemplaires d'âge 2. On s'attend par conséquent à ce que la CPUE d'âge 2 de cette pêcherie fournisse des informations utiles pour élaborer un indice d'abondance.

La coïncidence des fluctuations de la CPUE des senneurs français et des canneurs espagnols a été mise en évidence malgré les différents engins et lieux de pêche (surtout avant 1990). C'est la raison principale pour laquelle ces deux CPUE ont été utilisées par le passé dans la calibration VPA.

Différentes CPUE des pêcheries espagnoles en Méditerranée ont été brièvement examinées.

CPUE standardisée. Cinq séries de CPUE ont été utilisées lors de la dernière réunion pour évaluer le stock de thon rouge de l'Atlantique Est. Toutes ces séries avaient été actualisées et mises à la disposition du Comité. Parmi celles-ci, seules les séries de la pêcherie à la palangre du Japon et des madragues espagnoles avaient été standardisées.

Deux séries de CPUE pour le grand thon rouge (âge 8+) ont été développées à partir de la pêcherie palangrière du Japon (SCRS/98/79), l'une pour l'Atlantique Est avec la Méditerranée et l'autre pour l'Atlantique central. Tandis que la première possède des données qui remontent à 1975, la seconde est plus récente puisqu'elle date d'environ 1989. Le second indice a été présenté lors de la dernière évaluation, mais a été considéré trop court pour inclure la calibration VPA. Une autre raison pour laquelle cette série n'a pas été prise en compte est le fait que la pêcherie n'est pas stable, c'est-à-dire, que la saison et le lieu de pêche ne sont pas fixes. La pêche a été pratiquée d'octobre à février dans les eaux situées à 35°-50°N et 45°-35°W au début de cette série, après quoi la zone de pêche s'est déplacée vers le nord-est dans la zone située au sud de l'Islande. La pêche s'est déplacée dans le temps en passant des mois de novembre-février aux mois de septembre-décembre; il a été indiqué que la pêche a commencé fin août en 1997 et qu'elle s'est pratiquement terminée en décembre. La procédure GLM a été appliquée aux deux séries pour obtenir une CPUE standardisée. Les facteurs inclus dans le modèle pour l'Atlantique Est et la Méditerranée étaient l'année (1975-1997), le mois (mars-juillet), la zone (5), le matériel de ligne principale ou d'avançon, le nombre d'hameçons entre les flotteurs et les termes d'interaction de mois*zone, année*mois et année*zone. Les mêmes effets ont été inclus de façon similaire dans le modèle pour la série de l'Atlantique central, mais sans introduire de termes d'interaction, étant donné que le nombre d'observations n'était pas correctement équilibré. Chaque mois (de novembre à février) a été inclus comme saison de pêche et on a établi 4 zones pour l'Atlantique central. Comme les termes d'interaction annuels étaient inclus pour l'Atlantique Est et pour la Méditerranée, les paramètres annuels ne représentaient plus la tendance annuelle. En guise d'alternative, on a calculé une CPUE pondérée par zone pour obtenir la tendance annuelle. L'actuelle amplitude de la zone a été prise en compte dans cette procédure. La tendance annuelle pour l'Atlantique central a été obtenue directement à partir du paramètre année.

Une longue discussion a eu lieu sur les séries de CPUE du Japon dès lors qu'elles étaient importantes pour déterminer les tendances dans l'analyse VPA. Les points les plus importants étaient les effets du changement de réglementation, l'absence de données pendant la haute saison de frai et la relation des poissons entre les deux côtés de l'Atlantique Est (Atlantique Est contre Méditerranée). Le Comité a décidé d'examiner les conséquences éventuelles de ces questions.

Deux passages GLM ont été exécutés: l'un pour élaborer des CPUE pondérées par zone pour l'Atlantique Est et pour la Méditerranée et l'autre pour mettre au point une CPUE avec et sans les données de juin. Les résultats (**Figure 6**) n'ont pratiquement pas montré de différence dans les deux cas.

Il a été noté que la CPUE devrait couvrir toutes les captures ainsi que la gamme de pêche la plus large possible étant donné que la procédure d'évaluation est essentiellement une procédure intégrant toutes les informations disponibles. On a soulevé la question de savoir si les deux indices (central et Est + Méditerranée) pouvaient être combinés. Bien que cela soit possible du point de vue technique, on a indiqué qu'il ne serait sans doute pas approprié de le faire puisque la pêche s'est réalisée de façon très différente dans ces deux zones séparées, comme en témoigne la description des indices de CPUE du Japon. Le Comité a néanmoins décidé d'examiner la différence lorsque les deux indices sont combinés. Comparé à la CPUE de l'Est et de la Méditerranée, la nouvelle CPUE combinée était plus faible au milieu des années soixante-dix et plus élevée pendant les années les plus récentes (**Figure 7**). On a donné deux raisons pour expliquer ces différences: une différente spécification du modèle (on n'a introduit que les principaux effets compte tenu de l'observation déséquilibrée) et une procédure différente pour estimer la tendance annuelle (paramètre année contre pondération de la zone).

La CPUE journalière de quatre madragues espagnoles dans le côté atlantique de Gibraltar a été standardisée en utilisant la méthode GLM (SCRS/98/53). On a analysé les années 1981-1997 en prenant les mois de mai, juin et juillet. Les facteurs du modèle étaient l'année, le mois, la madrague et l'interaction entre le mois et la madrague. On a estimé que les poissons représentés par cette CPUE étaient d'âge 4 et supérieurs. On s'est posé

la question de savoir s'il était opportun d'introduire des facteurs océanographiques dans le modèle étant donné que les changements des conditions océanographiques locales pouvaient avoir une influence extrêmement importante sur les taux de capture de madragues.

Estimation des CV. Il a été recommandé, lors de la réunion sur la Méthodologie pour l'évaluation du thon rouge de 1996, d'utiliser une procédure de pondération de la variance dans les instruments d'évaluation. On a essayé d'estimer la variance pour chaque indice de CPUE dans le but de calculer la variance de chaque indice. La méthode a utilisé la modélisation des effets aléatoires. Des termes d'interaction associés à l'année ainsi que d'autres facteurs ont été spécifiés comme effets aléatoires variables dans le modèle en laissant d'autres facteurs comme effets fixes.

L'indice palangrier japonais présenté pour l'Atlantique Est et la Méditerranée (SCRS/98/79) a utilisé une approche de pondération de zone sans effets aléatoires. Il a été ensuite décidé d'y introduire des effets aléatoires. Comme il n'a pas été possible pendant la réunion d'exécuter une approche des effets aléatoires en association avec la pondération de zone, on a ajusté les données sans pondération de zone, mais en incluant les interactions année*mois, année*zone et année*zone*mois comme effets aléatoires. Bien que n'étant pas significatif en présence des autres termes d'effets aléatoires, le terme année*zone a été limité afin de compenser en partie l'absence de pondération de la zone. Les CV estimés étaient d'environ 25 % pour l'indice de l'Atlantique Est et la Méditerranée et d'environ 30 % pour l'indice de l'Atlantique central.

Cette méthode n'était pas applicable à l'indice palangrier combiné du Japon pour l'Atlantique central et Est et la Méditerranée. La raison résidait dans le peu d'observations réalisées, c'est-à-dire, dans le cadre temporel différent entre les séries de l'Atlantique central et celles de l'Atlantique Est et de la Méditerranée.

Les CV des indices des senneurs français pour les âge 2 et 3 ont également été obtenus à l'aide du modèle des effets aléatoires. Les données utilisées étaient le registre de capture journalière par catégorie de poids, le nombre de poissons, de bateaux et de zones. La zone choisie s'étendait du Golfe du Lion aux îles Baléares et les séries étaient séparées en deux périodes temporelles (1970-1981 et 1982-1997) afin de tenir compte de l'effet de l'amélioration technologique, c'est-à-dire, de l'utilisation de l'avion. On a d'abord ajusté un modèle binomial à la proportion de jours de bateaux donnant lieu à une capture positive, puis un modèle log-normal aux captures positives. L'interaction âge*année a été incluse comme effet fixe de sorte à garantir l'obtention d'un indice pour chaque âge (2 et 3). Il n'y avait pas d'autres effets fixes significatifs dans le modèle binomial, tandis que les termes année*mois, âge*mois et bateau étaient des effets aléatoires significatifs. Dans le modèle log-normal, les termes âge*zone*mois étaient des effets fixes significatifs, tandis que les termes année*mois, année*zone et bateau étaient des effets aléatoires significatifs. Les résultats de ces deux modèles ont été combinés pour donner un seul indice pour chaque classe d'âge. Il a été décidé d'utiliser cet indice au lieu de la valeur nominale moyenne de la CPUE des senneurs français. Les CV étaient supérieurs, malgré le fait que ce nouvel indice était semblable à l'indice nominal quant aux valeurs ponctuelles pour chaque année.

Comme on ne disposait pas de CV utilisant un modèle d'effets aléatoires pour l'indice des canneurs espagnols, on a utilisé une approche *ad hoc* pendant la réunion pour estimer les CV appropriés. On a ajusté une tendance linéaire aux indices de CPUE sur l'échelle logarithmique à l'aide de la régression linéaire; l'erreur standard résiduelle a ensuite été utilisée comme CV pour l'indice.

Les données de la pêche à la madrague de l'Espagne étaient disponibles sous la forme de nombre de poissons par opération de madragues et de nombre de jours pendant lesquels les madragues étaient actives avant chaque opération. Ces données ont été additionnées par mois pour chaque madrague et ont été analysées à l'aide d'un modèle log-normal (plus la constante) avec des effets aléatoires. La constante a été établie à 10% de la CPUE moyenne. La madrague, le mois et les interactions madrague*mois étaient des effets fixes significatifs. Le seul effet aléatoire significatif était l'interaction madrague*année. Il a été décidé d'utiliser l'indice obtenu dans ce modèle. Les CV sont légèrement inférieurs à ceux qui ont été utilisés pour l'indice dans l'évaluation de 1996.

Considérations sur l'utilisation des séries de CPUE pour calibrer la VPA. Le Comité a considéré cinq sources de séries de CPUE pouvant être utilisées dans la Calibration VPA. Afin de faciliter la discussion, on a créé un tableau résumé de la source possible de biais dans chaque série de CPUE (**Tableau 4**). Bien qu'on ait suggéré l'existence d'un biais possible, il était difficile d'identifier et de quantifier son sens et sa magnitude.

Par ailleurs, il ne serait sans doute pas possible de prouver les facteurs qui pourraient affecter la CPUE si ces données n'étaient pas obtenues et testées dans les analyses statistiques. Un fait qui doit être souligné est le "tail riding" (vol) de la capture des engins utilisés par les palangriers du Japon et peut-être du Taïpei chinois. Les participants ont transmis cette information au Comité et ont expliqué qu'il y avait des preuves indiquant qu'il s'agissait d'une pratique courante. On a réexaminé à cet effet l'analyse de la CPUE des palangriers japonais en séparant l'Atlantique Est et la mer Méditerranée afin de déterminer s'il y avait une tendance différente ces dernières années, étant donné que le vol n'avait lieu qu'en Méditerranée. Cette analyse n'a pas révélé de tendance différente, ce qui n'exclut pas la possibilité d'un effet de détournement important sachant que la tendance en l'absence de vol pouvait avoir varié entre les zones.

La CPUE de la pêcherie palangrière du Taïpei chinois a été exclue de cette considération étant donné que le Comité ne disposait pas de données individuelles et que personne ne possédait d'informations plus détaillées sur cette pêcherie.

Le Comité a décidé d'utiliser la CPUE standardisée ainsi que les CV (**Tableau 5, Figure 8**) obtenus dans le modèle d'effets aléatoires plutôt que la CPUE nominale ou la CPUE standardisée par le modèle aux effets fixes (**Figure 9**). On a considéré cohérent du point de vue statistique d'utiliser à la fois la CPUE standardisée et sa variance estimée à partir du même modèle.

Le Comité a ensuite discuté de la sélection de la CPUE qui devrait être utilisée dans l'évaluation du cas de base. Il y a eu un accord général pour utiliser les CPUE sauf dans le cas de l'indice japonais pour l'Atlantique central. Quelques scientifiques ont estimé qu'il était préférable d'utiliser l'indice combiné du Japon pour l'Atlantique central, Est et Méditerranée en argumentant que cette solution permettrait d'inclure toutes les informations possibles couvrant toutes les zones géographiques de pêche et toutes les saisons de pêche. En revanche, d'autres scientifiques préféraient utiliser l'indice de l'Atlantique Est et de Méditerranée et non l'indice de l'Atlantique central pour le cas de base. La raison de cette seconde option résidait dans le fait que la pêcherie dans l'Atlantique central était relativement récente et s'était montrée instable à cause du changement des lieux et des saisons de pêche. Cette divergence d'opinions a empêché le Comité de se mettre d'accord sur l'utilisation de cet indice pour l'Atlantique central. La décision a été reportée jusqu'au jour où les résultats des passages de VPA avec et sans cet indice seront disponibles.

-- Atlantique Ouest

Les informations de toutes les séries de données de taux de capture utilisées dans l'évaluation précédente du thon rouge de l'Atlantique de l'Ouest (BFT-W-Tableau 3b dans le Rapport de la Session d'Évaluation sur le Stock de Thon Rouge du SCRS de l'ICCAT de 1996) ont été actualisées, lorsque cela était possible, et ont été rendues disponibles pour l'évaluation actuelle (**Tableau 6 et Figure 10**). On a également présenté plusieurs séries de taux de capture récemment analysées et le traitement analytique de deux indices (canne-moulinet américain de petite et grande taille) a permis de séparer ces séries temporelles en deux phases. Une des séries auparavant disponibles était fondée sur une prospection systématique indépendante de la pêcherie (prospection larvaire par les États-Unis dans le Golfe du Mexique, SCRS/98/67). L'autre série se fondait sur les données de capture de poissons de grande taille pris à la ligne à main par le Canada dans le Golfe du Saint Laurent, qui ont également été actualisées pour inclure des informations additionnelles et standardisées à travers un modèle linéaire généralisé (SCRS/98/42). Les autres indices appliqués auparavant ont également été standardisés par les méthodes GLM. Deux de ces indices provenaient des données de capture palangrière du Japon (SCRS/98/79): l'un du Golfe du Mexique et l'autre de l'Atlantique nord-ouest. En outre, on a pu disposer dans le même document d'une série temporelle de taux de capture provisoire de la pêcherie du Japon dans l'Atlantique central pour la période 1992-1997. On a présenté des séries temporelles de taux de capture pour les pêcheries américaines de canne-moulinet visant les petits poissons (SCRS/98/59) et les grands poissons (SCRS/98/68) ainsi qu'une analyse récemment élaborée des poissons de taille moyenne (principalement d'âge 6, SCRS/98/66). Une analyse actualisée de la pêcherie palangrière des États-Unis dans le Golfe du Mexique (SCRS/98/60) a également été transmise. Le document SCRS/98/73 contient les informations relatives aux taux de capture des pêcheries de la côte Est des États-Unis qui utilisaient la canne-moulinet et le harpon en opérant essentiellement dans le Golfe du Maine. Par ailleurs, des informations sur les taux de capture lors de concours de pêche américains ont été présentées dans le document SCRS/98/71.

Le document SCRS/98/79 a présenté les résultats de diverses analyses GLM des séries temporelles de taux de capture du thon rouge du Japon. Auparavant, le Comité était arrivé à la conclusion que le fait d'inclure dans la standardisation les espèces des prises accessoires avait très peu d'effet sur les séries de taux de capture dans l'Atlantique nord-ouest. Par contre, il avait noté que l'inclusion des taux de capture des espèces capturées fortuitement dans l'indice du Golfe du Mexique pouvait produire des modèles différents selon que les prises accessoires n'étaient pas incluses ou que différentes espèces des prises accessoires étaient incluses. Ces séries temporelles ont été modélisées pendant la session de travail en utilisant des modèles mixtes GLM avec des termes d'effets aléatoires pour les interactions année*zone et année*mois ainsi que année*zone*mois, une procédure recommandée dans le document SCRS/96/63 (Rév.) pour tenir compte de la corrélation entre les observations dans les séries temporelles des taux de capture. Le **Tableau 6** et la **Figure 10** montrent les valeurs de taux de capture utilisées dans l'évaluation ainsi que la variance estimée des taux individuels de la capture moyenne. Les taux de capture des palangres japonaises dans le Golfe du Mexique présentent une différence notable dans les valeurs utilisées pour l'évaluation actuelle et pour celle de 1996. C'est ainsi que dans l'évaluation de 1996, cette série temporelle a reçu une faible pondération dans l'analyse, tandis que les calculs réalisés lors de la dernière réunion ont donné des estimations plus précises du schéma de taux moyen de capture et, par conséquent, une pondération plus importante dans le modèle d'évaluation ADAPT ajusté à ces données.

Les Etats-Unis ont présenté un indice indépendant de la pêcherie fondé sur une prospection larvaire réalisée dans le Golfe du Mexique pendant la saison de frai (SCRS/98/67), un indice issu des prises palangrières obtenues dans le Golfe du Mexique et dans les eaux adjacentes (SCRS/98/60), et de multiples indices provenant de la pêcherie à la canne-moulinet opérant au large de la côte nord-est des Etats-Unis (SCRS/98/54, SCRS/98/66 et SCRS/98/68). Tous les indices ont été obtenus en utilisant l'approche delta-lognormale dans laquelle ont été réalisées des analyses séparées sur la proportion des observations avec des captures positives et sur les captures positives. La valeur de l'indice larvaire en 1996 était la plus élevée depuis 1987, ce qui s'explique principalement par une très grande capture de plus de 100 larves; l'intervalle de confiance sur cette valeur était relativement ample par rapport à d'autres valeurs récentes, ce qui est probablement dû en grande partie à l'influence de cette capture. Dans l'ensemble, l'indice a montré des valeurs plus élevées dans les années soixante-dix, des valeurs modérées au début des années quatre-vingt et des valeurs généralement plus faibles depuis le milieu des années quatre-vingt avec quelques pics supérieurs (**Figure 10**).

Lors de la réunion du Comité de 1996, l'approche delta-lognormale pour les séries temporelles de canne-moulinet des Etats-Unis des taux de capture de thon rouge de petite et grande taille a été adoptée comme norme pour cette évaluation. Ce choix était la conséquence des résultats des études de simulation présentées au préalable au Comité qui indiquaient que cette approche offrait une prestation supérieure comparé à un certain nombre d'approches testées pour récupérer les schémas connus des taux de capture dans des données simulées et parce que les examens des schémas résiduels ne permettaient pas de choisir clairement une méthode supérieure pour la modélisation. Ces procédures ont été utilisées dans les analyses actualisées de ces données. On utilisa également des modèles mixtes de GLM de ces données pour tenir compte de la corrélation entre les observations dans les séries temporelles de taux de capture en incluant des termes d'effets aléatoires impliquant des interactions annuelles. Les indices fondés sur la pêcherie ont été élaborés avec des approches de modélisation linéaire généralisée. Dans chaque cas, les proportions positives ont été analysées en appliquant une hypothèse d'erreur binomiale et les hypothèses d'erreur log-normale ont été utilisées pour les taux de capture positive. En outre, les indices fondés sur la pêcherie ont été analysés en utilisant des modèles d'effets fixes et des modèles d'effets aléatoires. Au départ, chaque indice a été développé à partir d'effets fixes tels que l'année, le mois et la zone de pêche ainsi que des covariances continues. Après avoir déterminé un modèle final d'effets fixes, on a ajouté les termes d'effets aléatoires et on a testé leur importance; les effets aléatoires comprenaient les interactions annuelles avec chacun des effets principaux dans le modèle final d'effets fixes ainsi que toutes les covariances continues. Dans le cas des poissons de petite taille (SCRS/98/59), l'analyse a été construite pour contrôler les effets potentiels des réglementations en séparant les séries temporelles d'avant et d'après 1993. On a pu, en outre, disposer d'informations sur la structure des tailles pour la dernière série temporelle et la série temporelle récente a été divisée en différentes composantes représentant des poissons de 66-114 cm SFL (principalement âges 2 et 3) et 114-144 cm SFL (principalement âges 4 et 5). Le document SCRS/98/60 a également appliqué des modèles mixtes généralisés d'effets aléatoires aux séries de données de grands poissons de canne-moulinet des Etats-Unis. Comme pour la série des petits poissons, on a effectué une analyse pour mieux contrôler les effets des réglementations en séparant les séries temporelles d'avant et d'après 1993. Le Comité a reconnu que l'approche utilisée pour l'analyse pouvait fournir une meilleure solution pour contrôler

les effets des réglementations; il a cependant estimé que les résultats de l'évaluation étaient dans une certaine mesure sensibles à l'inclusion d'une série récente, à court terme (5 ans) et a recommandé d'utiliser une seule série temporelle pour l'évaluation du stock de l'Atlantique Ouest en 1998. La série temporelle unique figurant dans le document SCRS/98/60 a été appliquée dans l'évaluation. Cette formulation d'indice n'a pas été évaluée en utilisant le modèle d'effets aléatoires dans le document SCRS/98/60. Cet ensemble de données a été évalué par le Comité de 1996 afin de trouver la corrélation entre les observations à l'aide de modèles d'effets aléatoires. La série temporelle des taux moyens de capture figurant dans le document SCRS/98/60 a été appliquée, à des fins de calibration, avec des composantes de variances associées telles qu'elles avaient été estimées par le Comité de 1996 (pour les années 1983-1995). Pour 1996 et 1997, années pour lesquelles on ne disposait d'aucune corrélation entre l'estimation de la variabilité des observations, on a appliqué la variance moyenne ajoutée estimée pour la série temporelle 1983-1995 (CV_A de 0,32), comme la composante de la variance ajoutée aux CV estimés pour les années 1996 et 1997 (en utilisant la formule $CV_T = \text{SQRT}(CV_1^2 + CV_A^2)$, où $CV_A = 0,32$, et CV_1 correspond à l'estimation figurant dans le document SCRS/98/60 pour 1996 et 1997).

Le document SCR/98/42 présente une analyse des données des pêcheries canadiennes dans le Golfe du Saint Laurent pour les années 1981-1997 concernant les poissons d'âge 13+. Ce document fournit également un indice révisé des pêcheries du sud-ouest de la Nouvelle-Ecosse pour la période 1988-1997. Des analyses complémentaires de ces données ont été réalisées lors de la réunion de travail pour appliquer les modèles d'effets aléatoires de sorte à tenir compte de la corrélation entre les observations dans ces séries temporelles. Les résultats de ces calculs sont présentés en **Appendice 4**. Dans des évaluations antérieures, une série de facteurs pré-spécifiés avaient été estimés pour chaque année en se basant sur le ratio des nombres par classe d'âge de captures de lignes à main du Canada pour les âges 13 et supérieurs (nombres par classe d'âge pour les poissons de 13+14+15+16 et supérieurs) et les poissons d'âge 10 et supérieurs afin de permettre que l'indice du Golfe du Saint Laurent s'applique aux poissons d'âge 13 plutôt qu'à ceux d'âge 10+. La capture proportionnelle de poissons d'âge 13 et supérieurs dans le groupe d'âge 10+ pendant la période 1981-1997 est présentée dans le **Tableau 6**. Dans l'évaluation de 1996, le Comité avait accepté d'utiliser les nouvelles séries standardisées pour les pêcheries du sud-ouest de la Nouvelle-Ecosse (1988-95) dans l'analyse de sensibilité. Dans l'évaluation actuelle, le Comité a décidé d'appliquer l'indice actualisé standardisé de cette évaluation. La pondération partielle de la capture a été utilisée pour l'indice du sud-ouest de la Nouvelle-Ecosse (**Tableau 6**).

On a observé de multiples changements dans les indices fondés sur la pêche à la canne-moulinet des Etats-Unis; ces changements ont été associés à des changements dans les réglementations et dans la collecte des données en 1992 et 1993. Après la recommandation de l'ICCAT de 1991 selon laquelle les prises de thon rouge de moins de 115 cm FL dans l'Atlantique Ouest devaient être réduites à 8% de la capture recommandée pour chaque nation, on a introduit une série de changements dans les réglementations américaines pour un grand nombre de tailles de thon rouge capturé à la canne-moulinet. Suite à ces changements, la série temporelle des indices de poissons de moins de 145 cm FL s'est divisée en un indice pour 1980-1992 et en deux indices pour 1993-1997 couvrant les poissons de 66-114 cm (principalement les âges 2-3) et de 115-144 cm (SCRS/98/59) (principalement les âges 4-5) (**Figure 10**). On a présenté un nouvel indice pour les poissons de 145-177 cm (essentiellement l'âge 6) pour les années 1993-1997 (SCRS/98/66) (**Figure 10**). Les changements dans les réglementations de 1992 ont également eu des répercussions sur les indices de thon rouge de plus grande taille et la série temporelle a également été divisée en un indice pour les poissons de plus de 195 cm (essentiellement les âges 8 et supérieurs) présenté pour les années 1983-1992 et un second indice pour le thon rouge de plus de 177 cm (essentiellement âges 7 et supérieurs) présenté pour 1993-1997 (SCRS/98/68) (**Figure 10**). Les indices pour les poissons de 66-114 cm et 115-144 cm ont montré des schémas similaires dans la période 1993-1996, mais l'indice pour le thon rouge de 66-114 cm a augmenté en 1997, tandis que l'indice pour les poissons de 115-144 cm a diminué. Les indices pour les poissons de 145-177 cm et pour le thon rouge de plus de 177 cm ont enregistré des augmentations au moment de l'entrée des cohortes de 1989 (respectivement 1995 et 1996), mais l'indice pour les poissons de plus de 177 cm a diminué en 1997 pour se situer approximativement aux niveaux de 1994 et 1995.

Les taux de capture standardisés de l'indice palangrier des Etats-Unis dans le Golfe du Mexique ont présenté un schéma semblable à celui des années précédentes avec des valeurs généralement plus élevées avant 1992 et plus basses après cette date; cet indice a connu une augmentation graduelle depuis sa plus faible valeur en 1994 jusqu'à sa plus haute valeur depuis 1991, qui a été enregistrée en 1997 (**Figure 10**). Le document SCRS/98/60

a extrait des indices d'abondance standardisés GLM pour le thon rouge de grande taille (âge 8+) de la pêche pélagique à la palangre pratiquée dans le Golfe du Mexique. Cette recherche a actualisé les informations utilisées pour cet indice dans l'évaluation précédente de sorte à tenir compte de données complémentaires. L'analyse a utilisé des termes d'effets aléatoires pour inclure la corrélation entre les observations dans les séries temporelles. Comme pour plusieurs autres séries, le Comité de 1996 avait décidé d'adopter l'approche de modélisation delta-lognormale et de l'utiliser dans les analyses d'évaluation. Le Comité a discuté du schéma produit par ce jeu de données, qui montrait des taux de capture relativement supérieurs dans la première partie (1987-1991) des séries temporelles suivis de taux de capture inférieurs (1992-1997). Bien que ce schéma puisse être interprété comme étant le résultat de changements dans les réglementations de la pêche palangrière pratiquée par les Etats-Unis dans le Golfe du Mexique, qui a consisté à limiter encore davantage les débarquements autorisés de thon rouge à partir de 1992, l'analyse réalisée se fonde sur les taux de capture des poissons débarqués ainsi que des poissons rejetés et a été structurée de sorte à tenir compte des caractéristiques opérationnelles et des caractéristiques d'engins que l'on trouve dans les déclarations quotidiennes de prise et d'effort par les pêcheurs qui se rapportent, semble-t-il, à l'effort ciblé. Il n'a pas été possible de prouver que le schéma des taux de capture était le résultat des seuls changements d'abondance (probablement avec des interférences) ou des seuls changements dans les réglementations. Le Comité a décidé que l'indice serait utilisé comme série temporelle simple dans les passages de l'évaluation du cas de base et qu'il serait appliqué aux poissons d'âge 8+. Le Comité a recommandé que la sensibilité des résultats de l'évaluation à la séparation des séries temporelles en 1992 soit également évaluée, si l'on disposait de suffisamment de temps pendant la réunion.

Lors de la réunion de 1996, le Comité s'est interrogé sur l'opportunité d'introduire des taux de capture plus anciens dans l'évaluation du stock. Les rapports précédents du SCRS ont également souligné l'importance d'introduire ce type d'information dans l'analyse, dans la mesure où cela permettrait de disposer d'une base améliorée pour évaluer les tendances plus anciennes de la biomasse reproductrice ou du recrutement. On a recommandé que les données concernant les zones et les périodes de pêche des palangriers japonais, telles que celles qui sont décrites dans le document SCRS/83/64, soient incorporées à l'analyse. Les informations sur ces pêcheries (au large du Brésil et de la côte Est des Etats-Unis près de la Floride) ont été évaluées dans le document SCRS/98/85. Au cours de la réunion de 1996, un récapitulatif de données (prise et effort par mois et par carré de 5° x 5°) a été examiné et les premières analyses réalisées ont confirmé les schémas généraux des taux de capture pour les régions "à grands poissons/Ouest" et "Tropiques" mentionnées dans le document SCRS/83/64. Le document SCRS/98/85 a présenté les analyses de ces données et a contrasté les résultats avec le document SCRS/83/64. En ce qui concerne la partie des séries temporelles qui se chevauchait, les résultats figurant dans le document SCRS/98/85 étaient semblables à ceux du SCRS/83/64. Le document SCRS/98/95 a établi pour la pêche du Brésil que l'inclusion de données antérieures (avant 1960) aboutissait à un schéma de taux de capture croissants et décroissants dans le temps, ce qui pourrait indiquer un schéma d'apprentissage des poissons face aux changements de cible ou de l'un ou l'autre schéma d'abondance localisé. La pêche palangrière du Japon n'a pas visé le thon rouge pendant cette période. Les analyses complémentaires réalisées lors de la réunion de travail, qui ont utilisé les modèles d'effets aléatoires pour inclure la corrélation entre les observations dans la série temporelle, ont modifié les résultats par rapport à ceux figurant dans le document SCRS/98/85. Ces comparaisons et les résultats des analyses sont présentés en Appendice. Le Comité a discuté de l'hypothèse selon laquelle les schémas observés au large du Brésil pourraient être associés à une partie seulement de la ressource et, pour cette raison, ne constitueraient pas un indicateur aussi fiable que d'autres séries temporelles. On a signalé que cette caractéristique était plus ou moins commune à toutes les séries temporelles de taux de capture disponibles pour les évaluations de thon rouge. Le Comité a discuté de l'éventualité que le schéma de taux de capture au large du Brésil représente un épuisement du stock séparé de thon rouge à des niveaux qui ne lui permettraient pas de se reconstituer tout seul. On a noté que le thon rouge est absent de cette région depuis les grandes captures obtenues dans les années soixante. Selon cette hypothèse, on estimerait que le "stock du Brésil" serait séparé du reste de l'Atlantique et serait effectivement éteint, ce qui impliquerait qu'aucune capture ou aucun taux de capture de cette pêche ne serait utilisable dans les analyses d'évaluation appliquées au reste de cette ressource. Par ailleurs, on a indiqué que le schéma de taux de capture pourrait également s'expliquer par l'apprentissage des poissons suivi d'un déclin rapide de l'abondance de l'élément constituant cette ressource dans la région. Le taux de déclin pourrait être associé à la réduction des concentrations de thon rouge, qui serait due en partie aux déplacements hors de la région. Pour inclure cette possibilité, et sachant que la relation entre la zone de pêche Tropique Ouest et la zone du Brésil est connue grâce aux données du marquage, le Comité a décidé de considérer les schémas de taux de capture historiques

comme une moyenne pondérée par zone entre les zones de pêche “Tropique Ouest” et “Brésil” de sorte à l’examiner dans l’approche de modélisation de production structurée par âge. Cette information n’est pas facile à introduire dans l’évaluation ADAPT étant donné qu’on ne dispose pas encore d’estimations fiables des prises par âge pour tous les éléments des pêcheries correspondant à la période précédant 1970. Il a été recommandé d’évaluer la sensibilité des résultats ASPM à l’inclusion et à l’exclusion de ces séries temporelles historiques dans la modélisation. En partant des distributions de taille pour les captures qui sont déclarées dans le document SCRS/98/85, on a postulé des assignations de la gamme d’âge de 5+ pour les analyses d’évaluation.

Le Comité a élaboré un nouveau schéma d’abondance relative pour les petits poissons (âges 1-3) à partir de l’analyse des données de marquage pour l’Atlantique Ouest figurant dans le document SCRS/98/65. L’analyse des informations de la période en liberté, à l’aide des marques, a indiqué un schéma F des poissons d’âge 1-3 (qui a été estimé avec une relativement grande précision: CV inférieur à 0,2) comme le montre la **Figure 4**. On a estimé que le schéma d’abondance relative, qui tenait compte de la capture de poissons d’âge 1-3 pour la période 1964-1981, était insensible aux deux niveaux de M postulés. Ce schéma suggère une abondance relativement plus élevée des poissons d’âge 1-3 dans la période précédant l’évaluation ADAPT. Ce fait est cohérent avec d’autres analyses (par exemple, les analyses ASPM utilisées auparavant par le Comité et les résultats d’autres approches de modélisation qui tenaient compte de davantage d’informations historiques de prise et d’effort, voir notamment le document SCRS/96/xx pour les résultats de l’algorithme “CATCHEM”) et implique des recrutements et des biomasses reproductrices plus élevés que pendant la période examinée par les évaluations ADAPT. Le Comité a estimé que cette caractéristique des données fournissait une meilleure base pour estimer les niveaux de référence de la productivité à long terme (par exemple, PME et B_{PME}).

Le Comité a indiqué qu’on disposait d’une série actualisée de CPUE des poissons de grande et moyenne tailles capturés par des bateaux commerciaux à la ligne à main, à la ligne traînante ou au harpon au large du Cape Cod et dans le Golfe du Maine. On a indiqué que cet indice était déjà disponible pour l’évaluation de 1993, mais qu’on ne l’avait pas utilisé “à cause des inquiétudes exprimées quant à la représentativité (sic) de l’échantillon, à cause de la brièveté de la série chronologique et parce que ces données (1988-93) pouvaient, en principe, être incorporées à la série plus longue de CPUE de la pêche à la canne-moulinet des Etats-Unis pour les gros poissons, sur une période plus large (1983-93)”. Même si les données de cet indice n’étaient pas disponibles pour 1996, le document SCRS/98/73 fournissait des analyses actualisées de l’information disponible pour un ensemble sélectionné de bateaux commerciaux à la ligne à main, à la ligne traînante ou au harpon opérant dans le Golfe du Maine. La série temporelle de taux de capture au harpon suit un schéma assez semblable à celui des poissons du sud-ouest de la Nouvelle-Ecosse dans le document SCRS/98/42. L’information sur les lignes à main et lignes traînantes commerciales et sur les compétitions organisées dans le Massachusetts (SCRS/98/71) montre des niveaux semblables (bien qu’avec des interférences) à l’information sur l’indice de canne-moulinet des Etats-Unis. Sachant que les séries temporelles figurant dans les documents SCRS/98/73 et SCRS/98/71 étaient d’une durée inférieure et n’avaient pas fait l’objet d’une analyse complète concernant les effets sur les taux de capture, que l’on ne croyait pas associés à l’abondance de poissons, et comme l’information représentée pour les gammes d’âge et les pêcheries était déjà incluse dans une autre série temporelle standardisée dans l’analyse, le Comité a décidé de ne pas l’inclure dans l’évaluation de base en 1998.

Le document SCRS/98/75 a présenté un cadre pour intégrer les résultats des technologies et de méthodologies qui font actuellement l’objet de recherches au New England Aquarium (Boston, Massachusetts, Etats-Unis): par exemple, les prospections aériennes fondées sur les données des pilotes de bateaux commerciaux de détection, le suivi hydro-acoustique, la télédétection et le marquage à l’aide de marques-archives et pop-up. On ne dispose pas encore des indices d’abondance obtenus avec ces méthodes.

Le Comité a décidé d’appliquer treize séries temporelles de taux de capture dans la procédure ADAPT pour évaluer l’état de la ressource de thon rouge dans l’Atlantique Ouest en utilisant la procédure de pondération de la variance appliquée auparavant, comme un moyen objectif d’introduire les incertitudes et de déduire l’importance relative des schémas des indices de calibration dans la procédure d’évaluation. Cette série d’indices est illustrée dans le **Tableau 6**. Les indices inclus dans l’évaluation du cas de base représentent différentes gammes d’âge et différentes pêcheries. Il est difficile de tirer des conclusions en effectuant une comparaison directe des indices non repris dans l’information sur la contribution proportionnelle de chaque classe d’âge dans l’indice et les caractéristiques de sélectivité de chaque pêche. La procédure d’évaluation tient compte de cette information en estimant la dimension du stock et les taux de mortalité par pêche. Certains des indices utilisés

dans l'évaluation représentent des informations sur des gammes géographiques relativement étendues, dans des zones pélagiques (généralement au dehors des Zones Economiques Exclusives de plusieurs nations), tandis que d'autres représentent des informations de gammes côtières plus restreintes (dans les ZEE de plusieurs nations). Des Comités antérieurs avaient discuté des attributs des indices côtiers et pélagiques pour le thon rouge. Le Comité n'a pas pu déterminer en quelle mesure les différents indices représentaient des tendances d'abondance valables pour toute la population. On a cependant indiqué que les thons rouges de petite et de grande tailles se concentrent dans une large mesure dans les eaux côtières tout en pouvant également être capturés dans les zones pélagiques, même si les plus grands poissons ne semblent généralement pas accessibles aux pêcheries opérant dans la zone pélagique. Le Comité a par conséquent évalué les indices de pondération en utilisant une pondération égale et une repondération déterminative (voir Section 10).

9 Facteurs environnementaux

Seuls trois documents concernant le thon rouge présentés au SCRS en 1998 font référence aux conditions environnementales qui peuvent influencer le comportement des pêcheries ou du thon rouge. Le document SCRS/98/42 suggère que les similitudes dans les tendances de CPUE observées pendant les trois dernières années dans les pêcheries du thon rouge au sud-ouest de la Nouvelle Ecosse et dans le Golfe du Saint Laurent peuvent être influencées par des conditions environnementales. Il se pose également la question de savoir si les séries de taux de capture des dernières années dans le Golfe du Saint Laurent poursuivent l'abondance dans un environnement où les thons rouges s'approchent de la limite nord de leur spectre de distribution. Le Comité a observé dans le **Tableau 4** que l'environnement exerçait une influence sur la CPUE.

Le document SCRS/98/76 fournit des informations sur les températures à la surface de l'eau dans les zones où l'on a apposé les marques pop-up sur les thons rouges géants dans le Golfe du Maine. Des analyses environnementales plus extensives sur les données collectées par ces marques sont en cours. Les résultats du marquage pop-up du thon rouge dans les madragues de la Méditerranée et de l'Atlantique Est sont présentés dans le document SCRS/98/55. Les marques enregistrent de façon continue la température de l'eau et l'analyse des données devrait permettre de comprendre le comportement du thon rouge pendant ses migrations. Les mouvements des thons marqués par rapport à la profondeur de la thermocline ont également été discutés. Le Comité a reconnu l'importance des conditions environnementales sur le comportement et sur les déplacements du thon rouge et recommande de poursuivre les recherches à ce sujet et d'en tenir compte dans l'évaluation du stock (voir Section 13.2).

10 Evaluations

-- *Présentation d'articles sur les méthodes.* Des articles examinant le biais, la précision et la solidité du modèle par rapport aux incertitudes ont été présentés pour une VPA ajustée. Le document SCRS/98/74 rédigé par Fromentin décrit les analyses de solidité en utilisant ADAPT pour l'évaluation du cas de base du stock Est en 1996. Il est démontré que les estimations de recrutement et de population adulte provenant de l'évaluation sont sensibles aux spécifications techniques des F-ratios, aux taux de mortalité naturelle et à la déclaration éventuellement incomplète des données de capture. L'auteur montre également que les tendances croissantes du recrutement et le déclin prononcé de la population adulte sont fortement déterminés par les indices de CPUE et doivent être traités avec prudence du fait de la mauvaise qualité des données et de la connaissance incomplète des pêcheries.

Le document SCRS/98/82 rédigé par Hiramatsu et Tanaka décrit la fiabilité des estimations de la taille du stock avec l'ADAPT VPA à travers des analyses numériques et analytiques. Les résultats indiquent que lorsque les taux de mortalité par pêche restent constants pour toutes les années, les estimations de la taille du stock ne sont pas déterminées uniquement par les indices de calibration sans postulats additionnels. Ensuite, lorsque les taux cumulatifs de mortalité par pêche entre cohortes sont semblables, la précision des estimations de la taille du stock sera faible, même si les indices d'abondance semblent fournir des informations. Les auteurs suggèrent qu'il est nécessaire de disposer d'informations complémentaires telles que le F-ratios, les estimations d'abondance absolue ou d'autres contraintes pour obtenir une estimation précise par VPA.

Le document SCRS/98/63 de Porch décrit les estimations par itération (bootstrap) de la précision et du biais dans l'évaluation du cas de base de 1996. L'abondance des groupes d'âge les plus jeunes dans la dernière année est faiblement estimée avec des coefficients de variation de l'ordre de 600%. Les estimations des âges moyens avaient des coefficients de variation situés entre 43% et 65% et pourraient être biaisés jusqu'à 20%. Les estimations des âges supérieurs ne présentaient pratiquement pas de biais et étaient raisonnablement précises au même titre que l'estimation du ratio des taux de mortalité par pêche pour les âges 9 et 10+ pour les années 1974-1987. Le bootstrap produisait des CV plus larges que la matrice d'information.

Le document SCRS/98/64 de Porch décrit une VPA bayésienne avec des paramètres de déroulement aléatoire. Le déroulement aléatoire est incorporé dans une VPA pour les coefficients de capturabilité associés à des indices de calibration et pour les F-ratios, selon un postulat préalable concernant la capacité de changement par an que possèdent ces paramètres. Les analyses suggèrent que l'élément de déroulement aléatoire pourrait sensiblement améliorer la précision des estimations de population, tout en permettant à la VPA de modéliser la dynamique de la pêcherie d'une façon plus réaliste.

Un modèle stochastique qui permet d'estimer la mortalité entre la libération et la recapture d'un animal a été décrit dans le document SCRS/98/65 de Porch. Cette méthode permet d'estimer la mortalité totale et d'éviter certaines des difficultés rencontrées dans les analyses de récupération des marques conventionnelles. L'estimation de Z sera cependant exagérée par les pertes de marques et par la mortalité causée par les marques. Les estimations de mortalité obtenues peuvent également être utilisées comme un indice de calibration indépendant de la pêcherie.

Le document SCRS/98/77 de Geromont et Butterworth décrit un modèle de production structuré par âge et désagrégé de la flottille. Ce modèle est une extension du modèle de production structuré par âge (ASPM) de Punt et al. (1995). Il permet des analyses désagrégées de la flottille en calculant les taux de mortalité par pêche de chaque flottille séparément, comme l'a appliqué Restrepo (1997). La fonction de probabilité est étendue pour permettre une estimation qui tienne compte des données de capture par âge. Le rapport stock-recrutement est généralisé en ajoutant un paramètre qui peut imiter les formes de courbe de Beverton-Holt et Ricker, et l'on peut estimer les valeurs résiduelles des rapports.

Le document SCRS/98/54 de Butterworth et Geromont décrit certains aspects de l'application de l'ADAPT VPA à l'évaluation du SCRS de 1996. Il décrit des options alternatives de pondération de la capture partielle pour déterminer les sélectivités des indices de calibration. On a exploré l'effet d'un vecteur de mortalité naturelle spécifique de l'âge. Les auteurs font observer que l'évaluation du SCRS de 1996 a utilisé un indice ayant un niveau de variabilité qui semblait anormalement élevé et suggèrent de vérifier l'application de la standardisation des effets aléatoires des indices de CPUE.

Le document SCRS/98/70 de Cooke et Lankester décrit un modèle composé d'évaluation du stock de poissons qui contient des caractéristiques des modèles de production et de l'analyse de population virtuelle. Ce modèle facilite la comparaison du modèle de production et des approches VPA comme étant des cas restrictifs. La variance de chaque type de données d'entrée est intégrée de façon cohérente dans la fonction objective. Ce modèle permet aussi un ou plusieurs stocks chevauchants qui pourraient être ou ne pas être distingués dans la capture.

Le document SCRS/98/58 de Legault et Restrepo décrit un programme direct (forward) d'évaluation flexible structuré par âge (ASAP). Ce modèle utilise un logiciel commercial pour estimer de façon efficace un grand nombre de paramètres en appliquant la différenciation automatique. Le postulat d'isolation qui est souvent appliqué aux taux de mortalité par pêche est adouci de sorte que la sélectivité par flottille puisse être légèrement modifiée dans le temps. Les capturabilités associées aux indices de calibration peuvent également varier petit à petit dans le temps.

Le document SCRS/98/62 de Porch et Turner décrit un modèle alternatif de VPA pour les migrations transatlantiques. Ce modèle considère deux stocks qui se chevauchent, avec des probabilités de transition données ou estimées, dans le contexte de l'analyse ajustée de la population virtuelle. Les résultats sont comparés au modèle antérieur de diffusion du SCRS. Les estimations d'abondance de la VPA chevauchée sont nettement moins sensibles à la valeur assumée des coefficients de mélange que ceux de la VPA de diffusion. Les

projections avec n'importe quel modèle de mélange peuvent être plus pessimistes quant au taux de récupération que les projections sans mélange, même si les évaluations de l'état actuel avec le mélange sont plus optimistes que sans mélange.

10.1 Evaluation pour le stock Est

L'évaluation a été réalisée en utilisant une version actualisée de l'ADAPT-Two Box (SCRS XLVI(1), SCRS/98/64). On a effectué divers passages exploratoires afin d'examiner la nouvelle matrice de prise par âge et de tester de nouvelles approches méthodologiques telles que le déroulement aléatoire ainsi que diverses spécifications de M et des F-ratios. On a finalement choisi le cas de base à la fin de cette procédure qui incluait également des analyses de sensibilité et de rétrospective (décrites plus bas). Le **Tableau 7** présente un résumé des différentes spécifications qui ont été finalement adoptées pour le cas de base.

Les détails concernant les passages exploratoires et de sensibilité sont indiqués dans le **Tableau 8**. Sauf indication contraire, les spécifications du cas de base ont été appliquées dans chaque passage.

Comparaison avec l'évaluation de 1996 et entre les matrices de la prise par âge de 1996 et 1998: l'actuelle matrice de prise par âge diffère de celle qui a été utilisée dans l'évaluation de 1996 en raison des variations dans les débarquements déclarés entre 1990 et 1997. Pour étudier l'effet de ces variations, on a effectué une évaluation en utilisant les nouvelles données avec les mêmes spécifications techniques que dans l'évaluation du SCRS de 1996 (passage 1, **Figure 11**). On a constaté des différences dans les années les plus récentes, à savoir que les estimations de F étaient plus élevées dans les nouvelles données de prise par âge. On pouvait s'attendre à ce résultat, y compris si le même jeu de données était utilisé, compte tenu des schémas rétrospectifs dans les évaluations (voir plus bas).

Une autre évaluation a été réalisée en utilisant les données allant jusqu'en 1997 (passage 2, **Figure 12**). La principale différence réside dans la mortalité par pêche et dans les nombres pour les âges 4-7 dans la période récente où F et N sont respectivement supérieur et inférieur en utilisant le jeu de données de 1998.

Choix alternatifs des indices de CPUE du Japon: les passages 3a et 3b ont conduit à des résultats semblables, sauf pour l'estimation finale de F pour les âges 8+ qui a tendance à être plus basse dans le passage 3b. On a cependant fini par décider de ne pas utiliser l'indice de CPUE de l'Atlantique central à cause d'une préoccupation d'ordre technique affectant la procédure de standardisation.

Choix alternatifs de M: le choix de M n'a pas influencé les tendances des diverses estimations. Par contre, il a eu une importance considérable sur la magnitude du recrutement (plus élevé avec le vecteur SBF) et de la SSB (plus élevée avec la constante M).

Essais alternatifs concernant les F-ratios et la capturabilité: la capturabilité a été modélisée comme un déroulement aléatoire, comme un diagnostic pour examiner les tendances (passage 4). La capturabilité des canneurs espagnols a été estimée comme une valeur unique étant donné que l'on croyait que cet indice serait le moins affecté par les tendances, et la détermination d'un des indices a contribué à garantir une solution unique. L'augmentation de la capturabilité était peu importante et n'a pas affecté les tendances dans F et N.

On a examiné la question concernant le choix opportun des F-ratios à utiliser en permettant qu'ils varient comme un déroulement aléatoire (passage 5) ou en estimant une seule valeur pour toute la période (**Figure 13**). La valeur de départ du F-ratio dans le déroulement aléatoire a été fixée à 1,0 (passage 5a) ou a été estimé (passage 5b). Quand on a estimé la valeur de départ du déroulement aléatoire, les résultats étaient très proches des données obtenues en estimant une seule valeur (passage 5c). Les deux cas ont montré un schéma plane aux alentours d'un ratio de 0,5. Lorsque la valeur de départ du déroulement aléatoire a été établie à 1, les F-ratios ont diminué de 1 à 0,5.

Aucune tendance de capturabilité n'a été observée lorsque la capturabilité et le F-ratio ont été modélisés comme des déroulements aléatoires. C'est pour cette raison qu'il a été décidé de ne pas estimer la capturabilité comme un déroulement aléatoire et de l'estimer comme une valeur unique. Après une longue discussion sur les

F-ratios, on est arrivé à la conclusion que le SCRS disposait d'une faible base objective pour faire la distinction entre les différentes options. On a cependant décidé que le fait de fixer à 1 la valeur de départ du déroulement aléatoire était quelque peu arbitraire et que le déclin qui en résultait était douteux. Comme les passages 5b et 5c menaient à des résultats similaires, on a décidé à ce stade de conserver les options du passage 5c.

Analyses rétrospectives: une première analyse rétrospective a été menée avec les options du passage 5c pour examiner la stabilité des estimations (passage 7, **Figure 14**). Un schéma rétrospectif solide est apparu dans les estimations de la taille du stock des âges supérieurs ainsi que dans la biomasse du stock reproducteur; ce schéma trouve son origine dans les différences considérables observées dans les estimations du F-ratio (environ 0,5 en 1994-1997, entre 2 et 7 avant cette date). En l'absence d'une interprétation biologique, on a pensé que ce schéma révélait des problèmes dans les données de capture. Il a donc été décidé, faute de la preuve solide du contraire, de fixer le F-ratio à 1. Notre incertitude au sujet du F-ratio a été introduite dans le bootstrap en le modélisant comme une variable aléatoire log-normale, d'une valeur attendue de 1,0 avec un CV de 40%, et en réalisant une simulation de Monte Carlo.

Une seconde analyse rétrospective (passage 8, **Figure 15**) a montré que F et N tendaient à être respectivement surestimé et sous-estimé dans l'année finale. Si ces F et N par âge faisaient l'objet d'une projection directe, les futures prises, nombres et mortalités par pêche ne seraient pas conformes aux futures statistiques et/ou évaluations.

Il a été décidé, compte tenu de ce problème, de réaliser un ajustement *ad hoc* dans lequel chaque F par âge dans l'année finale a été remplacé par la médiane de la mortalité par pêche des quatre dernières années (la procédure recommandée du SCRS de 1996, SCRS/96/127, a également été examinée sans être retenue parce que les niveaux d'ajustement semblaient trop vastes). On a choisi les quatre dernières années étant donné que l'effort de pêche semblait avoir été constant et que le système de déclaration était cohérent pendant cette période (**Figure 16**). On a ensuite estimé les nombres par âge qui ont été déclarés en utilisant la nouvelle valeur de F et les données originales de prise par âge. Si l'on fait exception des différences considérables dans les estimations de F pour les âges 8+ dans les quatre dernières années, cette procédure de rétroprojection (ou "contraction") a donné des estimations et des tendances semblables (**Figure 17**). Il faut noter qu'on a calculé un passage en excluant les prises de l'Atlantique central du stock Est et qu'aucun changement n'a été observé.

Les estimations finales obtenues à travers le cas de base (voir le **Tableau 7**) avec contraction pendant les quatre dernières années sont présentées dans le **Tableau 9** pour le F et dans le **Tableau 10** pour les estimations du stock. Le recrutement correspondant et les trajectoires de la SSB et F sont illustrés dans la **Figure 17**.

10.2 Evaluation pour le stock Ouest

-- **Paramètres biologiques d'entrée - Ouest.** On a décidé d'utiliser la délimitation actuelle des stocks de thon rouge pour les besoins de l'évaluation. Les valeurs du paramètre de la courbe de croissance ont été adoptées comme pour les évaluations de 1994 et de 1996. Pour l'Atlantique Est et la Méditerranée, ces valeurs sont les suivantes: $L = 318,85$ cm, $t_0 = -0,97$ et $k = 0,093$; pour l'Atlantique Ouest: $L = 382,0$ cm, $t_0 = -0,707$ et $k = 0,079$. On a supposé, comme par le passé que l'âge de la première maturité sexuelle était 8 ans pour l'Atlantique Ouest.

-- **Mortalité naturelle.** Le Comité a décidé d'utiliser deux postulats de taux de mortalité naturelle pour l'évaluation, c'est-à-dire, de continuer d'utiliser le taux constant de mortalité naturelle $M = 0,14$ avec un vecteur M spécifique de l'âge. On a fait remarquer que la mortalité naturelle qui variait avec l'âge était plus sensible d'un point de vue biologique, mais qu'on ne savait toujours pas de façon exacte quelles valeurs spécifiques de l'âge il convenait d'utiliser. Le Comité a cependant décidé d'appliquer le vecteur M spécifique de l'âge (0.49, 0.24, 0.24, 0.24, 0.24, 0.20, 0.175, 0.15, 0.125, 0.10) respectivement pour les âges 10+ (ceci étant un des choix effectués dans les récentes évaluations du thon rouge du sud). On a souligné que l'emploi d'un M spécifique de l'âge par analogie avec les évaluations du thon rouge du sud n'impliquait pas une meilleure compréhension des valeurs réelles de la mortalité naturelle pour le thon rouge de l'Atlantique Nord (voir également Section 6.1).

-- ADAPT- spécifications techniques

-- *Atlantique Ouest*. Les spécifications suivantes ont été adoptées pour les évaluations ADAPT VPA du “case de base” (en plus des valeurs des paramètres biologiques retenues, voir ci-dessus):

- i) La délimitation du stock retenue pour les évaluations de l’Atlantique Ouest et Est + Méditerranée est celle qui avait été convenue par la Commission.
- ii) Les **Tableaux 3a** et **3b** montrent la prise par âge numérique et le poids moyen, d’après les délibérations et les décisions prises dans le cadre du chapitre 7.
- iii) La période étudiée commence en 1970 suite à un consensus sur le degré de fiabilité de certaines des données de prise par âge antérieures à cette date, en raison du faible niveau d’échantillonnage.
- iv) Le groupe plus a été fixé à l’âge 10+.
- v) Le **Tableau 6** indique les indices d’abondance, avec les estimations et variances associées, qui doivent être pris en compte dans les évaluations pour l’Atlantique Ouest.
- vi) La fonction objective minimisée dans le processus d’ajustement se basait sur le carré de la différence des logarithmes des indices observés et prévus, pondéré par l’inverse d’une variance déterminée de l’extérieur pour le point statistique étudié; les variances de ce chapitre ont été transférées à l’échelle logarithmique à cet effet.
- vii) Conformément à l’usage, l’évaluation pour l’Atlantique Ouest a traité le nombre de poissons aux âges 3, 5, 7 et 9 comme des paramètres estimables pour 1998.
- viii) On a supposé que les sélectivités pour chaque lot d’âges pour 1997 étaient “uniformes”, c’est-à-dire, $F_2=F_3$, $F_4=F_5$, $F_6=F_7$ et $F_8=F_9$ pour l’Atlantique Ouest. Par ailleurs, ce qui était également cohérent avec les évaluations antérieures les plus récentes, le postulat $F_1=0,318 F_2$ a été maintenu pour l’Ouest.
- ix) En partie pour remédier au manque de précision qui caractérise l’estimation par ADAPT des recrutements récents, on a introduit une fonction de pénalisation impliquant un ajustement des données du stock reproducteur et du recrutement au format de Beverton-Holt dans la fonction objective, de façon à tenir également compte d’une autocorrélation dans le recrutement (voir SCRS/96/127). Par ailleurs, une fonction de pénalisation tenant compte des déviations log-normales ($CV=0,25$) à partir du ratio F_{10+}/F_9 de 1,14, tel qu’il figurait dans l’évaluation de 1996 pour la période 1982-date actuelle, a également été introduite dans la fonction objective. La formule de cette fonction de pénalisation est la suivante: $0,5\{ \ln(F_{10+}^{ratio}/1,14)/0,25 \}^2$.
- x) L’option de la capture partielle de l’équation (4) figurant dans le document SCRS/98/54 a été appliquée après que des tests ont indiqué qu’elle donnait une estimation plus stable.

Les résultats des évaluations et des projections qui s’ensuivent ont été recoupés pour une série de scénarios différents en utilisant des programmes codés de façon indépendante et ont donné des résultats identiques.

-- **F-ratios**. Dans les évaluations réalisées avant 1996, les valeurs de ces ratios avaient été fixées pour différents groupes d’années d’après l’application de la SVPA aux données de prise par âge différenciées pour les âges au-delà de 10 ans. Cette méthode avait toutefois été jugée problématique et la session d’avril 1996 sur la Méthodologie a proposé d’envisager deux autres méthodes:

- i) Estimation de ces ratios en tant que paramètres libre au sein de l’ADAPT; et
- ii) Utilisation de l’IPA (SCRS/95/92).

Le Comité de 1996 avait décidé de poursuivre l’estimation des ratios de F_{10+}/F_9 en tant que paramètres libres. Le ratio de la période 1970-73 a été fixé à 1 pour l’Atlantique Ouest, en faisant remarquer que la fonction objective ne donnait pas d’information permettant d’ajuster cette valeur. D’autres tests de cette méthode ont montré qu’au maximum deux de ces paramètres pouvaient être estimés si l’on voulait obtenir un degré raisonnable de précision, même si les structures de modèles alternatifs, telles que les F-ratios du déroulement aléatoire, pouvaient constituer un moyen pour améliorer les ajustements. Les ratios ont donc été estimés pour les deux groupes d’années définis antérieurement à partir des changements du niveau de pêche à la palangre pratiquée par le Japon dans le Golfe du Mexique: 1974-81 et 1982+ pour l’Ouest.

Les passages de l’évaluation de 1998 ont donné des résultats considérablement différents en niveaux absolus, mais d’une grande cohérence au niveau des tendances. La différence des niveaux absolus découlait essentiellement de l’estimation de ratios plus faibles pour le dernier groupe d’années par rapport aux valeurs fixes adoptées par le passé. Pour l’Atlantique Ouest, les deux valeurs estimées étaient inférieures à 1.

Au vu de ces différences, on a décidé d'exécuter un autre passage en utilisant des ratios ayant une relation plus étroite avec ceux qui avaient été adoptés dans les évaluations de 1994. Cette méthode a été appliquée dans ce but étant donné que les tests du ratio de probabilité réalisés lors de l'évaluation de 1996 indiquaient qu'il était justifié d'estimer le ratio du groupe intermédiaire d'années, y compris avec celui qui avait été fixé pour les années les plus récentes.

Le Comité de 1998 a à nouveau décidé de poursuivre l'estimation des ratios de F_{10+}/F_9 en tant que paramètres libres, en suivant la technique utilisée dans l'évaluation précédente. Par ailleurs, on a considéré que l'application d'une pénalisation de déroulement aléatoire à la fonction objective était une alternative (voir SCRS/98/64). Le ratio de la période 1970-73 a été fixé à 1 pour l'Atlantique Ouest, en rappelant (comme pour les années précédentes) que les fonctions objectives ne donnaient pas d'information permettant d'ajuster cette valeur. On a également évalué une série d'options de déroulement aléatoire pendant et entre des années. Ces évaluations ont amené le Comité à décider qu'on ne disposait pas d'informations suffisantes sur les données de prise par âge et sur les indices de calibration pour estimer librement plus d'un F-ratio. Le Comité a ensuite décidé de poursuivre l'estimation du F-ratio pour la période 1974-1981, avec la valeur de la période finale (1982-1997) centrée sur 1,14, mais avec une fonction de pénalisation permettant de modifier le F-ratio final de 1,14 selon un mode logarithmique avec un CV établi à 0,25 (voir formule ci-dessus), en correspondance avec la pratique utilisée dans l'évaluation de 1996, mais d'une façon plus cohérente pour estimer l'incertitude des résultats du bootstrapping (les bootstraps n'ajoutaient donc de la variabilité qu'au ratio pré-spécifié 1970-73, avec une imprécision dans le ratio 1982+ qui a été directement prise en compte dans le processus d'estimation). La sensibilité des résultats au nombre de paramètres de F-ratio estimés et aux différents postulats concernant M est illustrée dans des échelles relatives à la **Figure 18**.

-- **Evaluations ADAPT - Résultats et discussions Ouest.** Plus de 70 passages du modèle ADAPT ont été utilisés dans la phase exploratoire pour établir les évaluations du cas de base décidé par le Comité à partir des recommandations (**Appendice 5**). On a présenté les résultats des deux passages pour l'Atlantique Ouest avec le cas de base spécifié par le groupe (l'un avec un M constant fixé à 0,14 et l'autre avec le vecteur M spécifique de l'âge du SBF). La procédure avait été décidée lors de la réunion sur les Méthodes d'Evaluation (Madrid) et lors de l'évaluation du stock de 1996 et avait été considérée comme étant une méthode objective pour fournir des pondérations relatives aux indices utilisés dans l'évaluation. Les résultats des ajustements du modèle du cas de base aux données sont présentés aux **Tableaux 11 et 12** et à la **Figure 19**.

Le Comité a mené une évaluation rétrospective des ajustements du modèle du cas de base aux données en éliminant de façon séquentielle les informations sur la prise par âge et sur les indices pour les 5 dernières années d'observations (1997-1993) afin d'examiner les résultats visant à démontrer une schématisation des estimations. Les résultats de ces calculs sont présentés à la **Figure 20**. Le Comité a conclu à partir de ces résultats qu'il n'y avait pas de preuve substantielle de l'existence de schémas rétrospectifs dans ces données.

Les évaluations de sensibilité relatives aux cas de base convenues par le Comité ont été mises en oeuvre pour évaluer les effets suivants:

1) Appliquer (essentiellement parce que la pondération de la capture partielle n'a pas été utilisée dans cette application comme ce fut le cas en 1996) les spécifications du modèle de 1996 ($M = 0,14$) aux informations de la prise par âge et des indices de 1997 disponibles pour l'évaluation de 1996 (mais actualisée en 1997). Ceci fut réalisé en éliminant les deux nouveaux indices de l'évaluation de calibration (indice de marquage et indice du sud-ouest de la Nouvelle Ecosse) et en appliquant une faible pondération à l'indice palangrier du Japon dans le Golfe du Mexique (en éliminant l'indice de la calibration, malgré qu'il fût inclus dans la calibration, mais avec un poids négligeable, dans l'évaluation de 1996).

2) Appliquer (essentiellement parce que la pondération de la capture partielle n'a pas été utilisée dans cette application comme elle l'avait été en 1996) les spécifications du modèle de 1996 ($M = 0,14$) aux informations actualisées de la prise par âge et des indices qui pourraient être disponibles dans l'évaluation de 1996;

3) Appliquer les spécifications du modèle de l'évaluation du cas de base de 1998 ($M = 0,14$) à l'ensemble des données, mais sans pénalisation de recrutement de stock dans la fonction objective; et

4) Appliquer les spécifications du modèle du cas de base de 1998 ($M = 0,14$) à l'ensemble des données, mais sans pénalisation du recrutement de stock dans la fonction objective et avec une pondération égale des indices.

Les résultats de ces sensibilités sont montrés dans les **Figures 21-24**. Le Comité a conclu à partir de ces résultats, après avoir tenu compte des sensibilités examinées, que l'ajout de nouvelles données montrait en général une très grande influence sur les résultats comparatifs.

Le Comité a décidé d'effectuer des simulations par itération (bootstrap) pour caractériser l'incertitude dans les résultats du modèle du cas de base. La précision des évaluations du cas de base établies par le Comité a été estimée à l'aide de procédures par itération qui sont montrées dans la spécification technique de la section précédente. On a noté que cette approche globale ne tient pas compte de toutes les sources d'incertitude dès lors que certains facteurs, comme le M , sont des répliques fixes. Les approches qui essaient de prendre également en compte ces incertitudes n'ont pas pu être mises en oeuvre pendant la réunion faute de temps.

A la réunion de la Commission de 1995, le SCRS s'était vu demander de mettre au point des options de récupération séparées et distinctes pour chacun des stocks de gestion du thon rouge de l'Atlantique Est et Ouest en calculant une série de total des prises admissibles (TPA) à partir des projections du stock qui sont nécessaires pour reconstituer les stocks respectifs à des niveaux qui supportent la PME dans les périodes choisies de récupération avec 50% de probabilité et pour lesquels il serait possible de déterminer les objectifs intermédiaires. Le Groupe a réalisé dans ce but une série de projections en utilisant les résultats des modèles d'évaluation disponibles.

Avant de réaliser les projections, on a examiné les données de stock-recrutement pour la période 1971-1994 (niveaux de recrutement correspondant aux niveaux de biomasse du stock reproducteur de 1970-1993). Un modèle 2-line *ad hoc* (ajusté aux observations de 1981-1994, selon la méthode appliquée dans l'évaluation de 1996 avec le point d'inflexion établi au niveau moyen des niveaux de biomasse reproductrice observés en 1989-93 selon le modèle) et un modèle Beverton-Holt ont été ajustés à la série totale de données de recrutement de la période 1971-1994 de sorte à être utilisés dans la prévision du recrutement comme une fonction de la biomasse du stock reproducteur. Les paramètres de Beverton-Holt ont été estimés à partir de la formule du modèle ADAPT, qui incluait une fonction de pénalisation pour la corrélation des séries dans les estimations de recrutement, tandis que les ajustements du modèle 2-line ne le faisaient pas. Les ajustements du stock-recrutement aux données et l'effet de la prise en compte de la corrélation des séries estimées dans les solutions déterministes pour le cas de base sont illustrés à la **Figure 18**. Le modèle 2-line postule de façon implicite que le recrutement ne peut pas dépasser les niveaux moyens récents et, par conséquent, que les estimations associées de PME et B_{PME} seront largement inférieures à un rapport stock-recrutement qui suppose des augmentations dans le recrutement en présence d'une biomasse croissante du stock reproducteur. Le Comité ne pouvait pas déterminer lequel de ces deux cas (ou d'autres cas) correspondait au thon rouge de l'Atlantique Ouest.

Des projections ont été réalisées pour les évaluations du cas de base par itération qui ont été acceptées par le Comité. Les résultats pour différents niveaux de capture sont illustrés dans les **Figures 25a et 26a**.

La révision des résultats des projections a été suivie de longues discussions sur la crédibilité relative des passages alternatifs en utilisant différents schémas pour les indices. Après avoir évalué le schéma des valeurs résiduelles de l'ajustement du modèle ADAPT du cas de base aux données (variance d'entrée), même si les analyses indiquaient une preuve globale d'une combinaison d'un certain manque d'ajustement du modèle aux données, avec une surpondération globale et une pondération relative non appropriée des différents indices, les diagnostics ne permettaient pas de rejeter l'hypothèse nulle selon laquelle une quelconque série d'indices individuels était excessivement pondérée par rapport aux autres, même si l'on reconnaissait qu'il était difficile de le détecter. Le Comité a recommandé de poursuivre l'évaluation des méthodes pour caractériser la variance ajoutée due à une erreur de traitement et à la corrélation entre les observations dans les différentes séries temporelles de taux de capture utilisées pour la calibration. Le Comité a également décidé d'évaluer les effets de deux schémas supplémentaires de pondération d'indices, dont l'un est issu d'une pondération égale et l'autre de l'application du schéma de repondération itérative qui est utilisé dans l'évaluation de 1994 (que le Comité avait décidé auparavant de remplacer par la méthode appliquée dans l'évaluation de 1996, tel qu'il avait été appliqué dans le cas de base déterminé par le Comité).

Les résultats comparatifs de la variance d'entrée, de la pondération égale et des schémas de pondération inverse sont présentés à la **Figure 18**. Ces résultats indiquent que les pondérations des indices alternatifs peuvent fournir différentes évaluations de l'état actuel de la ressource. Le Comité n'a pas pu déterminer laquelle de ces évaluations était la plus représentative de la situation actuelle en raison de l'existence de problèmes dans les deux modèles d'évaluation et à cause du fait que les modèles utilisés pour assigner de façon indépendante les variances d'entrée aux données d'abondance relative pouvaient être contestés. On a fait remarquer que les schémas de pondération alternative n'avaient pas été évalués de la même façon que le processus appliqué pour développer les évaluations originales de la ressource. Il n'était pas défendable d'accorder une plus grande crédibilité aux résultats de schémas alternatifs qu'aux évaluations initiales. Les résultats du bootstrapping pour caractériser l'incertitude dans les résultats obtenus à l'aide des projections sont discutés dans la section des projections.

Des analyses de rendement par recrue et de la biomasse reproductrice par recrue ont été menées pour quatre scénarios ADAPT: le cas de base avec l'entrée de pondération d'indices, le cas de base sans inclure le vecteur SBF plutôt que de postuler la constante M , le scénario avec des pondérations égales données à tous les indices, et le scénario avec une repondération itérative (**Figure 27**). Dans tous les cas hormis le dernier, F_{97} était considérablement plus élevé que $F_{0,1}$ ou F_{max} . Dans le dernier cas, il se situait entre $F_{0,1}$ et F_{max} .

-- Spécifications techniques pour ASPM pour le thon rouge de l'Atlantique Ouest

La principale raison pour examiner les passages ASPM était d'obtenir des estimations de B_{PME} et de PME à partir d'une analyse qui était capable d'inclure les informations de capture et de taux de capture provenant d'une série temporelle plus longue que celle qui avait été utilisée par l'ADAPT, cette dernière étant limitée à la période pour laquelle on disposait d'informations complètes sur les captures par âge (1970-date du jour). On a exécuté des analyses ASPM pour la période 1950-date du jour et on a ajouté un indice supplémentaire de CPUE, une combinaison pondérée par zone des indices palangriers du Japon pour les pêcheries historiques au large du Brésil et de la Floride couvrant la période 1962-70 (voir **Tableau 6**). Par ailleurs, les valeurs biologiques d'entrée étaient les mêmes que celles de l'évaluation du cas de base de l'ADAPT. Des calculs ont été effectués avec un groupe d'âge plus 10+.

Les débarquements estimés pour la période 1950-1997 pour le composant de stock de l'Atlantique de l'Ouest ont été ventilés par type d'engin en quatre "pêcheries": palangre, canne-moulinet, senne et "autres". L'application ASPM utilisée (SCRS/96/130) exige que les sélectivités par âge par année soient spécifiées pour chaque pêcherie (type d'engin). Afin de rendre les résultats plus compatibles avec ceux des évaluations de l'ADAPT, ces sélectivités ont été fondées sur les résultats (i) du cas de base du passage de l'ADAPT et (ii) du passage de l'ADAPT en postulant le vecteur de mortalité SBF. On a supposé que les sélectivités spécifiques des pêcheries étaient identiques à celles qui sont reprises dans le Tableau 8 du Rapport de 1996 de la Session d'Evaluation du stock de Thon rouge du SCRS de l'ICCAT pour le cas 1. On a utilisé deux schémas différents de sélectivité pour chaque pêcherie: les périodes couvertes étaient 1950-77 et 1978-97 pour la pêcherie de palangre et 1950-81 et 1982-97 pour les autres pêcheries.

Les indices d'abondance relative utilisés étaient les mêmes que ceux qui étaient appliqués dans les passages de l'ADAPT, excepté l'inclusion de l'indice pondéré par zone pour les pêcheries opérant au large du Brésil et de la côte de la Floride (voir **Tableau 6**). Les indices ont été traités de la même façon que l'ADAPT en ce qui concerne la sélectivité partielle et la pondération.

Un rapport déterministe Beverton-Holt a été postulé dans les deux scénarios. On n'a pas disposé du temps nécessaire pour tester la sensibilité des résultats à ces hypothèses ou à d'autres hypothèses établies par le modèle.

- Résultats des analyses ASPM

Les résultats des analyses ASPM ont été cohérents avec les schémas obtenus dans les passages correspondants de l'ADAPT. Les **Figures 28** et **29** montrent les ajustements du modèle aux indices d'abondance relative. Ces derniers sont pratiquement identiques dans les deux scénarios. Les **Figures 30** et **31** montrent les trajectoires d'une biomasse mature par rapport aux estimations de B_{PME} et les **Figures 30b** et **31b** montrent les

estimations de la PME. Les deux scénarios fournissent des appréciations semblables sur l'état actuel de l'unité occidentale de gestion: la biomasse reproductrice au début des années quatre-vingt-dix correspondait à environ 8-15% des niveaux estimés de B_{PME} et est tombée depuis lors au niveau le plus bas estimé pour chaque série temporelle. Les niveaux de mortalité par pêche dans les années quatre-vingt-dix étaient plus de trois fois supérieurs au F_{PME} . Les estimations de la PME (**Figures 30 et 31**) ont varié pendant la période des analyses parce que les sélectivités des pêcheries combinées ont également varié pendant cette période. C'est pour cette raison que les estimations ponctuelles ont oscillé entre 2.000 TM et 7.000 TM pour le cas de base et entre 2.000 TM et 5.600 TM pour le cas avec un M variable. Les estimations de la PME pour la période récente étaient d'environ 5.400 TM-6.100 TM pour le cas de base et de 4.700 TM-5.100 TM pour le cas avec un M variable. Dans les deux cas, les estimations de la B_{PME} ont correspondu aux estimations de biomasse du début des années soixante-dix (environ 48.000 TM pour le cas de base et 41.000 TM pour le cas avec un M variable).

On n'a pas réalisé d'autres passages de sensibilité ASPM à cause de problèmes observés dans l'évaluation de 1996 (SCRS 1996); il s'agissait en particulier de tendances systématiques dans les différences entre la matrice de la capture par âge indexée par ASPM et celle qui a été développée à partir de données de prise par taille et qui a été utilisée dans l'ADAPT. On n'a pas disposé du temps suffisant pour examiner ce problème en profondeur dans le cadre de la présente évaluation. On a par conséquent considéré que les estimations d'abondance récente d'ASPM étaient moins fiables que les estimations ADAPT, ce qui a conduit le Comité à décider de ne pas utiliser l'ASPM pour les projections. Il sera nécessaire de mettre au point à l'avenir des méthodes statistiques pour analyser ces tendances.

Par ailleurs, comme c'était le cas dans l'évaluation de 1996, l'approche ASPM a été considérée appropriée pour estimer les niveaux moyens efficaces de PME et de B_{PME} pour la ressource pendant toute la période de pêche, même si ces estimations moyennes peuvent donner des impressions optimistes et pessimistes de la productivité de la ressource pendant les périodes d'un recrutement respectivement moins ou plus favorable. Bien que les estimations de PME et de B_{PME} extraites de l'ASPM soient semblables à celles de l'évaluation de 1996, elles diffèrent des résultats ADAPT fondés sur le rapport stock-recrutement du modèle de Beverton-Holt et du modèle 2-line dans la présente évaluation. Pour le modèle de Beverton-Holt, l'estimation ADAPT de la PME était d'environ 8.260-11.750 TM et la B_{PME} était d'environ 107.000-160.000 TM. Pour le modèle 2-line, la PME était d'environ 2.800-3.300 TM et la B_{PME} était de 13.460-16.210 TM (**Tableau 13**). La PME et la B_{PME} n'ont pas été estimées à partir de l'ADAPT dans l'évaluation de 1996. Les estimations de la PME sont sensibles au vecteur de sélectivité estimé ou postulé. Le vecteur utilisé dans la projection de l'ADAPT établit que la pêcherie subsistera essentiellement comme une pêcherie visant "les grands poissons". Le vecteur de sélectivité estimé à partir de l'ASPM pour la période récente (moyenne géométrique de 93-95) est contrasté avec celui provenant de l'ADAPT dans la **Figure 33**.

11 Projections

11.1 Méthodes

Les projections antérieures des stocks de thon rouge ont généralement dépendu d'un certain modèle paramétrique pour prévoir le recrutement qui était fonction de la valeur estimée ou prévue de la biomasse reproductrice. Deux documents présentés à la réunion traitent de cette question.

Le Document SCRS/98/54 a décrit une méthode, également présentée dans les documents SCRS/97/59 et SCRS/97/60, dans laquelle le rapport stock-recrutement était ajusté pendant l'évaluation en postulant un processus autorégressif de l'ordre de 1. Ceci signifie que les déviations entre les valeurs de recrutement estimées par le modèle d'évaluation et les valeurs prévues par le rapport stock-recrutement font l'objet d'une corrélation sérielle. Ainsi, lorsque qu'un tel modèle est utilisé pour les projections, le passage initial des prévisions aura tendance à être supérieur au rapport ajusté si les valeurs résiduelles de l'année finale sont positives et vice-versa si les valeurs résiduelles de l'année finale sont négatives. Cet effet de "mémoire" sur les déviations diminue au fur et à mesure que l'horizon temporel des projections augmente.

Le document SCRS/98/86 a suggéré de prendre une procédure non paramétrique mise au point par Evans et Rice (1988) comme alternative pour ajuster les rapports paramétriques aux données de stock et de

recrutement. Dans sa forme originale, la procédure non paramétrique offre certains avantages par rapport aux procédures paramétriques, dans le sens où le nombre de postulats à formuler est plus limité. Par contre, cette approche n'offre pas de solution unique au problème de la prévision du recrutement pour les tailles de stock pour lesquelles on ne dispose pas d'observations sur le recrutement. Le document SCRS/98/86 fournit une alternative semi-paramétrique pour traiter du problème de l'extrapolation, mais le Comité n'a pas eu le temps d'explorer son rendement en détail, ce qui ne lui a pas permis d'utiliser cette l'approche pendant la réunion.

Spécifications pour l'Est

Les projections pour le stock de l'Est sont fondées sur l'évaluation du cas de base décrite dans la Section 10. Le Comité n'a pas été en mesure d'identifier des postulats adéquats concernant le rapport entre la taille du stock et le recrutement qui permettrait d'estimer les niveaux de PME. Il a été décidé d'effectuer des projections en postulant l'indépendance entre la biomasse du stock et le recrutement. Le Comité a vivement recommandé de ne pas utiliser les résultats de ces projections comme un instrument permettant de tirer des conclusions sur les niveaux optimaux de ponction. Il a au contraire suggéré de se centrer sur les tendances probables dans les trajectoires à moyen terme (10 ans) compte tenu des options alternatives de gestion.

Rapport stock-recrutement. On a estimé que le recrutement prévu était distribué de façon log-normale avec une moyenne et une variance données par chaque estimation de recrutement par itération pour la période 1980-1997. Le choix de la gamme annuelle est arbitraire et a été essentiellement réalisé pour calculer les projections, qui doivent se centrer sur les quantités de transition par recrue, en fonction des grandeurs observées dans un passé récent.

Taille actuelle de la population. Elle est donnée par l'ajustement rétrospectif aux mortalités par pêche de 1997 (voir description à la Section 10). L'ajustement a été appliqué à chaque itération.

Sélectivité par âge. Elle est égale au vecteur de sélectivité ajusté rétrospectivement en 1997.

Poids par âge. Comme dans le vecteur observé en 1997. Le temps disponible n'a pas permis de modéliser des variations de poids pour le groupe plus comme cela a été le cas dans l'évaluation Ouest. Ceci dit, il se peut que les biais éventuels introduits à cause de ce problème soient plus faibles qu'à l'Ouest parce que (a) les projections pour l'Est ont été réalisées sur un horizon temporel plus court, et (b) on suppose que le thon rouge de l'Est atteint sa maturité à un âge beaucoup plus jeune qu'à l'Ouest (50% de poissons matures à l'âge 4).

Mortalité naturelle. Mêmes choix que dans l'évaluation de l'Ouest.

Futures captures. Plusieurs projections ont été réalisées pour divers scénarios de capture constante ou de F constant en utilisant 1994 ou 1997 comme année de référence. Les stratégies de capture constante comprenaient le niveau récent (moyenne de 43.325 TM pour 1994-1997), une réduction de 75% par rapport aux débarquements de 1994 (c'est-à-dire 32.767 TM), et une réduction chiffrée à 25.000 TM. Les projections de F constant comprenaient la valeur de 1997 et 75% de la valeur de 1994. Certaines variantes des projections citées ci-dessus ont été réalisées en prenant $F = 0$ pour le thon rouge d'âge 1 dans le but d'évaluer la conformité à 100% avec la recommandation sur la taille minimale de 6,4 kg.

Niveaux de B_{PME} . Les niveaux de B_{PME} n'ont pas été calculés pour le stock. On aurait pu effectuer ces calculs pour le niveau postulé de recrutement, mais des doutes ont été émis au sujet de la validité à long terme d'un postulat de ce genre. Des trajectoires de projection sont présentées en référence à la SSB estimée de 1997 et aux niveaux de capture et de F de 1994.

Spécifications pour l'Ouest

Comme il est expliqué dans la Section 10 (Ouest), le Comité a décidé au départ de procéder à l'évaluation des projections (avec des variances en terme de spécifications du vecteur de la mortalité naturelle, et sur la forme du rapport stock-recrutement ajusté pendant la calibration). Après avoir examiné les résultats des projections, le Comité a revu plusieurs spécifications techniques dans l'évaluation, en particulier en ce qui

concerne la pondération donnée aux différents indices, et a décidé de réaliser d'autres projections fondées sur des choix d'évaluation alternative. A des fins de présentation, les projections fondées sur l'évaluation du cas de base acceptée au départ ont été qualifiées de "pondération d'entrée", ce qui signifie que chaque donnée d'indice a été pondérée par l'inverse de sa variance calculée de façon externe. Les ensembles de projections ainsi obtenus sont qualifiés de "pondération égale" et de "repondération itérative", qui indiquent respectivement une évaluation avec une pondération égale pour chaque donnée d'indice et une évaluation qui pondère chaque indice en fonction de son ajustement au modèle.

Rapport stock-recrutement. (a) Beverton-Holt (avec des erreurs autocorrélées), estimé de façon interne dans l'évaluation (pour chaque itération); en supposant un CV de 40% sur la distribution prévue du recrutement. (b) Un modèle 2-ligne consistant en une ligne allant de l'origine à la moyenne de la biomasse reproductrice pendant les années 1989-1993, et un recrutement constant égal à la moyenne géométrique à des niveaux supérieurs de biomasse reproductrice; postuler un CV de 40% sur le recrutement prévu. Ces deux options reflètent des postulats alternatifs sur le recrutement futur à des niveaux très faibles ou très élevés de biomasse. En ce qui concerne la reconstitution du stock, l'option (a) part du principe que les hauts niveaux du recrutement estimé pour les années soixante-dix sont accessibles, tandis que l'option (b) estime le contraire. Quant à l'épuisement supérieur de la biomasse, l'option (b) estime que le recrutement baissera proportionnellement à la biomasse au fur et à mesure que la biomasse tombera sous la moyenne de 1989-1993, tandis que l'option (a) laisse entrevoir une évolution plus douce (non linéaire).

Taille actuelle de la population. Les valeurs de recrutement estimées par l'ADAPT pour les années 1995-1997 sont remplacées par les prévisions provenant du rapport stock-recrutement (modèle 2-ligne ou Beverton-Holt, selon le cas), tandis que l'on recalcule les nombres et les valeurs de la mortalité par âge pour les âges inférieurs pour les 2 dernières années en se fondant sur ces recrutements de remplacement et sur les prises par âge observées (voir SCRS/98/54).

Sélectivité par âge. Elle est donnée par les moyennes géométriques reclassées de la mortalité par pêche par âge pour 1993-1995.

Poids par âge. Comme dans les évaluations antérieures, c'est-à-dire, en projetant le groupe plus à l'avenir comme 11+ en 1998, 12+ en 1999 et ainsi de suite (voir SCRS/98/54 et **Appendice 6**).

Mortalité naturelle. Vecteur SBF (Section 6.1) ou constante ($M=0,14$) cohérents avec la projection du cas d'évaluation.

Captures futures. On a réalisé des projections en postulant différents niveaux de capture constante à l'avenir et en calculant le F soigneusement sélectionné qui serait nécessaire pour combiner la capture visée en fonction des tailles de stock et du vecteur de sélectivité projetés (même si F ne doit pas dépasser une valeur de 2,0 par an). On a examiné les niveaux de capture compris dans la gamme 0-2.500 TM.

Niveaux de B_{PME} . Ces niveaux sont utilisés pour exprimer les biomasses projetées quant à l'objectif de reconstruction. La SSB estimée pour 1975 est utilisée comme substitution de la B_{PME} comme cela a été le cas dans les évaluations antérieures. La B_{PME} est également calculée de façon numérique pour les évaluations utilisant l'ajustement du rapport stock-recrutement de Beverton-Holt. Pour les évaluations qui utilisent le rapport à deux lignes, le logiciel disponible n'a pas permis des calculs numériques appropriés pour calculer la B_{PME} . Dans ce cas, on a fait une approximation de la B_{PME} en ajustant d'abord un rapport de Beverton-Holt aux données de recrutement de 1976-1994 (et SSB 1975-1993) dans l'évaluation, qui s'est traduit dans un rapport constante-recrutement, et en calculant:

$$B_{PME}(2\text{-line}) = B_{PME}(\text{Beverton-Holt}) * R_{med} / A,$$

où R_{med} est la moyenne géométrique des estimations de recrutement pour la période 1981-1994, et A est la pente du paramètre dans l'ajustement de Beverton-Holt. Ceci constitue en effet le calcul de la PME, qui est le produit du rendement maximum par recrue multiplié par les estimations du recrutement moyen. La raison d'être de cette approximation est le fait que le ratio R_{med}/A recalcule l'asymptote dans le rapport de Beverton-Holt en fonction de l'asymptote correspondante dans le modèle de stock-recrutement à 2-ligne.

11.2 Résultats

(Note du rapporteur: comme nous l'avons indiqué plus haut, les passages ont été exécutés avec deux vecteurs alternatifs de mortalité naturelle. Bien que le Comité n'ait pas examiné en détail ces comparaisons, plusieurs membres ont fait remarquer que les résultats ne variaient pas de façon substantielle du point de vue qualitatif. Les résultats présentés ici appartiennent au vecteur constant ($M = 0,14$) à l'Ouest et au "vecteur SSB" à l'Est).

Résultats pour l'Est

Les résultats de différentes projections réalisées pour l'Est sont présentés en termes de mortalité relative par pêche, de rendement et de SSB pour chaque scénario (**Figures 33-37** pour les scénarios décrits plus haut). Les figures montrent les 10e, 50e et 90e percentiles des distributions résultantes dans le temps, avec F et le rendement à l'échelle des valeurs de 1994 et la SSB à l'échelle de la valeur de 1997.

Les projections suggèrent que, si le rendement fluctue autour des niveaux récents (1980-1997), les captures récentes ne seront pas soutenables dans une probabilité de 90% (**Figure 33**). En outre, les niveaux de capture de l'ordre de 32.000 TM (le niveau implicite indiqué par la recommandation de 1994) ne sont pas soutenables dans une probabilité de 90%. Les niveaux de mortalité par pêche tels que ceux qui ont été récemment estimés (pour 1994) sont probablement soutenables, mais impliquent une réduction substantielle des débarquements à environ 60% ou 80% des niveaux actuels (**Figure 34**). Les projections suggèrent que les niveaux de capture de l'ordre de 25.000 TM sont soutenables (**Figure 35**).

Résultats pour l'Ouest

Les résultats des projections sont exprimés en termes de biomasse reproductrice par rapport d'une part à la SSB en 1975 (sur le côté gauche des figures suivantes) soit à une estimation ou à une substitution de B_{PME} (sur le côté droit des figures). Les 10e, 50e et 90e percentiles de distributions de SSB sont représentés dans le temps pour une stratégie particulière de capture constante. Les **Figures 25a, b et c** montrent les résultats des projections fondées respectivement sur les évaluations de "pondération d'entrée", "pondération égale" et "repondération itérative", en utilisant le rapport Beverton-Holt dans les évaluations et les projections. Les **Figures 26a, b et c** présentent les résultats comparatifs, mais en utilisant le modèle de stock-recrutement 2-line.

Effet du choix de la pondération de l'indice dans l'évaluation. Ce choix a eu une influence considérable sur les résultats de la projection. Les projections originales réalisées avec la "pondération d'entrée" étaient moins pessimistes que les suivantes. Par exemple, si l'on compare la trajectoire de la SSB par rapport à la médiane pour les passages réalisés avec le rapport de Beverton-Holt, les résultats de "pondération d'entrée" (**Figure 25a**) suggèrent que les stratégies de capture constante de plus de 1.500 TM ne sont pas soutenables. Cette situation peut être comparée avec les résultats des projections suivantes réalisées avec les évaluations de "repondération itérative" qui sont plus optimistes que les autres. Dans les passages comparables (la **Figure 25c**, par exemple), les captures légèrement supérieures à 2.500 TM sont soutenables d'après la trajectoire de la médiane. Les prévisions réalisées avec la "pondération égale" donnent des résultats intermédiaires (par exemple, en contraste avec la **Figure 25b**).

Effet du choix du rapport stock-recrutement. Les projections réalisées avec le rapport 2-line ont été généralement plus optimistes que celles qui ont été faites avec le rapport de Beverton-Holt. Comparons par exemple les **Figures 25a** et **26a**: d'après les résultats de la médiane, une capture constante de 2.500 TM est soutenable dans l'hypothèse d'un modèle 2-line pour le stock-recrutement; par contre, les passages du modèle de Beverton-Holt indiquent qu'une capture de 1.500 TM est soutenable. Cette observation n'est cependant pas strictement due à la forme du rapport choisi. Compte tenu des niveaux actuels de la taille du stock, le modèle de Beverton-Holt prévoit un recrutement inférieur (voir **Figure 18**).

Effet du choix de la mesure de B_{PME} . Ce choix, que ce soit pour mesurer la reconstitution en termes de SSB en 1975 ou un paramètre B_{PME} calculé, n'a pas beaucoup d'influence quant à la "soutenabilité" des niveaux de capture qui sont examinés. Le choix de cette mesure est cependant important en terme de schéma temporel de reconstitution, en particulier dans l'hypothèse du modèle du stock-recrutement 2-line. Prenons par exemple

la **Figure 26a** et comparons les projections figurant dans les colonnes de gauche et de droite: si les tendances générales sont semblables, les grandeurs de la SSB relative diffèrent, en particulier au début de la période de projection (inférieur à 20% de la SSB de 1975 ou supérieur à 40% de la B_{PME}). Il s'ensuit que "le rétablissement au niveau de la B_{PME} " peut être obtenu de façon plus rapide avec le scénario du stock-recrutement 2-line, essentiellement parce que la B_{PME} est inférieure à la SSB de 1975.

Dans l'ensemble, les résultats présentés reflètent des incertitudes quant à la soutenabilité des niveaux de capture dans la gamme comprise entre 1.000 TM et 2.000 TM. Dans les termes examinés, cette incertitude provient essentiellement des choix effectués dans la pondération des indices d'abondance dans l'évaluation, et dans le rapport stock-recrutement. Le premier facteur a fait l'objet d'une longue discussion, qui est exposée dans la Section 10 et qui n'est pas détaillée dans cette section. L'impact du second facteur sur les projections n'est pas surprenant compte tenu des facteurs expliqués plus haut dans le point "choix du rapport stock-recrutement" (voir les **Figures 25a et 26a**).

Avec le rapport stock-recrutement 2-line, le principal postulat est que le recrutement ne peut pas être beaucoup plus élevé que le niveau observé depuis la fin des années soixante-dix, indépendamment du rythme auquel la taille du stock se reconstitue; avec le rapport Beverton-Holt, le principal postulat est que la reconstitution à des niveaux supérieurs de la biomasse finira par aboutir à des valeurs de recrutement aussi élevées que celles du début des années soixante-dix. Jusqu'à présent, le Comité n'a pas eu de moyens objectifs pour décider laquelle de ces deux options était la plus probable.

12 Effet des mesures réglementaires

12.1 Mortalité par pêche

Une recommandation réglementaire obligeant les Parties Contractantes à limiter la mortalité par pêche aux niveaux récents entra en vigueur en 1975 pour une durée d'un an et fut étendue de façon indéfinie en 1982 pour l'Atlantique Est. Les taux de mortalité par pêche ont dépassé les niveaux de 1974 pendant la plupart des années (**Tableau 9**). L'interprétation de cette recommandation réglementaire a été incohérente et, dans l'ensemble, n'a pas été appliquée ou ne s'est pas avérée efficace.

12.2 Limites de capture

Limite de capture pour l'océan Atlantique Est et la Méditerranée. La Commission a recommandé en 1994 que les captures de thon rouge dans le stock Est (comprenant l'océan Atlantique Est et la Méditerranée) soient réduites de 25% par rapport aux niveaux de 1993 ou 1994 (le plus élevé des deux) à partir de 1996 et ce, jusqu'à la fin 1998. Bien qu'il ne soit pas possible d'évaluer de façon définitive cette réglementation avant que les captures de 1998 ne soient déclarées, on constate néanmoins que, dans l'ensemble, les prises de 1996 et 1997 sont respectivement *supérieures* de 8,4% et 2,9% aux niveaux de 1994 (qui représentaient une hausse de 27,3% par rapport aux niveaux de 1993). Par ailleurs, des quotas supplémentaires ont été appliqués à la France pour la même période 1996-98 compte tenu du niveau exceptionnel des captures obtenues en 1994 par les pêcheries françaises (environ 12.000 TM). Les captures françaises obtenues en 1996 et 1997 ont dépassé ces quotas de près de 50% (bien que la capture de 1997 soit inférieure de 30% aux niveaux de 1994). Un effet indirect positif de la réglementation sur la réduction des captures a consisté à inciter les pays à revoir de façon critique leurs statistiques de capture depuis le début des années quatre-vingt-dix jusqu'à cette date (SCRS/98/8, Quatrième Réunion CGPM/ICCAT) et à appliquer des systèmes améliorés de déclaration statistique.

Quota de l'Atlantique Ouest. Un quota a été adopté pour les prises de thon rouge de l'Atlantique Ouest. Malgré que la recommandation réglementaire ne soit pas entrée en vigueur avant le 4 août 1997, les niveaux de captures spécifiques par pays et globaux se sont situés largement dans les nouvelles limites en 1997.

Captures non déclarées classées dans la catégorie NEI. En 1997, les captures classées dans la catégorie NEI ont été considérablement réduites grâce aux révisions des captures historiques spécifiques aux pays et aux systèmes statistiques. La Section 5 décrit les raisons pour lesquelles une petite partie des prises de 1997 a été classée dans la catégorie NEI.

12.3 Réglementations de taille minimale

Le **Tableau 14** (Reg. 1) présente un résumé des nombres et des proportions de poissons sous-taille (poids, longueur) dans les prises combinées pour tout l'Atlantique (y compris la mer Méditerranée) dans la période 1985-1997. Dans le cas de l'Atlantique Ouest, on n'a pas donné la limite du poids minimum de 6,4 kg étant donné que la limite de taille de 115 cm est plus restrictive. Le **Tableau 15 (Reg. 2)** montre cette information pour chaque pays/entité/entité de pêche.

Taille minimale de 1,8 kg. Une interdiction totale de retenir des thons rouges de moins de 1,8 kg était en vigueur en 1997. On sait qu'il existe des captures de poisson d'âge 0, mais celles-ci sont clairement sous-déclarées et ne sont pas incluses dans la capture par âge.

Taille minimale de 6,4 kg. Une taille minimale de 6,4 kg avec une tolérance de 15% en nombre de poissons a été recommandée en 1975 pour tout l'Atlantique (y compris la mer Méditerranée). En général, la réglementation concernant la taille de 115 cm est appliquée dans les pêcheries de l'Atlantique Ouest et le niveau de 6,4 kg est adopté par défaut. En revanche, la réglementation de la taille de 6,4 kg a été peu appliquée par les pêcheries de l'Atlantique Est et de la mer Méditerranée (respectivement 44% et 30% en moyenne pour 1985 et 1997). Dans l'Atlantique Est, même si le pourcentage est variable (entre 15% et 75%), les pourcentages récents de la période 1995 -1997 ont été respectivement de 50%, 57% et 42% tandis que les captures de la France, du Maroc et de l'Espagne ont dépassé la tolérance. Dans l'ensemble, le pourcentage dans la Méditerranée a subi des variations considérables (entre 13% et 60%) bien que les années 1996 et 1997 se situent dans le niveau de la tolérance. Ceci traduit l'effet positif des récentes réglementations (fermetures de zone) malgré que certains pays individuels restent encore au-delà de la tolérance (l'Italie par exemple).

Taille minimale de 30 kg (ouest). Pour l'Atlantique Ouest, une interdiction portant sur la capture et le débarquement de thon rouge de moins de 30 kg (ou 115 cm), avec une tolérance de 8% en poids sur une base nationale, est entrée en vigueur en 1992. Depuis 1992, le pourcentage total de poissons de moins de 115 cm est retombé sous les 8%, bien que les Etats-Unis aient dépassé cette tolérance en 1993 et en 1997 (10%, mais il s'agit de chiffres préliminaires).

12.4 Saisons de fermeture

Interdiction de pratiquer la pêche à la palangre en Méditerranée pendant les mois de juin et juillet. Cette réglementation, qui est entrée en vigueur le 1er juin 1994, interdit aux palangriers pélagiques de plus de 24 m de long de pêcher en Méditerranée pendant les mois de juin et juillet. L'objectif de cette réglementation est de limiter la mortalité par pêche. Même si le SCRS n'est pas capable de surveiller l'observance de cette mesure par les bateaux de pêche des pays membres de l'ICCAT, il reconnaît qu'un nombre important de palangriers battant un pavillon de complaisance ou n'ayant pas d'identification de pays de pavillon a pêché dans les eaux de la Méditerranée en 1995, 1996 et 1997 pendant la période de fermeture (le nombre de ces bateaux pourrait avoir diminué en 1997). Ce fait a été déclaré dans le Rapport du Quatrième Groupe de Travail Conjoint *ad hoc* CGPM/ICCAT sur les Stocks de Grands Pélagiques en Méditerranée.

Interdiction de pêcher à la senne en Méditerranée en août et d'utiliser des avions ou des hélicoptères en juin. Cette réglementation est entrée en vigueur le 4 août 1997 et interdisait dans un premier temps la pêche à la senne en Méditerranée pendant le mois d'août. Cette partie de la réglementation a été respectée par la plupart des flottilles de senneurs en 1997 et 1998. En revanche, si l'objectif de cette réglementation est de protéger les juvéniles sous-taille, il se peut que la période de réglementation ne soit pas appropriée pour certaines pêcheries (par exemple, la Croatie et la France). L'interdiction d'utiliser des avions et des hélicoptères en juin n'a pas été respectée à la lettre ces deux dernières années.

13 Recommandations

Le rapport du Quatrième Groupe de Travail Conjoint *ad hoc* CGPM/ICCAT contient des recommandations importantes. Par ailleurs, le SCRS souhaite insister sur les points suivants:

13.1 Statistiques

1) Les autorités de pêche, instituts de pêche, organismes statistiques nationaux et scientifiques individuels de l'ICCAT, du CGPM et des pays/entités/entités de pêche battant un pavillon de complaisance sont priés de remettre au Secrétariat de l'ICCAT des données fiables sur la capture, l'effort et la taille dans le format requis. Ces obligations sont considérées comme une formalité minimale dès lors qu'elles sont clairement stipulées dans le Code de Conduite pour une Pêche Responsable de la FAO ainsi que dans la Convention sur l'Application des Nations Unies (UNIA). L'expérience issue des réunions de 1998 ainsi que des réunions des années précédentes indique qu'il est essentiel de présenter toutes les données avant la réunion pour avoir le temps nécessaire d'interpréter ces dernières et d'effectuer des analyses. Aucune révision majeure ne sera acceptée après le premier jour de la réunion.

2) On a révisé les statistiques concernant la période comprise entre 1990 ou 1991 et la date actuelle pour de nombreux pays/entités/entités de pêche opérant en Méditerranée. Ces révisions peuvent indiquer l'existence d'un biais historique dans les séries de données. C'est pour cette raison qu'on a recommandé de réviser de façon critique les données avant 1990 ou 1991. Toute modification qui serait rendue nécessaire par cette révision devra être soumise dans la forme prévue par le SCRS qui l'examinera et décidera de sa recevabilité. La politique du SCRS prévoit que les révisions d'importance devront être accompagnés d'une documentation écrite pour soutenir la justification des modifications.

3) Le Secrétariat a obtenu des données historiques pour la période antérieure à 1960; ces données doivent être revues de façon critique avant d'être utilisées pour mesurer la capture de cette période. Des échantillons biologiques pour le Golfe de Gascogne doivent être fournis au Secrétariat pour compléter les séries.

4) Des efforts doivent être réalisés pour surveiller et quantifier la pêche douteuse ou illégale, le détournement de poissons et les pratiques commerciales illégales afin d'estimer les sous-déclarations. Les informations obtenues à ce sujet doivent être transmises dès que possible à l'ICCAT.

5) Des efforts doivent être réalisés pour fournir des estimations sur les incertitudes (par exemple, des coefficients de variation) associées aux statistiques déclarées (débarquements, prises rejetées, autres formes de mortalité induites par les pêcheries) qui sont estimées à partir de prospections d'échantillonnage.

6) Il faut compléter les carnets de pêche de toutes les pêcheries commerciales et sportives. Il existe encore actuellement des pêcheries qui ne sont pas obligées de tenir des carnets de pêche et on dispose de peu d'informations à leur sujet.

13.2 Recherche

1) Les questions associées à la fidélité au lieu de frai, aux routes migratoires et au mélange comptent parmi les principales incertitudes dans l'évaluation et la gestion du thon rouge de l'Atlantique. Le Comité estime que la façon la plus expéditive de traiter les hypothèses associées à ces questions est de procéder comme suit (voir également le Rapport BYP):

Fidélité au lieu de frai:

- marquage à l'aide de marques conventionnelles, marques-archives et pop-up de transmission par satellite sur les lieux de ponte pendant la saison de frai;
- analyses génétiques à partir d'échantillons de petits juvéniles recueillis à proximité des lieux de ponte ou de poissons en état de frai recueillis sur les lieux de ponte pendant la saison de frai;
- analyses de micro-éléments de poissons en état de frai recueillis sur les lieux de ponte pendant la saison de frai (lorsqu'on aura développé des méthodes d'identification de lieux de ponte natals).

Routes migratoires:

- marquage à l'aide de marques conventionnelles, marques-archives et pop-up de transmission par satellite sur les lieux de ponte pendant la saison de frai;

-- marquage à l'aide de marques conventionnelles, marques-archives et pop-up de transmission par satellite d'autres poissons à d'autres endroits, de préférence en se fondant sur des projets expérimentaux pour tester les hypothèses spécifiques plutôt que de dépendre du marquage opportuniste.

Etendue du mélange:

-- analyses de micro-éléments d'individus d'âge 0 ou 1 pour identifier les lieux de ponte (réalisation d'une étude pilote qui, si elle est positive, sera suivie d'un échantillonnage représentatif de chaque grande pêcherie);
 -- marquage conventionnel à partir d'un projet statistique pour assurer les recaptures adéquates dans chaque grande pêcherie.

Le Comité recommande d'établir une coopération continue et durable entre les scientifiques qui font des recherches sur les stocks de l'Est et de l'Ouest afin de collaborer dans les expériences de marquage, et de collecter et analyser des échantillons destinés aux études génétiques et de micro-éléments. Le Comité suggère d'accorder la priorité au marquage des poissons en état de frai dans les zones de ponte du Golfe du Mexique et de la Méditerranée, au recueil et à l'échange d'échantillons de tissus destinés aux analyses génétiques provenant de petits juvéniles ou de poissons en situation de frai prélevés de ces lieux de ponte, et à la collecte et à l'échange d'échantillons de tissus et d'otolithes de poissons de l'année (de préférence) ou de l'âge d'un an pour effectuer des analyses génétiques et de micro-éléments.

2) Le Comité recommande d'exploiter de façon plus intensive la base de données de marquage afin de créer des hypothèses vérifiables sur les routes migratoires par âge et par zone d'origine.

3) Le Comité recommande également d'autoriser et d'encourager la pêche scientifique soigneusement préparée et surveillée (par des bateaux scientifiques ou de pêche commerciale), même dans des zones où il est actuellement interdit de pratiquer une pêche commerciale à grande échelle, dans le but de traiter des hypothèses spécifiques sur la fidélité au lieu de frai, les routes migratoires, l'étendue du mélange, les tendances de l'abondance, et les paramètres du cycle vital. C'est ainsi qu'il faudrait, le cas échéant, autoriser une pêche scientifique limitée dans les zones de frai du Golfe du Mexique et de la Méditerranée pendant la saison de reproduction, afin de faciliter le marquage à l'aide de marques conventionnelles, archives et pop-up de transmission par satellite pour collecter des échantillons destinés à des analyses génétiques et de micro-éléments, et de surveiller les tendances de l'abondance. En ce qui concerne la pêche scientifique limitée qui est destinée à surveiller les tendances, il faudrait fournir des estimations des niveaux d'effort attendus pour tester les différences significatives entre les taux de capture dans le cadre d'un projet expérimental. La pêche scientifique limitée devrait également être autorisée dans des zones où la présence de très jeunes juvéniles est connue afin de réaliser des activités de marquage et de fournir des échantillons destinés aux analyses génétiques et de micro-éléments.

4) Le Comité recommande de poursuivre les études extensives sur la maturité, qui sont en cours dans l'Atlantique Est et Ouest ainsi qu'en Méditerranée. Cette question devrait être une priorité sachant qu'une différence d'âge dans la courbe en ogive de maturité soutiendrait l'hypothèse des deux stocks. Aussi, les résultats du marquage par satellite ont montré la présence de poissons en âge de reproduction dans l'Atlantique central au moment où ils étaient censés se reproduire, phénomène qui devrait faire l'objet de recherches.

5) Le Comité recommande d'étudier en profondeur la pêcherie à la ligne à main du Maroc visant le thon rouge afin d'améliorer les évaluations. Les caractéristiques spéciales de cette pêcherie sont la pêche en profondeur et l'activité continue pendant toute l'année.

6) Afin de mieux évaluer la fiabilité des indices de CPUE, le Comité recommande d'examiner la distribution historique du thon rouge à travers les grandes classes de taille en révisant la littérature et en analysant les données issues du marquage à l'aide des marques conventionnelles, archives et pop-up de transmission par satellite dans le but d'identifier des schémas potentiels dans la couverture spatio-temporelle des différentes pêcheries quant à la distribution de la population.

7) Dans la mesure du possible, les effets des changements qui se sont produits dans les mesures réglementaires devraient être introduits de façon plus explicite dans les procédures pour standardiser les indices

de CPUE. La CPUE par âge devrait être calculée, lorsque c'est possible, afin de comparer les tendances spécifiques de l'âge à travers les différents indices et pour essayer d'évaluer la covariance inter-âge dans les pêcheries spécifiques.

8) Le Comité a observé que la plupart des indices d'abondance calculés pour les différentes pêcheries du thon rouge de l'Atlantique ont indiqué des effets spatio-temporels qui pourraient être attribués en partie à la variabilité environnementale. Les causes de cette variabilité peuvent comprendre des changements - à court et long terme, de petite et grande importance - dans le climat océanique et/ou des variations de la disponibilité des espèces proies dans une période et une zone géographique semblables. Le Comité recommande d'entreprendre des recherches pour documenter l'histoire de la pêche et de l'océanographie dans les zones où sont pratiquées les pêcheries du thon rouge de l'Atlantique. Ces recherches pourraient inclure la compilation d'une série climatologique océanique pour la zone et des informations associées à l'abondance d'espèces-fourrages telles que le hareng, les sardines, le thazard, les stromatés, le lançon et d'autres espèces. L'objectif est d'utiliser ces séries de données, lorsqu'elles existent, pour standardiser les indices d'abondance pour le thon rouge de l'Atlantique. Par ailleurs, si ces séries de données sont suffisamment étendues dans le temps et dans l'espace, elles pourront également être utilisées pour étudier les raisons des importants déplacements historiques qui ont été observés dans les zones d'abondance pour le thon rouge de l'Atlantique durant les cinq dernières décennies.

9) Effectuer les évaluations du stock, en particulier en utilisant les méthodes qui résistent au biais et à la variabilité des estimations des F-ratios, qui estiment l'abondance absolue des grands poissons (ou du moins les limites de ces estimations), et qui résistent aux déclarations incorrectes des captures et aux erreurs de détermination de l'âge de la capture.

10) Rassembler des données sur des questions qui permettront de meilleures estimations des F d'âges supérieurs, telles que la détermination de l'âge, les indices d'abondance séparés pour les âges supérieurs et pour le groupe plus, et/ou les expériences de marquage.

11) Poursuivre les recherches sur les méthodes permettant d'estimer de façon objective la variance des indices d'abondance, en particulier pour déterminer comment ces derniers sont utilisés dans la pondération des modèles de population.

12) Appliquer des techniques de prospection telles que les prospections aériennes (SBF) pour fournir des séries temporelles cohérentes de l'abondance relative pour les petits poissons.

13) Etablir un Groupe de travail sur la Méthodologie au sein du SCRS afin d'établir des protocoles pour les évaluations des stocks dans le but de standardiser les méthodes dans et entre les espèces.

13.3 Gestion

-- Atlantique Ouest

L'évaluation la plus récente du thon rouge de l'Ouest a montré en 1997 que la biomasse du milieu de l'année pour les âges 8 et supérieurs était égale à 14%-17% de l'estimation correspondante de 1975. Les projections fondées sur le rapport stock-recrutement de Beverton-Holt indiquent qu'une capture de 2.000 TM est soutenable; il y a également plus de 50% de probabilités qu'une capture annuelle de 2.500 TM ne puisse pas être soutenue et environ 10% de probabilité d'assister à une réduction importante en 2005 (en postulant qu'il soit possible d'exercer un taux de mortalité par pêche suffisamment élevé pour maintenir une capture constante de 2.500 TM lorsque le stock diminuera). D'autre part, si l'on accepte un rapport de stock-recrutement 2-line, la capture de 2.500 TM s'avère soutenable.

En 1997, la Commission a demandé de développer des options de rétablissement visant à obtenir des niveaux de biomasse reproductrice qui supportent la PME dans plusieurs périodes de temps. Si l'on prend une période de 20 ans, il est probablement difficile, dans le cadre du rapport stock-recrutement de Beverton-Holt, que ce stock atteigne ce niveau, même en l'absence de toute capture. Une capture constante de 2.000 TM permettrait un rétablissement de 1,5 fois sur 20 ans à environ 10% du niveau qui pourrait supporter la PME

d'environ 7.700 TM/an dans ce postulat. Ceci dit, avec le rapport 2-line, la biomasse reproductrice doublerait dans les 20 années suivantes et atteindrait un niveau d'environ 93% de la biomasse qui pourrait supporter la PME d'environ 2.800 TM/an dans ce postulat.

Le Comité a attiré l'attention sur le fait que si la Commission est satisfaite des 50% de probabilité d'obtenir une hausse nette en 20 ans de 20% de la taille du stock reproducteur, les projections fondées sur le rapport stock-recrutement de Beverton-Holt indiquent que le niveau actuel des prises devrait être limité à environ 2.000 TM. Si la Commission souhaite être raisonnablement sûre (c'est-à-dire avoir 90% de probabilité) de pouvoir au moins maintenir le statut quo, la capture devrait être réduite à environ 1.500 TM. En revanche, si l'objectif est d'atteindre plus rapidement (c'est-à-dire, dans une période de 20 ans) des niveaux qui produisent la PME, les captures actuelles devraient être considérablement réduites. Par contre, conformément au rapport stock-recrutement 2-line, si la Commission souhaite être raisonnablement sûre (c'est-à-dire avoir 90% de probabilité) de pouvoir au moins maintenir le statut quo, la capture devrait être réduite à environ 2.000 TM. Si l'objectif est d'obtenir, avec 50% de probabilité, des niveaux de biomasse supportant la PME dans les 20 ans, les captures actuelles ne devraient pas être réduites dans le cadre du rapport stock-recrutement 2- line.

Quand elle prend des décisions à partir de ces projections, la Commission doit être consciente qu'il existe de nombreuses sources d'incertitude (qui sont discutées dans le Rapport détaillé). Concrètement, (1) l'effet de mélange entre les stocks ne peut pas être prévu de façon fiable à partir des données disponibles; (2) des postulats doivent être formulés au sujet du rapport stock-recrutement afin de réaliser des projections à long terme pour la PME; et (3) la pondération relative qui doit être donnée aux informations d'entrée des taux de capture est particulièrement incertaine. Il s'ensuit que les niveaux futures de la ressource pourraient être supérieurs ou inférieurs à ceux qui figurent dans les projections. En conséquence, le niveau de la capture constante qui est soutenable à long terme (plus de 20 ans) ne peut pas être correctement déterminé avec les données mises à la disposition du Comité. Le Comité n'est donc pas en mesure de déterminer si les captures actuelles (1997) sont ou ne sont pas soutenables. Si les niveaux actuels de capture sont maintenus, il est peu probable que l'état du stock subisse des variations appréciables à court terme.

Il faut également souligner que l'état du stock et de la pêcherie de l'Atlantique Est peut avoir des conséquences négatives sur le rétablissement dans l'Atlantique Ouest à cause du mélange existant entre les deux stocks.

-- Atlantique Est

Le Comité a montré sa préoccupation au sujet de l'état des ressources de thon rouge de l'Atlantique Est au vu des résultats de l'évaluation et des prises historiquement élevées qui ont été obtenues en 1996-97 (supérieures à 40.000 TM).

Les projections indiquent que les niveaux de capture future qui seraient égaux ou supérieurs à 33.000 TM ne sont pas soutenables. Des captures égales ou inférieures à 25.000 TM arrêteraient le déclin de la biomasse. Il faut encore signaler que ces résultats pourraient même être optimistes car ils partent du principe que le recrutement futur se maintiendra au niveau moyen observé depuis 1981.

Au moment de prendre les décisions fondées sur ces projections, la Commission doit être consciente qu'il existe de nombreuses sources d'incertitude (discutée dans le Rapport détaillé).

Compte tenu de la hausse importante des prises obtenues depuis lors, qui sont combinées avec les résultats des analyses actuelles, le Comité estime qu'une réduction de 35% des prises par rapport aux niveaux de 1993 à 1994 (soit environ 25.000 TM) serait nécessaire pour éviter le déclin ultérieur du stock.

Le Comité s'est montré préoccupé par la grande capture de petits individus et a recommandé de mettre tout en oeuvre pour que les mesures actuelles portant sur la limite de la taille de 6,4 kg soient respectées. Le Comité a rappelé qu'il fallait prendre des mesures efficaces pour éviter les captures de poisson d'âge 0 (< 1,8 kg) et pour ne pas autoriser de tolérance dans le pourcentage (en nombre) de poissons d'âge 0 dans les débarquements.

Il faut également indiquer que l'état du stock et de la pêcherie de l'Atlantique Est peut avoir des conséquences négatives sur le rétablissement dans l'Atlantique Ouest à cause du mélange existant entre les deux stocks.

14 Adoption et clôture

Le Rapport a été adopté le 24 septembre 1998 et on a décidé que le Secrétariat introduirait toutes les modifications et corrections présentées par les scientifiques au moment de l'adoption. Il a également été décidé que le Rapport serait envoyé aux participants à l'Evaluation du Stock, en soulignant tous les changements, et qu'il serait distribué au SCRS de 1998.

Au moment de la clôture, le Dr Powers, en tant que Président du SCRS, a remercié tous les scientifiques de leur excellente collaboration pendant les deux semaines de travail intense qui ont donné lieu à de longues sessions et d'intéressants débats. Il a réitéré sa gratitude au nom des scientifiques du SCRS à l'attention des autorités italiennes, aux Dr Di Natale et au Dr Costa de l'Aquarium de Gênes qui ont organisé cette réunion. Le Dr Powers a également remercié le personnel du Secrétariat pour sa précieuse collaboration.

La Session d'Evaluation du Stock du Thon Rouge a été clôturée le jeudi 24 septembre à 3h30 du matin.

RÉFÉRENCES

- Baglin, R.E. 1982. Reproductive biology of western Atlantic bluefin tuna. Fish. Bull. 80(1): 121-134
- Cort, J.L. 1996. Mercado de atun rojo en el Atlantico y Mediterraneo. Implicaciones en las actuales medidas de gestion. Biol. Mar. Medit 3: 289-293
- Chen, S., and S. Watanabe. 1989. Age dependence of natural mortality coefficient in high population dynamics. Nippon Suisan Bakkaisshi 55: 205-208.
- Evans, G. T., and J. C. Rice. 1988. Predicting recruitment from stock size without the mediation of a functional relation. J. Cons: Int. Explor. Mer 44: 111-112.
- Frade, F. and S. Manaças. 1933. Sur l'état de maturité des gonades cher le thon rouge genétique. Travaux. de la Station de Biologie Maritime de Lisbonne 33: 1-5.
- Frade, F. and H. Vilela. 1962. Le thon rouge et le germon (*Thunnus thynnus* L.) et Germon alalunga (Bonn.). Morphologie, biologie et pêche. Junta de Investigações de Ultramar, Lisboa. 92pp.
- Mather, F.J., Jr., J.M. Mason, A.C. Jones. 1995 Historical document: Life history and fisheries of Atlantic bluefin tuna. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFSC 370: 162 pp.
- Rodriguez-Roda, J. 1967. Fecundidad del atun, *Thunnus thynnus* (L.) del sur de Espana, en la compana almadradera del ano 1966. Invest. Pesq. 31(1): 33-52.
- Scaccini, A. 1965. Biología e pesca dei tonni nei mari italiani. Min. Marina Mercantile, Direzione General della Pesca Marittima, Rome, Memoria N. 12: 1-101.
- Sella, M. 1929. Biología e pesca del tonno (*Thunnus thynnus* L.) – Atti del Convegno de Biología Marina applicata alla pesca. Messina 1928. 1-32.

INFORME
SESIÓN DE EVALUACIÓN DE STOCK DE ATÚN ROJO
DEL SCRS DE ICCAT
(Génova, Italia, 14 a 23 de septiembre de 1998)

1. Apertura

La Sesión de Evaluación de Stock de Atún rojo del SCRS de ICCAT se celebró en el Hotel Savoia Majestic en Génova, Italia, en respuesta a una invitación del Gobierno de Italia y del Acuario di Genoa, y organizada por el Dr. Antonio di Natale. La Cuarta Reunión del Grupo de Trabajo Conjunto *Ad Hoc* CGPM/ICCAT sobre Stocks de Grandes Peces Pelágicos en el Mar Mediterráneo tuvo lugar durante un período de seis días, en el mismo lugar, con anterioridad a la Sesión.

La reunión fue inaugurada por el Dr. Joseph Powers, presidente del SCRS. Agradeció al Dr. Di Natale la organización de la Reunión en Génova y manifestó su satisfacción por el agradable lugar en que ésta se desarrollaría.

2. Elección de presidente y disposiciones para la reunión

Durante la sesión se acordó que el Dr. Powers, presidente del SCRS de ICCAT, actuaría de presidente en la Sesión de evaluación de Stock. Después se pasó a la designación de relatores de los puntos específicos del Orden del día. Estas disposiciones fueron aceptadas por los participantes. La lista de relatores se muestra a continuación:

Apertura y elección de Presidente	J. Powers
Examen de la Reunión CGPM/ICCAT	P. Miyake
Examen de las Recientes Tendencias en las Pesquerías	J. Mejuto y J. Porter
Estadísticas de Captura	P. Miyake
Parámetros Biológicos	J. Porter y A. Astudillo
Índices de Abundancia Relativa	N. Miyabe
Influencias del Medio Ambiente	J. Pereira
Evaluaciones y Métodos	L. Kell y G. Scott
Previsiones	V. Restrepo
Efectos de las Medidas Regulatorias	B. Liorzou y J. Porter
Recomendaciones:	
Investigación y Estadísticas	J. Porter
Ordenación	J. Powers
Adopción y Clausura	P. Miyake

Además, se solicitó a la Dra. Pamela Mace que coordinara la respuesta de las Sesiones al cuestionario sobre el enfoque precautorio que el Comité *Ad Hoc* sobre el Enfoque Precautorio requería de todos los Grupos de trabajo del SCRS sobre las especies.

El Orden del día provisional, que había sido circulado con anterioridad a la Sesión, se adoptó con ligeras modificaciones, y en el entendimiento de que las subsecciones en Índices de Abundancia Relativa y Evaluaciones tendrían una considerable flexibilidad. El Orden del día, tal como fue aceptado, se adjunta en **Apéndice 1**.

Todos los participantes procedieron a efectuar su propia presentación. La Lista de Participantes se adjunta en **Apéndice 2** a este Informe.

Los documentos presentados a la Sesión se relacionan en el **Apéndice 3**.

3. Examen de la Reunión CGPM/ICCAT de septiembre de 1998

El Comité examinó el Informe adoptado por el Grupo de Trabajo Conjunto *Ad Hoc* CGPM/ICCAT sobre Stocks de Grandes Peces Pelágicos en el Mar Mediterráneo, que se reunió en Génova los días 7 a 12 de septiembre de 1998, inmediatamente antes de la Sesión de Evaluación de Stock de Atún Rojo del SCRS de ICCAT. El Informe contenía numerosas recomendaciones importantes respecto a las estadísticas del atún rojo mediterráneo. Se hizo especial hincapié en lo siguiente:

- El Comité reiteró la recomendaciones de aceptar las revisiones a la base de datos histórica propuesta por Croacia, Francia, Italia, Marruecos y Túnez, de acuerdo con los criterios establecidos por el SCRS para tales revisiones.
- El Comité aceptó los procedimientos propuestos por el Grupo de trabajo para actualizar las estadísticas recientes y la captura por clases de talla (particularmente para Italia, que había sido totalmente rehecha para 1990-1997).
- El Comité observó que muchos países requerían revisiones de la captura, principalmente desde 1990 y 1991, y que casi todas ellas suponían incrementos. El Grupo de trabajo expresó su preocupación por cuanto a que tales revisiones eran sólo parte de las series temporales, e implicaban posibles inconsistencias en la precisión de las series temporales (antes y después de las revisiones). El Grupo de trabajo recomendó tener en cuenta estas posibles inconsistencias en el momento de evaluar los stocks. Se observó que también podrían ser necesarias las revisiones para otros países. El Grupo de trabajo observó que podría existir un sesgo similar en las historias de capturas de otros países.
- El Comité manifestó su satisfacción por cuanto muchas capturas a las que previamente se les había asignado el epígrafe de "no incluidas en otra parte" (NEI)¹, están actualmente incluidas en la mayoría de las capturas nacionales (Se debate más ampliamente en la Sección 5).

4. Examen de las recientes tendencias en las pesquerías

El atún rojo se captura en todo el océano Atlántico y en el mar Mediterráneo. En los años recientes se ha realizado una mejor información sobre las capturas, particularmente en el Atlántico este y en el mar Mediterráneo: un mayor número de países comunican las capturas en el Atlántico este (incluyendo el Mediterráneo), y algunos países han iniciado la revisión de sus datos históricos. Algunas de estas revisiones han sido amplias (SCRS/98/8, y el Informe del Cuarto Grupo de Trabajo Conjunto *Ad Hoc* CGPM/ICCAT sobre Stocks de Grandes Peces Pelágicos en el Mar Mediterráneo, Génova, 7 a 12 de septiembre de 1998); las capturas de 1995 comunicadas para el Atlántico este y el Mediterráneo en 1996 (39.331 t) son ahora superiores en un 12% (44.050 t).

Las capturas totales comunicadas en 1997 fueron 43.466 t (2.154 t del Atlántico oeste, 13.134 t del Atlántico este, y 28.121 t del mar Mediterráneo), un descenso del 10% en comparación con las capturas

¹ Not Elsewhere Included.

informadas de 1996. Los niveles de captura (desembarques y descartes) por año, país y arte se facilitan en la **Tabla 1**.

4.1 *Stock del Este (Atlántico este incluyendo el Mediterráneo)*

El atún rojo ha vivido en el Mediterráneo durante muchos siglos. Actualmente hay un grupo muy numeroso de países implicados en la pesquería del atún rojo (**Tabla 1**). Las capturas comunicadas en el mar Mediterráneo fueron de 28.121 t (un 18% inferior al nivel comunicado para 1996, que fue el más alto registrado). Los artes principales son el cerco (70%), palangre (19%), almadrabas (1%) y otros (10%). Las capturas comunicadas para el Atlántico este fueron de 13.134 t (13% por encima del nivel comunicado para 1996, que también fue el más alto registrado). Los artes principales fueron almadrabas (34%), cebo (27%), palangre (31%), cerco (6%) y otros artes (2%). Los países, entidades, y entidades pesqueras presentes en la reunión dieron un breve repaso a las recientes tendencias de sus pesquerías de atún rojo, como sigue:

Taipei Chino: la pesquería de atún rojo de Taipei Chino en el Atlántico este y el mar Mediterráneo en 1997 y 1998 fue básicamente la misma que en 1996. El número de barcos con licencia para pescar atún rojo en este área aún estaba controlado en 14 barcos, como en 1996, en cumplimiento de las medidas de conservación de ICCAT. La temporada de pesca estaba aún sujeta a la veda anterior al 31 de mayo, también en cumplimiento de las regulaciones de ICCAT. Las capturas totales de atún rojo fueron de 504 t en 1997 y 455 t en 1998, de las cuales 278 t en 1997 y 105 t en 1998 habían sido obtenidas en el mar Mediterráneo. La captura de atún rojo del Mediterráneo ha mostrado recientemente una tendencia decreciente. Se calcularon las capturas basándose en los documentos que requiere el Programa de Documento Estadístico ICCAT para el Atún Rojo.

Croacia: durante los últimos años, la pesquería croata de atún rojo en el Mediterráneo ha sido similar a la de años anteriores, en cuanto a capturas, artes y barcos. En consecuencia, las capturas anuales se encuentran a un nivel superior a 1.000 t, obtenidas principalmente con cerco. Además, en los años recientes se han desarrollado granjas para atún rojo, empujadas principalmente por la demanda del mercado japonés. Es urgente que el incremento diario de peso del atún rojo sea determinado por métodos científicos, dado que el Programa de Documento Estadístico ICCAT para el Atún Rojo contiene generalmente información sobre los pesos totales en la captura. Esto podría causar malentendidos en los futuros análisis debido a que las estadísticas oficiales, que generalmente se comunican a la Secretaría de ICCAT, muestran el peso a la captura, y no el peso en el momento de la recolección. El SCRS/98/45 aporta los resultados de la investigación llevada a cabo con el fin de evaluar el nivel real de las capturas.

Desde enero de 1988, la administración croata ha estado implicada en un amplio compromiso de registro de todos los barcos pesqueros y sus artes, de acuerdo con una nueva ley de pesquerías marinas. Croacia también está aplicando este proceso de registro a la reducción del número de licencias para los barcos de cerco y palangreros dirigidos al atún. Este asunto está en etapa de preparación para la implementación de cuotas de atún rojo, dado que Croacia tiene que reducir el número anterior de barcos con licencia y de esta forma facilitar licencias suficientes para los barcos operativos. De otra forma, los pescadores no tendrían una cuota individual suficiente para su supervivencia económica. El número de licencias de pesca para túnidos se reducirá a casi la mitad del número anterior. Desafortunadamente, hasta ahora Croacia no había organizado un seguimiento de la pesquería marina o un sistema estadístico para registrar los desembarques. Por tanto, no siempre es posible facilitar todos los datos a la Secretaría de ICCAT. No obstante, para cada solicitud de datos es absolutamente necesario llevar a cabo un estudio sobre tal cuestión o demanda en particular. A pesar de estas dificultades, Croacia está haciendo todo el esfuerzo posible para facilitar por lo menos los datos de captura. Esta tarea se encuentra actualmente en proceso, y continuará y se ampliará hasta que el esquema estadístico esté totalmente implementado. Se ha alcanzado una buena cooperación con los pescadores croatas para la recolección de datos, así como para la implementación de las medidas de conservación esenciales.

Francia: aunque actualmente se está incrementando en el Mediterráneo la actividad de los barcos pesqueros, tanto deportivos como profesionales de pequeño porte, el atún rojo se obtiene principalmente en este área por cerqueros profesionales. En 1997, operaba un número total de 33 cerqueros durante todo el año, pero

principalmente entre marzo y octubre, desde Provence al sur de las Islas Baleares. Algunos pequeños cerqueros que generalmente capturan anchoa y sardina aprovecharon la presencia de túnidos próximos a sus puertos nacionales para cambiar sus redes y perseguir atún rojo. A lo largo del año, generalmente hay tres estaciones pesqueras: (1) desde marzo a mediados de mayo en el Golfo de Lyon, y frente al norte de Cataluña, donde la mayor parte de los ejemplares de atún rojo capturados pesaban entre 12 y 50 kg; (2) durante la temporada de desove de grandes túnidos en torno a las Islas Baleares, lo que tiene lugar desde mediados de mayo hasta mediados de julio; y (3) desde septiembre hasta finales de año, cuando la actividad de los cerqueros se concentra en la misma zona de la primera temporada y, también, en algunos años, a lo largo de la costa de Provence a Liguria, donde el atún rojo es en general más pequeño que en el oeste de la cuenca occidental del Mediterráneo.

Las redes utilizadas por estos cerqueros miden entre 1400 y 1800 metros de longitud, y de 180 a 240 metros de ancho, dependiendo del porte del barco. La configuración de la red es la misma que la española. En una operación se pueden capturar 60 t de peces y, excepcionalmente, aún más.

Desde 1992 a 1997, las capturas de atún rojo revisadas para el Mediterráneo fueron de 7.346 t, 6.965 t, 11.803 t, 9.494 t, 8.547 t y 7.701 t, respectivamente. Algunas especies secundarias (tales como atún blanco, bonito, melva, castañeta, pez espada y tiburones) también se capturan en esta zona con todos los artes, pero en cantidades insignificantes en relación a las capturas de atún rojo.

También se obtiene atún rojo en el Atlántico norte este (Golfo de Vizcaya) con algunos artes. Un cierto número de barcos de cebo persiguen esta especie, y sus capturas ascendieron a 134 t en 1997. Otras capturas atlánticas son las secundarias procedentes de 32 redes de enmalle que persiguen atún blanco, y del arrastre epipelágico, con niveles de captura de 2.8 y 57.1 t, respectivamente. Otros artes sin clasificar persiguen atún rojo en este área, con capturas que representan en torno a 75 t.

CE-Grecia: la situación en el Mediterráneo este, que es explotado principalmente por flotas griegas, ha cambiado en los años recientes. La pesquería de atún rojo tiene lugar principalmente en el norte y zona central del mar Egeo y, con menor intensidad, en el sur de los mares Egeo y Jónico. Típicamente, la pesquería de atún rojo de Grecia se llevaba a cabo sobre una base oportunista, pero desde 1993 ha experimentado un rápido desarrollo debido a un creciente interés del mercado. No existe información sobre el estado actual de la pesquería, en la cual están implicados numerosos barcos (300 a 400), de diferentes tipo y portes, y que utilizan diversos artes de pesca. También hay muchos puertos de desembarque que no son objeto de seguimiento. El arte más común en la pesquería es la liña de mano y, raramente, palangre de deriva. Un pequeño número de cerqueros operó en la pesquería de atún rojo en el norte del mar Egeo durante la última década. También hay información en cuanto a que las recientes modificaciones introducidas en los artes en la pesquería de pez espada se han traducido en fuertes capturas secundarias de atún rojo, que frecuentemente es descartado al mar, especialmente en verano, cuando la demanda de mercado es muy escasa. Estos rápidos cambios en la pesquería griega se traducen en una subestimación de las capturas en los años 1993 a 1995.

La temporada de pesca tiene lugar principalmente desde octubre a mayo, debido a la demanda del mercado. El Ministro griego de Agricultura ha introducido recientemente una serie de regulaciones cuyo objetivo es el seguimiento del número de barcos implicados en grandes pesquerías pelágicas.

CE-Italia: la pesquería de atún rojo tiene lugar en el mar Mediterráneo, y en todos los mares italianos, con diversos artes y métodos de pesca. En los años más recientes, varios barcos se cambiaron de un mar a otro (en el Mediterráneo), con una alta movilidad que ha afectado a la distribución de las estadísticas de captura.

En Italia hay un grupo de investigación que comprende 10 institutos que trabajan permanentemente sobre grandes peces pelágicos, con un proyecto coordinado que utiliza fondos del General Directorate for Fisheries, con el objetivo de hacer un seguimiento de las capturas, desembarques, frecuencias de talla y datos biológicos de los diversos sectores. Además, cada grupo tiene deberes específicos concerniente a diversos aspectos de la biología, reproducción, crecimiento, distribución de larvas, alimentación, genética, parásitos y unidades de stock. Los resultados de la investigación son comunicados por cada instituto a la General Directorate for Fisheries y se presentan en reuniones científicas. Los documentos presentados en estas reuniones por los investigadores italianos se convierten en documentos oficiales del proyecto coordinado.

El Grupo llevó a cabo una revisión intensiva de las estadísticas de captura de atún rojo en el mar Mediterráneo durante el período 1990-1997. Por ejemplo, las capturas de 1995, comunicadas en 1996, ascendían a 4.793 t, que tras la revisión en 1998 se han convertido en 7.063 t (SCRS/98/8).

CE-Portugal: las capturas portuguesas de atún rojo se obtienen principalmente con tres artes: cebo, palangre y almadrabas. Otros artes capturan cantidades de menor importancia, principalmente incidentales.

Las capturas de atún rojo obtenidas por las flotas de cebo, que operan en torno a Madeira y Azores, son bastante variables entre años y están relacionadas con la abundancia de atún rojo en la proximidad de las islas. El gran incremento de abundancia de atún rojo de gran tamaño alrededor de las islas, que se ha observado en años recientes, se refleja en las capturas de cebo. En 1997, los barcos de cebo capturaron 340 t al redor de Madeira y 107 t en la zona de Azores, durante el primer semestre del año.

Desde 1990, ha estado operando una flota de tres palangreros en el Atlántico este y en el Mediterráneo, que han capturado una media de 300 t por año. El Mediterráneo ha sido la principal zona pesquera de esta flota pero, en 1997, la captura tuvo lugar principalmente en el Atlántico este. Se capturó un total de 282 t de atún rojo durante 1997, pero sólo 37 t provenían del Mediterráneo.

Una almadraha ha estado activa en el sur de Portugal desde 1995. En 1997, la captura de atún rojo obtenida por esta almadraha fue de 19 t.

CE-España: las capturas españolas de atún rojo en el Mediterráneo ascendieron a 2.205 T, cantidad que representa una reducción del 17% en relación con el año anterior (2.588 t) y una reducción de un 22% en comparación con la captura anual media de los últimos cinco años. El esfuerzo pesquero también decayó debido a la implementación de regulaciones respecto a la veda de cerco y de talla mínima.

La pesca del atún rojo se lleva a cabo en el Mediterráneo con cerco, palangre de superficie, liña de mano, almadraha, barcos de cebo y otros artes de superficie. Es una pesquería estacional que tiene lugar de abril a octubre.

La pesquería de cerco en el Mediterráneo ha permanecido estable en número de barcos (6) y ha reducido el esfuerzo de pesca en número de días en la mar y número de días de pesca. Las capturas (1.172 t) han descendido en un 30% en relación al año anterior (1.675 t). Las capturas de la liña de mano ascendieron a 69 t, lo que representa una disminución en relación a las 106 t del año anterior. Las capturas de palangre de superficie se cifraron en 296 t en 1997, y las capturas de palangre "estilo japonés" se incrementaron a 576 t. Se confirmó una tendencia al descenso en la pesquería de superficie, en particular de juveniles; las capturas descendieron a 29 t, y estaban compuestas por peces con pesos muy próximos a la talla mínima (6,4 kg).

Las pesquería española de almadraha mantuvo dos unidades operativas en el mar Mediterráneo, sin capturas de atún rojo en 1997.

La captura española de atún rojo en el Atlántico este (con exclusión del mar Mediterráneo) se lleva a cabo con almadraha, cebo y, en años recientes, con liña de mano. Las cuatro almadrabas capturaron 2.723 t en 1997, cifra que representa un incremento del 56% en relación al año anterior, y en torno a un 47% de incremento en relación a la captura media anual de los últimos cinco años. Las capturas de cebo fueron de 2.957 t (2.742 t en el Golfo de Vizcaya, y 215 t en la región española el Atlántico sur). Las capturas de la liña de mano ascendieron a 161 t. La pesquería de liña de mano se está desarrollando en nuevos caladeros, cerca del Estrecho de Gibraltar, en julio y agosto. Esta pesquería persigue grandes peces post-freza.

CE-Reino Unido: en 1997 se obtuvo menos de una tonelada de atún rojo como captura fortuita de la pesquería de atún blanco.

Guinea Ecuatorial: los delegados que representaban a Guinea Ecuatorial comunicaron que no tenían capturas de atún rojo (no obstante, véase la Sección 5).

Japón: Japón comenzó en 1972 la pesca de atún rojo en el Atlántico este y en el mar Mediterráneo

con arte de palangre. La captura tiene lugar en marzo, en aguas de alta mar o próximas a la costa de Gibraltar, y persiguen grandes atunes rojos en condición pre-freza, que parecen migrar al Mediterráneo para desovar. Algunas de las flotas siguen al cardúmen y operan en el Mediterráneo, aunque otras continúan operando en el Atlántico. En el Mediterráneo, los principales caladeros se localizan en torno a las Islas Baleares y en el sur de Italia. Se ha prohibido la actividad pesquera durante los meses de junio y julio para cumplir las regulaciones de ICCAT sobre el atún rojo. La captura anual fue de 765 t en 1996 y 185 t en 1997. La pesca en aguas próximas a Gibraltar termina normalmente a finales de junio. No se captura atún rojo hasta que la flota da por terminadas sus operaciones en el oeste de Irlanda a finales de agosto. A partir de ese mes, el caladero se desplaza hacia el noroeste, hacia el sur de Islandia. Algunos barcos faenaron en aguas frente a Islandia. El grueso de la captura está compuesto de peces de tamaño mediano a grande, con un promedio de peso en torno a los 150 kg. Después de octubre, la flota se desplaza hacia el sudoeste (35°-45°N y 35°-45°W), y opera hasta diciembre. La captura anual en el Atlántico este (incluyendo el Mediterráneo) fue de 3.341 t y 3.013 t en 1996 y 1997 respectivamente.

Libia: el atún rojo y especies afines representan una gran parte de la pesquería de Libia en el Mediterráneo. Esta pesquería existe desde tiempos remotos a lo largo de la costa oeste del país. La captura de atún rojo mediante almadrabas fijas ("Tonnara") se remonta a 1919, cuando había en activo 19 almadrabas diferentes, en general durante finales de la primavera y principios de verano. En los años recientes, ha disminuido el número de almadrabas, así como el de peces capturados. No obstante, se han introducido nuevos métodos de pesca en los últimos años, concretamente cerco y palangre. En 1997, la captura total libia de atún fue de 148 t, de las cuales 103 correspondían a atún rojo y 45 t a pequeños túnidos. Desde entonces, han entrado en la pesquería dos palangreros libios, que han estado activos en aguas del país en 1998. Las capturas totales se comunicarán durante el año productivo de 1998.

Malta: el atún rojo se captura en el mar Mediterráneo. La temporada de pesca en Malta se inicia en mayo y dura hasta julio. El reciente incremento en los desembarques de atún rojo coincide con una mayor demanda del mercado japonés en 1989. Los desembarques se incrementaron de 49 t en 1990 a 353 t en 1994. El descenso de los desembarques durante las tres temporadas últimas podría atribuirse a la importante presencia de cerqueros dedicados al atún frente a Malta.

En 1998, el atún fue perseguido por 52 barcos de cometidos múltiples, de más de 10 metros de eslora, (< 20 m) que implicaban a unos 150 pescadores a tiempo completo y a tiempo parcial. Los desembarques totales fueron de 244 t, de las cuales 109 t (el 45 %) se destinaron a la exportación. El arte empleado era el palangre de deriva de superficie con cebo de carita atlántica y/o calamar de Japón. El número máximo de anzuelos por liña de palangre es de 2.500, y este dato depende principalmente del porte del barco. Las liñas se despliegan por la tarde y esta operación termina normalmente en torno a las 8 de la tarde, que los pescadores consideran es la mejor hora para que piquen los peces. Se empiezan a halar las liñas a partir de las 10:30 de la noche.

La pesca se realiza hacia el oeste, sur y este de Malta, entre los paralelos 35 y 36. A comienzos de la temporada (mayo), el esfuerzo se ejerce principalmente en el área sudoeste de la región y posteriormente hacia el este, de acuerdo con los movimientos habituales del atún rojo. La temporada termina en julio. Las principales zonas de desembarque son los puertos de Marsaxlokk, St. Paul's Bay y Marsascala en Malta, y los de Mgarr y Marsalforn en Gozo.

Marruecos: en 1997, las capturas totales comunicadas ascendieron a 2.603 t, de las cuales el 25 % provenía del Mediterráneo. Se informó de un incremento en torno al 50 % en relación al promedio de capturas del período 1994-1996. En 1997, se capturaba atún rojo principalmente con tres métodos. Un total de 5 almadrabas (2 de las cuales están en el mar Mediterráneo) obtienen el 40 % de las capturas totales de atún rojo, que ascendieron a 1.197 t. Alrededor de 100 barcos artesanales de liña e mano obtienen el 30 % de las capturas (500 t al año) de atún rojo grande. Unos 250 cerqueros están pescando en el Atlántico este y el atún rojo capturado generalmente pesa < 70 kg.

Túnez: la pesquería de grandes pelágicos en general, y la de pez espada y atún rojo en particular, están adquiriendo mayor importancia cada día para la economía de Túnez. En general, el atún rojo se exporta.

El atún rojo ha sido capturado durante mucho tiempo en aguas de Túnez, con almadras caladas a lo largo de la costa. Sin embargo, tan sólo dos siguen activas, una en el norte y otra en el sudeste. Además, persiguen atún rojo unos 60 cerqueros, y también se emplea la liña de mano. La captura de 1997 fue de 2.200 t.

Turquía: en 1997, los atunes rojos se capturaron en marzo-noviembre, y en 1997 la mayor intensidad de pesca correspondió a marzo, abril y mayo. La captura comunicada de atún rojo en 1997 fue de 503 t. En general, las capturas turcas de atún rojo parecen estar subestimadas.

Los caladeros están situados en torno a Canakkale, Bozcaada y Gökçeada en el Golfo de Saros (norte del mar Egeo), y en torno a Ayvalık y İzmir (mar Egeo central) y en las bahías de Antalya y Iskenderun en el mar Mediterráneo.

Desde el 14 al 24 de julio, se llevó a cabo en aguas de Turquía una prospección sobre larvas de atún rojo y otras especies afines en el mar Egeo (incluyendo el norte y sur del mar Egeo) dentro del marco del Programa ICCAT Año del Atún Rojo (BYP).

4.2 *Stock del Atlántico Oeste*

Canadá: los desembarques nominales canadienses de atún rojo en 1997 fueron de 504.5 t, quedando 48.1 t de la cuota sin capturar. No es raro que Canadá deje una parte de su cuota sin capturar, debido al complicado sistema nacional de asignación de cuotas (SCRS/98/41). Además, los observadores en la mar estimaron aproximadamente 6 t de descartes de atún rojo muerto de la pesquería de prueba dirigida al pez espada. Esta es una estimación mínima de los descartes; se están haciendo esfuerzos para poder estimar en los años futuros el total de descartes de la flota.

La pesquería más importante desde 1988 ha sido el barrilete ("tended line") en Hell Hole entre Browns y Georges Bank (180 km al sudoeste de Nova Scotia), si bien en los años recientes su importancia ha disminuido de forma marcada a un 22 % de los desembarques de Canadá (del 70 % a comienzos de los años 90). Además, la pesquería de Hell Hole está mucho más dispersa en el espacio que en los años pasados. La CPUE ha venido declinando en años recientes, y se encuentra a un nivel muy inferior que el que había a comienzos de la pesquería en 1988 (SCRS/98/42). En 1997, el 20 % de la captura de Canadá provenía del Gulf of St. Lawrence. Esta cifra representa el nivel de captura que se observó durante los años 90. Los niveles de CPUE que se observan en la actualidad son mucho más bajos que los de la CPUE de principios de los años 80 (SCRS/98/42). También se obtuvieron capturas adicionales de las almadras de St. Margaret's Bay (59 t) de la pesquería de caña y carrete frente al nordeste de Nova Scotia (69 t), y de un nuevo caladero frente a Halifax (84 t). En Bay of Fundy, se obtuvieron 55 t con arpón eléctrico; estos peces son similares a los de Hell Hole en cuanto a distribución de tallas y esquemas de CPUE (SCRS/98/42). En 1997, se obtuvieron 21 t en la pesquería de barrilete en The Tail of the Grand Banks, Newfoundland; esta pesquería ha mostrado fluctuaciones marcadas en los años recientes, debido principalmente a un menor esfuerzo en la pesquería de peces demersales y a la presencia irregular en los caladeros de alta mar.

Japón: la temporada pesquera de palangre de Japón se inicia en octubre. La talla de los peces capturados tiende a ser mayor al comienzo, y va decreciendo según avanza la estación. El grueso de las capturas está compuesta por peces de talla mediana. La temporada alta para esta zona se extiende de mediados de diciembre a enero. Han tenido lugar algunos cambios en los caladeros desde 1989, cuando esta pesquería se retiró de aguas estadounidenses. Las principales zonas de pesca se encuentran ahora en el extremo este del Atlántico occidental, incluyendo aguas canadienses. También se persigue patudo dependiendo del lugar y la temporada. Debido a la regulación (cuota para seguimiento científico), se ha restringido el número de barcos autorizados a faenar, y la pesquería normalmente detiene sus actividades en enero, una vez se ha alcanzado la cuota. La captura en 1997 fue de 329 t.

Reino Unido (Bermuda): el delegado del Reino Unido informó al Comité que hablaba en nombre de los Territorios de Ultramar del Reino Unido que habían accedido a ICCAT. De estos, sólo Bermuda capturaba

atún rojo en la actualidad. Esta pesquería tenía lugar en el Atlántico oeste, principalmente en la Zona Económica Exclusiva de Bermuda. Todos los barcos de la pesquería eran palangreros y por tanto los desembarques de atún rojo (2 t en 1997) se encontraban muy holgadamente dentro de la cuota permitida por ICCAT. También existía la posibilidad de algunos desembarques de atún rojo de muy escasa entidad por las pesquerías deportivas, pero también estaban dentro de la cuota.

Estados Unidos: las capturas de la mayor parte de las pesquerías se habían mantenido relativamente estables durante los tres últimos años de capturas informadas (1995-1997) debido en gran parte a los efectos de la regulación. Sin embargo, las pesquerías de caña y carrete mostraron algunas variaciones. Las capturas estimadas de caña y carrete para atún rojo inferior a 145 cm LJFL descendieron de los niveles de 1995 y 1996 (260 t y 355 t, respectivamente) a 176 t, mientras que las capturas de peces de 145 cm y superiores se incrementaron en relación a los niveles de 1995 y 1996 (584 y 485 t) a 724 t, debido en parte a un incremento en las capturas de peces comprendidos en el rango de 145-177 cm. Los descartes estimados de palangre continuaron descendiendo en relación al nivel de 1995 (134 t) a 37 t (de las cuales se informó que 6 t provenían del Golfo de México) y los descartes de caña y carrete se estimaron en 14 t (11 de las cuales estaban comprendidas en el rango de 145-177 cm, y los restantes peces eran inferiores a 145 cm).

La pesquería con fuertes tasas de captura frente a North Carolina en invierno desembarcó unas 63 t (incluidas más arriba) de las cuales la mayoría de los peces se hallaba en el rango de los 145-177 cm. Los desembarques de peces mayores fueron escasos debido en parte a las regulaciones que limitan las capturas a un ejemplar por barco y año. En 1998, tras una o dos semanas de capturas escasas, no se hallaron más peces en el área y la pesquería no llegó a desarrollarse. Aunque los lugares de captura han variado entre y dentro de los años, se cree que han influido en el cambio aparente de la distribución las inusuales condiciones medioambientales, que quizá incluyen una temperatura más fresca del agua que en años recientes.

5. Estadísticas de captura

La Secretaría presentó la **Tabla 1** que contenía las capturas de atún rojo atlántico y estadísticas de desembarque por región, país/entidades/entidades pesqueras y por artes de pesca, 1950-1997. Los datos incluían todos los cambios adoptados en la Reunión Conjunta CGPM/ICCAT relativa a las estadísticas del Mediterráneo y parte del océano Atlántico. El Comité estudió más en detalle esta tabla e introdujo una ligera modificación para 1997, año para el cual se hicieron disponibles datos nuevos. Fueron aprobados los datos de captura de la Tarea I, tal como se informa en la **Tabla 1** y la **Figura 1**. Los datos de la Tarea I empleados en las evaluaciones de stock de 1996 se comparan con la nueva base revisada que se muestra en la **Figura 2**.

El Sr. A. Astudillo, de la Delegación de la Comunidad Europea, solicitó posteriormente que se diera la consideración debida a las revisiones propuestas por Grecia a sus capturas de atún rojo desde 1991 hasta 1997, para lo cual se presentó una nueva serie de datos, así como una explicación sobre los cambios propuestos. El Comité observó que estos datos se habían recibido bastante tiempo después de la fecha límite establecida para tales modificaciones, e incluso después de la ampliación de la fecha límite, ampliada excepcionalmente para Grecia, y que la tabla de captura por clases de talla para el atún rojo del Mediterráneo ya estaba creada cuando se recibieron los datos. Asimismo, la explicación no era totalmente adecuada, y nadie de Grecia había participado en la reunión para aportar explicaciones respecto a los cambios. Dado que los cambios propuestos tendrían un efecto insignificante sobre la evaluación del stock, el Comité decidió que la evaluación de stock se llevaría a cabo sin la revisión de los datos griegos. También consideró que si la revisión se presentaba antes de la próxima reunión del SCRS en 1998, con una explicación idónea, la propuesta podría ser sometida a consideración.

El Comité examinó las estadísticas incluidas en la categoría de "No incluidas en otra parte" (NEI), en términos de la Recomendación de la Comisión de 1997 (Anexo 5-3 a las Actas de 1997). La **Tabla 8** del Informe del Grupo de Trabajo Conjunto *Ad Hoc* CGPM/ICCAT sobre Stocks de Grandes Peces Pelágicos en el Mar Mediterráneo (Génova, septiembre de 1998) describía las estimaciones de las nuevas capturas NEI (estimaciones de capturas no comunicadas). El Comité manifestó su satisfacción por cuanto numerosos países habían llevado a cabo revisiones estadísticas, las nuevas series de datos habían sido aceptadas por el Comité para la mayoría de las Partes Contratantes, y, para la mayor parte de las Partes Contratantes, habían desaparecido

las exportaciones cuyas cifras superaban a las de captura. Los únicos Partes Contratantes que tenían categorías NEI eran España, Guinea Ecuatorial y la República de Guinea. En el caso del palangre español en el Mediterráneo, la evidencia muestra que tales capturas no fueron realmente obtenidas por barcos con pabellón español, y que estaban equivocadamente relacionadas en los Documentos Estadísticos para el Atún Rojo. Además, estas capturas parecen no haber sido reseñadas por los países abanderantes, y por tanto se decidió mantenerlas en el epígrafe de NEI. Se había exportado a Japón un importante volumen de atún rojo capturado por barcos con pabellón de Guinea Ecuatorial y de la República de Guinea, según los DEAR². Además hay pruebas positivas de que tales barcos estuvieron pescando atún rojo en el mar Mediterráneo. La Secretaría informó que no se habían recibido datos de captura de atún rojo de estos países, a pesar de algunas comunicaciones en las cuales se señalaba que barcos de esas nacionalidades habían estado faenando en aguas del Mediterráneo. En estas circunstancias, el Comité decidió incluir estas capturas en NEI. La situación es similar para numerosas Partes no Contratantes, y tales capturas también se incluyen en NEI.

La Secretaría presentó el esquema de sustituciones para atún rojo del Atlántico oeste y este y el Mediterráneo, para crear la captura por clases de talla. Estos procedimientos fueron aprobados por el Comité, con cambios de menor importancia. Según los procedimientos adoptados, la base de captura por clases de talla se actualizó desde años anteriores hasta 1997 inclusive. Conviene observar que las capturas de Italia de 1990 a 1996 fueron completamente revisadas, y por lo tanto, la combinación y sustitución de datos se rehizo en su totalidad, empleando los nuevos datos de la Tarea I y la información adicional sobre tallas que se hizo disponible durante la reunión del Grupo de trabajo Conjunto CGPM/ICCAT.

En respuesta a la cuestión sobre la disponibilidad de datos de talla para el período anterior a 1960, la Secretaría informó al Comité que se había recuperado un importante volumen de datos de talla históricos entre 1954 y 1963, que habían sido incluidos en la base de datos de ICCAT, agradeciendo al tiempo la colaboración prestada por CIEM para hallar estos viejos datos. Estaban incluidos datos de Noruega (cerco), Suecia, Alemania, Estados Unidos (almadraba), y España (almadraba). La Secretaría explicó que para la mayoría, se desconocían los protocolos sobre la recolección de estos datos, no sabiéndose, por ejemplo, si se referían a eviscerados y sin agallas o a peso en vivo, etc. Además, muchos datos parecen estar duplicados entre los conjuntos. Por lo tanto, no se podían utilizar aún en esta reunión. Sin embargo, una vez "limpios", pueden utilizarse para clasificar la mayor parte de las pesquerías de los años 50, excepto las del Golfo de Vizcaya. Se solicitó a los científicos franceses y españoles que facilitaran a la Secretaría los datos de talla de esa pesquería, y a la Secretaría que tratase de crear la captura por clases de talla para 1950-1959 antes de la próxima evaluación de stock.

Se discutió la idoneidad del muestreo y la clasificación de los datos. La **Tabla 2** muestra las capturas totales, capturas que fueron clasificadas con la información de su propia talla (bien mediante muestreo o con algún otro método), y capturas que fueron clasificadas con datos sustituidos de otras pesquerías para el Atlántico este y oeste y el Mediterráneo. Sin embargo, la tabla no muestra la idoneidad de la información sobre tallas, ya que en algunas capturas sólo se clasificaron unos pocos peces. No obstante, facilita algunas tendencias generales en los niveles de muestreo. En muchos casos se desconocía el tamaño de la muestra (en número de peces), ya que los datos aportados a la Secretaría ya habían sido extrapolados a las capturas. La proporción de capturas clasificadas, por región, se presenta en la **Figura 3**.

La captura por clases de tallas se creó estrictamente según la actual línea divisoria y también se creó la captura por clases de talla de las capturas obtenidas por los palangreros japoneses en años recientes en el Atlántico norte central. Casi todas estas capturas, si no todas, están incluidas en el Atlántico este, según la actual línea divisoria. Las capturas obtenidas por los palangreros de Japón a comienzos de los años 60 también se han dividido según la línea divisoria y han sido incluidas en las capturas por clases de talla del Atlántico este y oeste.

6. Estructura de stock y parámetros biológicos

² Documento Estadístico ICCAT para el Atún Rojo.

6.1 *Mortalidad natural*

Aunque los valores absolutos de M tienen muy poca influencia en las tendencias históricas de F o SSB según se deduce de los análisis de la captura por clases de edad, y por tanto sobre la percepción del status del stock, podrían ser decisivas en términos de la decisión de estrategias para la recuperación de stock.

Tras una inspección cuidadosa, resulta cada vez más evidente que las evaluaciones de los stocks de peces han asumido comúnmente una M constante por clases de edad a efectos de evaluación. El SCRS ha seguido esta práctica para el atún rojo, asumiendo $M=0.14$ para todas las edades. Pero el SCRS también ha tratado periódicamente esta situación para el atún rojo, empleando análisis de sensibilidad. En 1996 se puso mayor énfasis en este tema, examinando un vector de M por clases de edad empleado en el pasado, mediante evaluaciones SAT. Hay un apoyo científico creciente a utilizar un vector de M por clases de edad que varía con la edad, debido a factores que se discuten a continuación:

- ▶ Hay una sólida evidencia biológica de que, en la mayor parte de las especies, M está inversamente correlacionada con el tamaño del cuerpo hasta la edad en cuyo momento la senectud empieza a ser importante. Cuando se ha estimado la M por clases de edad, se ha demostrado que es superior en los grupos de edad más jóvenes (por ejemplo, MSVPAF).
- ▶ En un stock similar, (SBF) se estimó M para las edades jóvenes (1 y 2 hasta 5) a partir de marcado, y estos resultados apoyan una M decreciente.

No obstante, hay preocupación acerca de los niveles específicos de M por clases de edad que podrían seleccionarse:

- ▶ SCRS/96/26, referencias sobre el vector M dependiente de la edad, que es una de las elecciones utilizadas en el pasado para las evaluaciones SAT: (0.49, 0.24, 0.24, 0.24, 0.24, 0.20, 0.175, 0.15, 0.125, 0.10) para las edades 1 a 10+, respectivamente; los valores para las edades 1 y 2-5 se basan en estudios de marcado, y los valores para las edades superiores reflejan un declive continuo interpolado a 0.10 para el grupo plus (véase más adelante el debate sobre este valor). Los análisis de los datos de composición por edad de los peces reproductores (SBF) de edades superiores, en los cuales se produce aparentemente muy poca mortalidad por pesca en las edades superiores (>20), sugieren que $Z=M=0.15$ para estas edades (SCRS/98/54).
- ▶ Las mediciones recientes de edades avanzadas de SBF (hasta 40) sugieren que la M en las edades avanzadas podría ser inferior a lo que anteriormente se creía, cuando se estimaba que las edades máximas no excedían a 20 sobre la base de las estimaciones de la curva de crecimiento y la selección del punto de corte por edad de las capturas; pero, nuevamente, los valores "anteriormente estimados" podrían ser inciertos;
- ▶ Un vector de M dependiente de la edad deducido para el SBF podría no ser directamente aplicable al atún rojo atlántico por razones de índole biológica: el SBF es una especie diferente (pero pertenece al mismo género). Los atunes rojos del sur son considerablemente más pequeños, con un promedio de peso en la edad 8 en torno a 65 kg (la edad asumida a la madurez para el SBF y el atún rojo del Atlántico este) y unos 120 kg para el atún rojo del Atlántico este, y unos 140-145 kg para el atún rojo del Atlántico oeste, con pesos máximos de unos 150 kg para SBF y unos 650 kg para el atún rojo del Atlántico este y oeste. Por tanto, si el vector de M dependiente de la edad para SBF se convierte al vector M dependiente de la talla, y se aplica al atún rojo atlántico, las mortalidades naturales resultantes por clases de edad son generalmente inferiores por clases de edad.
- ▶ La aplicación del método descrito por Chen y Watanabe (1989) que se basa esencialmente en una relación asumida entre los parámetros de crecimiento y la mortalidad natural, da valores que son coherentes con el vector de M a que se hace referencia anteriormente;
- ▶ Si el análisis de los datos de composición por edad para los peces reproductores de edad superior de SBF, en los cuales aparentemente se produce una escasa mortalidad en las edades superiores

(>20), sugiere que $Z=M=0.15$ para estas edades (SCRS/98/54).

- ▶ Rodríguez Roda (1977) estimó M en 0.18 basándose en la relación de M/K descrita por Beverton y Holt. Este valor fue utilizado durante varios años por el SCRS desde 1989, pero después fue modificado a 0.1 basándose en consideraciones sobre el ciclo vital y la coherencia del stock oeste. La última elección hecha por el SCRS (0.14) eran simplemente una media, como un compromiso entre los dos valores previos, reconociendo que la variabilidad en las predicciones de una relación M/K podrían no distinguirse entre 0.18 ó 0.10.

A efectos de evaluación, se concluyó que sería conveniente llevar a cabo las siguientes pasadas de programa con respecto a los valores de M :

- ▶ $M=0.14$ para todas las edades. Esto permitiría una réplica de la evaluación de 1996, y examinar los efectos de introducir datos adicionales de 1996 y 1997;
- ▶ Un vector para SBF (véase el tercer párrafo de la sección anterior)

Se observó que, como ocurre en el ejemplo de SBF reemplazado por el Comité, que utiliza los datos de marcado para estimar, aparentemente, las tasas de mortalidad natural para los peces de edades 1 y 2-5 en agregaciones, los datos de marcado del Atlántico oeste se examinaron para evaluar esta posibilidad para el atún rojo del Atlántico norte. Utilizando el enfoque de modelo que se describe en el SCRS/98/65, se hizo un ensayo para estimar la tasa de pérdidas de marca debido a motivos distintos a los de la mortalidad de los peces a causa del tiempo en la mar de las marcas recuperadas. Los análisis llevados a cabo con diferentes niveles asumidos de tasas de pérdidas no achacables a la pesca (L ; por ejemplo, mortalidad natural, pérdida de marcas y migración) indicaron que la tasa de mortalidad por pesca del atún rojo del Atlántico oeste entre las edades 1 y 3 (F_{1-3}) era muy alta en los años 60, y después descendió a niveles muy bajos después de los años 80 (véase la **Figura 4**). Esta sugiere que había un contraste suficiente en F_{1-3} como para permitir la estimación de L , independientemente de F .

El valor estimado de L era de 0.3 por año, con un coeficiente relativamente bajo de variación del 14%. Por cuanto esta estimación se obtenía de datos agrupados de las edades 1, 2 y 3, debe contemplarse como un promedio de estas edades. Por tanto, aún es posible que la tasa de mortalidad natural pueda ser superior para la edad 1 que para las edades 2 y 3. Además, implícitamente la L incluye pérdidas debidas a la mortalidad natural, pérdida de marcas y migraciones. Si, por ejemplo, la tasa de pérdida de marcas fuera del 0.26 por año, como estima el NRC (1994), en ese caso la media estimada de la tasa de mortalidad para las edades 1-3 (M_{1-3}) no sería superior al 0.04 por año. Por otra parte si la tasa de pérdida de marca fuera realmente muy baja, el promedio de (M_{1-3}) sería del orden de 0.3.

Se expresó inquietud por cuanto las estimaciones de L obtenidas en esta forma podrían ser imprecisas debido a que las marcas que se recuperan podrían no haber estado entremezcladas en toda la población (cita del SCRS acerca de la homogeneidad). Si fuera éste el caso, entonces las estimaciones de F_{1-3} podrían reflejar una fuerte presión pesquera local superior a la media de la mortalidad por pesca en todo el rango del stock. No está claro cómo podría esta situación afectar a la estimación de L , el valor real presumiblemente independiente de las variaciones locales en F_{1-3} . Esta cuestión podría tratarse en el futuro mediante estudios de modelización.

6.2 Mezcla e identificación de stock

Modelos de mezcla. El SCRS/98/62 presenta una implementación VPA de un modelo para dos stocks con rangos solapados (la hipótesis de *status quo* del SCRS) y se aplica a los datos de captura, abundancia y recuperación de datos del atún rojo atlántico. Esto se compara con los resultados del modelo VPA de difusión utilizados previamente por el SCRS y NRC. Hay ajustes similares de los índices de abundancia, y ambos modelos admiten coeficientes de mezcla oeste a este superiores que del este al oeste. Aunque el modelo de solapamiento facilita un mejor ajuste a los datos de marcado, ninguno de los modelos ajusta bien estos datos, y los coeficientes de mezcla están muy escasamente estimados. Los índices de abundancia del VPA solapado son mucho menos sensibles al valor asumido de los coeficientes de mezcla. Las previsiones con los modelos de mezcla pueden ser más pesimistas, en término de tasas de recuperación que las previsiones sin mezcla,

incluso cuando las evaluaciones (del estado actual) con mezcla son más optimistas que las que no tienen mezcla, porque las previsiones también son sensibles a los supuestos acerca de una combinación de factores que incluyen la relación stock-reclutamiento.

Examen de información sobre identificación de stock. El Comité examinó la nueva información y los conocimientos actuales con el fin de resumir los conocimientos biológicos del Comité sobre identificación y mezcla. No se pudo llevar a cabo un examen comprensivo de la literatura en ausencia de una biblioteca (véase, no obstante, la **Tabla 4** del SCRS/96/26).

Distribución de la captura. Se examinó la distribución de las capturas (véase la Sección 4), considerando que la captura de palangre de Japón es continua en todo el Atlántico norte (**Figura 5**).

CPUE por edad. No hay suficientes datos de CPUE específicos de la edad para comparar la CPUE por edad para el Atlántico este y oeste.

Marcado. Se presentaron los resultados de los estudios de las marcas "pop up" y archivo; estas tecnologías dan el punto de localización del pez, independiente de las pesquerías, en un momento predeterminado, y un seguimiento completo de los movimientos de los peces en libertad, respectivamente. Se reconoció el éxito del procedimiento de colocar externamente marcas que funcionan vía satélite, con algunas de ellas adjuntas a los peces en libertad durante 9 meses. El SCRS/98/55 presentó los resultados del marcado en 1997 con marcas "pop up" en el Mediterráneo, y mostró movimientos localizados de marcas colocadas, a corto plazo, que ya se habían desprendido y ascendido a la superficie, incluyendo el movimiento de un pez desde una almadraza española en el Atlántico hasta el Mediterráneo El SCRS/98/76 y el Doc. Info (b) Block *et al.*, 1998, informaron sobre localizaciones de marcas "pop up" de 17 marcas a largo plazo (5-9+ meses), 25 marcas a medio plazo (2-3 meses) y 7 marcas a corto plazo en el Atlántico noroeste. Las marcas, tanto las de medio plazo como las de largo plazo mostraron a atún rojo mediano y gigante desplazándose hacia el este, con 7 de ellos localizados al este de la frontera este de 45°W, hecho que subraya la incertidumbre de la localización de la frontera entre el Atlántico este y oeste. Es también de particular interés el hecho de que todos los peces de tamaño reproductor se localizaron ampliamente entre Bermuda y Azores durante el período en el cual se suponía que estaría desovando, poniendo en cuestión tanto la localización del desove y/o su frecuencia (véase la Sección 13.2). El Doc. Info. (a) describía las metodologías en el empleo de marcas archivo implantadas por medios quirúrgicos, y algunos resultados muy preliminares.

Aunque no se pudieron alcanzar conclusiones sobre la estructura del stock basándose en los nuevos resultados de marcado, subrayaron la incertidumbre de la localización de la frontera entre el Atlántico este y oeste. Se recomendó seguir marcando con marcas "pop up", , en particular las de tipo archivo. También deberían llevarse a cabo estudios para distinguir los peces en el Atlántico central (véase la Sección 13.2). Entre otras cosas, los estudios sobre marcado convencional dependen de la distribución del esfuerzo de pesca y soportan unas tasas de información diferenciadas en el Atlántico este y oeste. Recientemente se ha compilado un examen sobre el marcado convencional de atún rojo en el Atlántico este (1911-1994) (Cort, 1996).

Distribución de larvas y áreas de desove. En el Atlántico oeste, se han hallado larvas en el Golfo de México y Estrecho de Florida desde mediados de abril al junio. Respecto al stock del Atlántico este, se han encontrado larvas en todo el Mediterráneo, con concentraciones más altas cerca de las Islas Baleares, en el mar Tirreno y en el Mediterráneo sur, desde mayo a mediados de julio. Además, se han localizado algunos registros históricos (14:1 en febrero, 8 en marzo, 5 en agosto) en el Golfo de Guinea. Si bien se producen recuperaciones de marcas que emiten vía satélite en el Atlántico central durante el período que se presume de desove para los peces del Atlántico oeste, y las marcas que fueron colocadas en mayo a julio comunicaron temperaturas de la superficie del mar entre 20-28°C, esto no constituye una prueba del desove. Las condiciones para el desove incluyen situaciones oceanográficas adecuadas. El importante muestreo en las Azores sólo ha mostrado gónadas de atún rojo en condición de reposo (J.G. Pereira, Pers. Comm.).

Edad de maduración. En el oeste, la edad de primer desove de 8 años, se basa en la talla de los peces en la zona de puesta del Golfo de México. En el este hay una evidencia considerable de que el primer desove se produce a una edad inferior, edad 5 (y el 50% a la edad 4) (Sella 1929, Frade y Manacas, 1933, Frade y Vilela 1962, Scacini 1965, Mather *et al.* 1995). El SCRS/98/56 sugiere que en el mar Egeo, las hembras podrían estar maduras a la edad 3. Resulta prioritario llevar a cabo estudios detallados para determinar la edad

de madurez de las ojivas, considerando que una diferencia concluyente entre el Atlántico este y oeste constituiría un respaldo obligado para concretar una hipótesis de dos stocks.

Tasas de crecimiento. Hay muchas curvas de crecimiento para el atún rojo atlántico. El atún rojo del Atlántico este y oeste muestran tasas de crecimiento diferenciadas, como ilustran las dos curvas de crecimiento empleadas en las evaluaciones (Cort, SCRS/90/66, y la Tabla 4 del SCRS/96/26).

Genética. el SCRS/98/78 empleaba análisis de ADN mitocondrial para examinar 140 muestras del Mediterráneo y el Atlántico oeste. El análisis indicaba que no había diferencias significativas entre las muestras recolectadas de diferentes lugares dentro del Mediterráneo (Bari y Cerdeña en Italia, y Alanya en Turquía). No obstante, se halló que las muestras agrupadas del Mediterráneo y la muestra del Atlántico oeste diferían sustancialmente en el nivel del 5%. Estos análisis preliminares sugieren que debería rechazarse la hipótesis de que el atún rojo del Atlántico norte existe como una única unidad. No obstante, los autores y el Comité opinaron que debería llevarse a cabo un muestreo más amplio y representativo para ensayar más en profundidad la hipótesis de la mezcla global.

Estudios sobre bombardeo por radiocarbono. El SCRS/98/81 informaba sobre los resultados de los análisis de otolitos con radiocarbono llevados a cabo inicialmente para calcular la edad del atún rojo. Aunque se halló que el método no era útil para ese objetivo, los adultos de atún rojo recogidos en el Mediterráneo presentan una marca de radiocarbono indicativa de su probable hábitat durante el primer año de vida. Los análisis indicaron que 11 de las 12 muestras habían desovado en el Mediterráneo, y sugería fidelidad entre el lugar de nacimiento y el lugar de desove de los adultos. Los análisis de radiocarbono sobre el núcleo de los otolitos del Golfo de México podría determinar si los otolitos contienen una marca de radiocarbono que difiere de los adultos de atún rojo capturados en el Mediterráneo. Sin embargo, análisis microscópicos elementales de elementos traza podrían ser más efectivos y menos costosos.

Conclusiones. Tras revisar la nueva información relativa a la estructura de stock, el Comité decidió que la actual hipótesis de trabajo de un stock al este y otro stock al oeste con cierto grado de mezcla es aún la más sostenible. Sin embargo, el Comité hizo varias recomendaciones para llevar a cabo investigación adicional (véase la Sección 13.2) con el fin de refinar más nuestra comprensión de la identificación y mezcla del stock de atún rojo del Atlántico.

7. Captura por clases de edad

El Comité ha venido utilizando el método de selección del punto de corte por edad de las capturas, con diferentes curvas de crecimiento para los stocks este y oeste. Siguió algunos debates sobre la validez de los métodos de selección del punto de corte. Se observó que la Comisión celebró dos reuniones intersecciones sobre este tema en St. Andrews, Canadá, en 1991, y en Brest, Francia, en 1984. Debido a las conclusiones de estas dos reuniones intersecciones, y en ausencia de cualquier método alternativo, el Comité decidió emplear los mismos métodos del pasado para convertir la captura por clases de tallas en captura por clases de edad. No obstante, también se recomendó llevar a cabo un examen con cualquier nueva información disponible sobre la validez de este método.

Las capturas por clases de edad así creadas se hicieron disponibles al Comité más tarde. La captura por clases de edad para el oeste y el este se facilita en la **Tabla 3**.

8. Abundancia relativa y CPUE

-- Atlántico este

CPUE nominal

En los informes anteriores del SCRS, se mencionaba con frecuencia la falta de datos básicos de captura y esfuerzo de los cuales puede deducirse la CPUE. La situación no ha variado mucho desde la evaluación anterior. La información disponible consistía en las CPUE nominales anuales de la pesquería de palangre de

Taipei Chino en el Mediterráneo, cerco de Francia en el Mediterráneo, cebo de España en el Golfo de Vizcaya, y otras diversas pesquerías española (liña de mano, palangre cerco y almadraba) en el Mediterráneo. Aunque es una serie temporal corta, los datos de palangre de Taipei Chino (SCRS/98/87) parecen prometedores, ya que mostraron una captura considerable (la correspondiente a 1997 fue superior a la de la pesquería de Japón) así como la existencia de amplios datos de frecuencias de talla (Dr. Chang, comunic. person.) Se recomendó estandarizar la CPUE de esta pesquería y hacerla disponible al Comité.

Para la CPUE de cerco de Francia, este año no se empleó el método anteriormente aplicado (Richards and Schnute, 1992), presentándose, en cambio, el método nominal. No obstante, tomando en consideración las diferentes tallas de atunes rojos marcados, se calculó la CPUE excluyendo los meses de junio y julio, que es la temporada alta de los grandes ejemplares de atún rojo en torno a las islas Baleares (SCRS/98/88).

La pesquería española de cebo en el Golfo de Vizcaya (SCRS/98/57) ha permanecido estable hasta recientemente. Sin embargo, durante los dos últimos años, se ha producido un cambio de especie-objetivo, que pasó de atún blanco a atún rojo, debido a la transferencia temporal de otra flota a comienzos de la temporada de pesca. La determinación de la edad de estas capturas, basada en las espinas de la aleta dorsal indicaron que la mayoría de los peces era de edad 1, seguidos de la edad 2, que representaban el 26% y el 17% aproximadamente, en número, para 1996 y 1997. La flota dedicada al atún blanco también capturó incidentalmente una cierta cantidad de peces de edad 1, y la pesquería de cebo ha continuado persiguiendo peces de edad 2. Por tanto, se espera que la CPUE de la edad 2 de esta pesquería facilite información útil para confeccionar un índice de abundancia.

Se hizo notar la coincidencia entre las fluctuaciones de la CPUE entre las pesquerías de cerco de Francia y las de cebo de España, a pesar de los diferentes artes y lugares de la pesca (especialmente, antes de 1990). Esta fue la razón principal del porqué se utilizaron anteriormente estas dos CPUE en la calibración VPA.

Se examinaron brevemente varias CPUE de las pesquerías españolas en el Mediterráneo.

CPUE estandarizada

En la última reunión, se utilizaron cinco series de CPUE para la evaluación del stock de atún rojo en el Atlántico este. Fueron actualizadas y se hicieron disponibles para el Comité. Entre ellas, sólo se estandarizaron las series de la pesquería de palangre japonés y las almadrabas españolas.

Se desarrollaron dos series de CPUE para grandes atunes rojos (edades 8+) a partir de la pesquería de palangre de Japón (SCRS/98/79), una del Atlántico este incluyendo el Mediterráneo y la otra del Atlántico central. Mientras la primera tiene una larga historia desde 1975, la segunda era casi reciente, ya que se inició en torno a 1989. El segundo índice se presentó en la última evaluación, pero se consideró que era demasiado breve para incluir la calibración VPA. Otra razón por la cual no se tuvo en cuenta esta serie se refería a que la pesquería no era estable, es decir, la temporada de pesca y el área no son fijas. La captura tenía lugar desde octubre a febrero, en aguas a 35-50°N y 45-35°W a comienzos de esta serie, pero la localidad de la captura se desplazó hacia el nordeste al área sur de Islandia. La pesca se desplazó de los meses de noviembre y febrero a los meses anteriores de septiembre-diciembre; se informó que la pesca comenzó a finales de agosto de 1997, y que no hubo muchas actividades de pesca después de diciembre. Se aplicó el procedimiento GLM a ambas series, para obtener CPUE estandarizadas. Los factores incluidos en el modelo para el Atlántico este y el Mediterráneo fueron años (1975-1997), meses (marzo-julio), área (5), material de la liña principal y las secundarias, número de anzuelos entre flotadores, y términos de interacción de mes*área, año*mes y año*área. De forma similar se incluyeron los mismos efectos principales en el modelo para la serie del Atlántico central, pero no se incorporaron los términos de la interacción, debido a que el número de observaciones no estaba bien equilibrado. Cada mes, de noviembre a febrero, se incluyó como temporada de pesca, y se establecieron 4 áreas para el Atlántico central. Como los términos anuales de interacción se incluyeron en el Atlántico este y el Mediterráneo, los parámetros anuales ya no representaban la tendencia anual. Alternativamente, se calculó que la CPUE ponderada por área podía constituir la tendencia de año. En este proceso se tuvo en cuenta la amplitud actual de la zona. Para el Atlántico central, la tendencia anual se obtuvo directamente del parámetro de año.

Se centró una amplia discusión sobre las series de CPUE de Japón, dado que eran importantes para

determinar las tendencias en los análisis de VPA. Los puntos más importantes eran: efectos de los cambios de regulación en ausencia de datos durante la temporada alta de desove, relación de los peces entre los dos lados del Atlántico este (Atlántico este y Mediterráneo). El Comité decidió estudiar si se producía algún efecto sobre estos temas.

Se efectuaron dos ejecuciones GLM: una para desarrollar CPUE ponderadas por área para el Atlántico este y el Mediterráneo, y otra para desarrollar CPUE con y sin los datos de junio. Los resultados (**Figura 6**) apenas mostraron diferencias.

Se observó que la CPUE debería abarcar todas las capturas, así como todo el rango pesquero hasta donde fuera posible, dado que el proceso de evaluación es en esencia un proceso de integración de toda la información disponible. Se presentó la cuestión sobre si los dos índices (central y este + Mediterráneo) podrían o no combinarse. Si bien era técnicamente posible hacerlo, se advirtió que quizás no fuera adecuado llevarlo a cabo, ya que la pesca en dos áreas separadas se realizó de forma muy diferente, como declara la descripción de los índices de CPUE de Japón. No obstante lo anterior, el Comité decidió observar la diferencia cuando se combinaban dos índices. En comparación con la CPUE del este y Mediterráneo, la nueva CPUE combinada era inferior durante mediados de los años 70 y superior en los años recientes (**Figura 7**). Se explicó que las razones de estas diferencias era dos; diferente especificación del modelo (sólo se permitió incorporar los efectos principales por falta de equilibrio en la observación), y diferentes formas de estimar las tendencias anuales (parámetro anual vs. ponderación de área).

Se estandarizó con el método GLM la CPUE diaria de cuatro almadrabas españolas en el lado atlántico de Gibraltar (SCRS/98/53). Abarcaba los años 1981 a 1997 y se consideraron los meses de mayo, junio y julio. Los factores del modelo eran año, mes, almadraza e interacción entre mes y almadraza. Se consideró que la edad de los peces que representa esta CPUE era edad 4 y superior. Se preguntó la posibilidad de incluir factores oceanográficos en el modelo dado que los cambios en las condiciones locales oceanográficas podrían tener una influencia extremadamente importante sobre las tasas de captura de las almadrabas.

Estimación de las CV.

Durante la reunión sobre Metodología sobre evaluación del atún rojo en 1996, se recomendó emplear procedimientos de ponderación en los instrumentos de evaluación. A efectos de proveer la varianza de cada índice se hizo un ensayo para estimar la varianza de cada índice de CPUE. El método utilizó la modelización de efectos aleatorios. Los términos interactivos asociados a año así como a otros factores se especificaron como efectos variables aleatorios en el modelo, dejando otros factores como efectos fijos.

El índice de palangre japonés presentado para el Atlántico este y el Mediterráneo (SCRS/98/79) utilizaban un enfoque de ponderación de área sin efectos aleatorios. Se acordó incorporar efectos aleatorios. Dado que durante la reunión no era posible implementar el enfoque de efectos aleatorios en combinación con la ponderación de área, los datos se ajustaron sin ponderación de área, incorporando no obstante las interacciones año*mes, año*área y área*mes como efectos aleatorios. Si bien no era significativa en la presencia de otros términos de otros efectos aleatorios, se restringió el término año*área para compensar parcialmente la falta de ponderación de área. Las CV estaban en torno al 25% del índice para el Atlántico este y Mediterráneo, y un 30% para el índice del Atlántico central.

Este método no era aplicable al índice combinado de palangre de Japón para el Atlántico central y este y Mediterráneo. El motivo era la escasez de observaciones, es decir, de diferentes marcos temporales entre las series del Atlántico central y las del Atlántico este y Mediterráneo.

Las CV de los índices de cerco de Francia para las edades 2 y 3 también se obtuvieron mediante el modelo de efectos aleatorios. Los datos aplicados eran registros de captura diarios por categoría de peso, número de peces, barco y área. La zona seleccionada estaba entre el Golfo de Lyon y las Islas Baleares, y esta serie se separó en dos períodos temporales (1970-1981, y 1982-1997) con el fin de salir del problema del efecto de las mejoras tecnológicas, es decir, el empleo de aviones. En primer lugar, se ajustó un modelo binomial a

la proporción de días de barco con una captura positiva, y después se ajustó un modelo lognormal*** a las capturas positivas. Se incluyó la interacción edad*año como efecto fijo, y después se ajustó un modelo lognormal para asegurar la obtención de un índice para cada edad (2 y 3). En el modelo binomial, no había otros efectos fijos significativos, pero año*mes, edad*mes y barco fueron efectos aleatorios significativos. En el modelo lognormal, edad*área*mes eran efectos fijos significativos, mientras que año*mes, año*área y barco fueron efectos aleatorios significativos. Se combinaron los resultados de los dos modelos para producir un índice único para cada clase de edad. Se acordó utilizar este índice en vez del valor nominal medio de la CPUE de cerco de Francia. Aunque el nuevo índice era similar al índice nominal en términos de los valores puntuales de cada año, las CV eran superiores.

Dado que no se disponía de CV con un modelo de efectos aleatorios para el índice de cebo de España, se utilizó un enfoque *ad hoc* durante la reunión para estimar las CV adecuadas. Se ajustó una tendencia lineal a los índices de CPUE en la escala logarítmica mediante la regresión lineal; el error estándar residual se utilizó como CV para este índice.

Se disponía de datos de la pesquería de almadraba de España en forma de número de peces por almadraba recogida, y el número de días que había estado operativa la almadraba antes de cada elevación. Se sumaron los datos por mes para cada almadraba y se analizaron empleando el modelo lognormal (más la constante) con efectos aleatorios. La constante se estableció en 10% de la media de la CPUE. Almadraba, mes e interacciones almadraba*mes fueron significativas como efectos fijos. Sólo la interacción almadraba*año fue significativa como efecto aleatorio. Se acordó emplear el índice obtenido de este modelo. Las CV son algo inferiores a las que se emplean para el índice en la evaluación de 1996.

Consideraciones sobre el empleo de series de CPUE para calibrar el VPA

El Comité consideró cinco fuentes de series de CPUE para su posible empleo en Calibración VPA. Con el fin de facilitar la discusión, se creó una tabla resumida de posibles fuentes de sesgo en cada serie de CPUE (Tabla 4). Se sugirió la existencia de un posible sesgo, pero fue difícil identificar y cuantificar su dirección y magnitud. Además, los factores, que se pensaba afectaban a la CPUE no podrían probarse a menos que tales datos fueron obtenidos y se testaran en análisis estadísticos. Una cosa que debe tenerse en cuenta es el "tail riding" (hurto) de la captura de los artes que emplean los palangreros japoneses y posiblemente los de Taipei Chino. Los participantes trataron esta información en el Comité y explicaron después que había evidencia de que ésta ha sido una práctica común. En cuanto a este asunto, se examinó el análisis de la CPUE de palangre de Japón en el Atlántico este y el Mediterráneo, para averiguar si había una tendencia diferente en los años recientes, ya que el robo tenía lugar sólo en el Mediterráneo. No se pudo apreciar diferencias en la tendencia a partir de ese análisis, pero esto no excluía la posibilidad de un fuerte efecto de hurto, como tendencia en ausencia de que tal efecto podría haber diferido entre las áreas.

Se excluyó de la consideración a la CPUE de la pesquería de palangre de Taipei Chino ya que el Comité no disponía de datos desagregados, y nadie poseía un conocimiento mayor de esa pesquería.

El Comité decidió estandarizar la CPUE así como las CV (Tabla 5, Figura 8) obtenidas del modelo de efectos aleatorios en vez de la CPUE nominal o estandarizada por el modelo de efectos fijos (Figura 9). Se consideró estadísticamente coherente utilizar la CPUE estandarizada y su varianza estimada del mismo modelo.

El Comité discutió la selección de CPUE que se debería utilizar en evaluación del caso base. En general, hubo acuerdo sobre el empleo de CPUE excepto para el índice de Japón en el Atlántico central. Algunos científicos opinaron que era mejor emplear el índice combinado de Japón para el Atlántico central, este y Mediterráneo, dado que de esta forma existía la posibilidad de integrar tanta información como fuera posible, abarcando todas las zonas pesqueras geográficas y temporadas pesqueras. Por otra parte, otros preferían utilizar el índice del Atlántico este y el Mediterráneo, y no emplear el índice del Atlántico central para el caso básico. El motivo era que la pesquería del Atlántico central tenía una historia corta, y había mostrado inestabilidad debido a la variación de lugares y temporadas de pesca. A causa de esta división de opiniones, el Comité no

*** Nota: de distribución logarítmica normal de errores.

pudo acordar el empleo de este índice del Atlántico central. Se pospuso la decisión hasta el momento en que los resultados de las ejecuciones de VPA estuvieran disponibles, con y sin este índice.

-- Atlántico oeste

Allí donde fue posible, se actualizó la información de todas las series de datos de tasas de captura utilizadas en evaluaciones anteriores del atún rojo del Atlántico oeste (BFT-W-Tabla 3b del Informe de la Sesión de Evaluación de stock de Atún Rojo del SCRS de ICCAT en 1996, y se hicieron disponibles para la evaluación actual (**Tabla 6, Figura 10**). Se presentaron numerosas series de datos de captura recientemente analizados y el tratamiento analítico de dos de los índices (US caña y carrete corto y US caña y carrete grande), que se tradujeron en la separación de estas series temporales en dos estanzas. Una de las series anteriormente disponible se basaba en una prospección sistemática, independiente de la pesquería (US Larval Survey in the Gulf of Mexico SCRS/98/67). Otra se basaba en datos de tasas de captura de las pesquerías de barrilete de Canadá para grandes peces en el Gulf of St. Lawrence, que también fue actualizada para incluir información adicional y estandarizada mediante un Modelo Lineal Generalizado (SCRS/98/42). Los índices restantes previamente aplicados también se estandarizaron empleando métodos GLM. Dos de estos provenían de los datos de tasas de captura de palangre de Japón (SCRS/98/79); uno del Golfo de México y otro del Atlántico noroeste. Además, también se pudo disponer en el mismo documento de una serie de tasas de captura provisionales de la pesquería japonesa en el Atlántico central para 1992-1997. Se presentaron las series temporales de tasas de captura de las pesquerías de Estados Unidos de caña y carrete para pequeños peces (SCRS/98/59) y grandes peces (SCRS/98/68), así como un análisis recientemente creado de peces de tallas medianas (principalmente edad 6, SCRS/98/66). También se facilitó un análisis actualizado de la pesquería de palangre de Estados Unidos en el Golfo de México (SCRS/98/60). La información sobre la tasa de captura de las pesquerías de la costa este de Estados Unidos que empleaban caña y carrete y arpón, principalmente en Golfo de Maine, se presentó en el SCRS/98/73. Además, en el SCRS/98/71 se presentaba información sobre las tasas de captura de los concursos de pesca estadounidenses.

El documento SCRS/98/79 presentaba los resultados de varios análisis GLM de las series temporales de tasas de captura de atún rojo. Anteriormente el Comité había concluido que la inclusión de especies en las capturas fortuitas en la estandarización tenía muy poco efecto en la serie de tasas de captura del Atlántico norte oeste, pero observó que la inclusión del índice de las tasas de captura de las especies capturadas fortuitamente en el Golfo de México podría traducirse en diferentes esquemas a cuando no se incluye la captura fortuita o cuando se incluye la captura de especies diferentes capturas fortuitamente. Se modelizaron estas series temporales durante la sesión de trabajo utilizando modelos mixtos GLM con términos de efectos aleatorios para año*área y año*mes, así como interacciones año*área*mes, un procedimiento recomendado en el SCRS/98/63 (rev.) para tener en cuenta la correlación entre las observaciones en las series temporales de tasas de captura. Las **Tabla 6, Figura 10** muestran los valores de las tasas de captura empleados en la evaluación, así como la varianza estimada de las tasas individuales del promedio de captura. Una diferencia notable en los valores empleados en la evaluación actual y en la de 1996 son tasas de captura de palangre de Japón en el Golfo de México. En la evaluación de 1996, se concedió una baja ponderación en los análisis a esta serie temporal, mientras que los cálculos llevados a cabo en la actual reunión se traducen en estimaciones más precisas del esquema de tasa media de las capturas, y por tanto, en una mayor ponderación en el modelo de evaluación ADAPT ajustado a estos datos.

Estados Unidos presentó un índice independiente de la pesquería basado en una prospección larvaria en el Golfo de México durante la temporada de desove (SCRS/98/67), deducido de las capturas de palangre del Golfo de México y aguas adyacentes (SCRS/98/60), y múltiples índices de la pesquería de caña y carrete frente a la costa nordeste de Estados Unidos (SCRS/98/59, SCRS/98/66 y SCRS/98/68). Todos los índices se dedujeron utilizando el enfoque delta-lognormal, en el cual se llevan a cabo análisis separados de la proporción de las observaciones con capturas positivas y sobre las capturas positivas. El valor del índice larvario en 1996 era el más alto desde 1987, debido principalmente a una captura muy fuerte de más de 100 larvas; el intervalo de confianza acerca de ese valor era relativamente amplio en comparación con otros valores recientes, debido probablemente en gran parte a la influencia de esa única captura. Globalmente, el índice mostraba valores más altos en los años 70, valores moderados a comienzos de los 80 y en general valores más bajos desde mediados de los 80, con unos pocos picos más altos. (**Figura 10**).

Durante la reunión del Comité en 1996, se adoptó el enfoque para las series temporales de caña y

carrete de Estados Unidos de las tasas de captura de atún rojo grande y pequeño, como norma para esta evaluación. Esta elección estaba guiada por los resultados de los estudios de simulación previamente aportados al Comité, que indicaban que este enfoque mostraba una prestación superior en relación a un número de otros enfoques ensayados para recuperar los esquemas conocidos de tasas de capturas en datos simulados, dado que el examen de esquemas residuales no permitía efectuar una elección clara del método superior para la modelización. Estos procedimientos se utilizaron en los análisis actualizados de estos datos. Además, se emplearon modelos mixtos de GLM. Adicionalmente, se emplearon modelos mixtos de GLM de estos datos para tener en cuenta la correlación existente entre las observaciones en la serie temporal de tasas de captura mediante la inclusión de efectos aleatorios que implicaban interacciones anuales. Los índices basados en pesquería se desarrollaron con enfoques de modelos lineales generalizados. Para cada uno, las proporciones positivas se analizaron utilizando un supuesto de error binomial, y los supuestos de error lognormal se utilizaron para las tasas de captura positivas. Además, se analizaron los índices basados en pesquerías utilizando modelos de efectos fijos y modelos para efectos aleatorios. Inicialmente, se desarrolló cada índice en efectos fijos, tales como año, mes y caladero, así como cualquier covarianza continua. Una vez determinado el modelo final de efectos fijos, se añadieron los términos de efectos aleatorios, ensayados para conocer su importancia; la denominación de efectos aleatorios incluía interacciones de año con cada uno de los efectos principales en el modelo final de efectos fijos, así como cualquier covarianza continua. En el caso de los peces pequeños, SCRS/98/59, los análisis se crearon para controlar los potenciales efectos regulatorios separando las series temporales anteriores y posteriores a 1993. Además, se pudo disponer de información sobre la estructura de la talla para la última serie temporal, y la serie temporal reciente se dividió en componentes que representaban peces de 66-114 cm SFL (principalmente, peces de edades 2 y 3) y 114-144 cm SFL (principalmente peces de edades 4 y 5). El documento SCRS/98/60 también aplicaba modelos mixtos generalizados de efectos aleatorios a las series de datos de grandes peces de caña y carrete de Estados Unidos. Como ocurre en las series de peces pequeños, se creó un análisis para controlar mejor los efectos regulatorios, separando las series temporales anteriores y posteriores a 1993. El Comité reconoció que el enfoque empleado en los análisis podría aportar una mejor forma para controlar los efectos regulatorios, pero halló que los resultados de las evaluaciones eran en cierta medida sensibles a la inclusión de una serie reciente, corta en el tiempo (5 años), y recomendó el empleo de una serie temporal única para la evaluación de stock del Atlántico oeste en 1998. Se aplicó a la evaluación la serie temporal única que aparece en el SCRS/98/60. No se evaluó la formulación de índice utilizando un modelo de efectos aleatorios en el SCRS/98/60. Este conjunto de datos fue evaluado por el Comité en 1996 para hallar la correlación entre las observaciones mediante modelos aleatorios. A efectos de calibración, la serie temporal de las tasas medias de captura en SCRS/98/60 se aplicaron con componentes de varianzas asociadas como estimó el Comité en 1996 (para los años 1983-1995). Para 1996 y 1997, años para los cuales no se disponía de correlación entre la estimación de observaciones de variabilidad, se aplicó la variabilidad media añadida estimada de la serie temporal 1983-1995 (CV_A de 0.32), ya que el componente de varianza añadido a las CV estimadas para los años 1996 y 1997 (empleando la fórmula $CV_T = \text{SQRT}(CV_I^2 + CV_A^2)$ donde $CV_A=0.32$, y CV_I es como se estima en el SCRS/98/60 para 1996 y 1997).

En el SCRS/98/42 se facilita un análisis de los datos de pesquerías canadienses del Gulf of St. Lawrence para 1981 y 1997, para peces de edad 13+. En el mismo documento se facilita un índice revisado para las pesquerías al sudoeste de Nova Scotia para el período 1988-1997. Se llevaron a cabo análisis adicionales de estos datos durante la reunión de trabajo para aplicar modelos de efectos aleatorios, para tener en cuenta la correlación entre observaciones en estas series temporales. Los resultados de estos cálculos se presentan en el **Apéndice 4**. En evaluaciones anteriores, se estimó una serie de factores pre-especificados para cada año, basados en el ratio de los números por clases de edad de las capturas de barrilete de Canadá para las edades 13 y superiores (números por clases de edad para peces de edades 13+ 14+ 15+ 16 y superiores) a peces 10 y superiores, para permitir el hecho de que los índices del Gulf of St. Lawrence son aplicables a los peces de edades 13+ mejor que a los peces de edad 10+. La captura proporcional de los peces de edad 13+ en el grupo de edad 10+ para el período de 1981 a 1997, respectivamente, se relacionan en la **Tabla 6**. En la evaluación de 1996, el Comité acordó aplicar el índice actualizado estandarizado a la evaluación. La ponderación parcial de la captura se utilizó para el índice del sudoeste de Nova Scotia (véase la **Tabla 6**).

Se produjeron múltiples cambios en los índices basados en la pesquería de caña y carrete de Estados Unidos; los cambios se asociaron a cambios en las regulaciones y a la recolección de datos en 1992 y 1993. Tras la recomendación de ICCAT en 1991 en cuanto a reducir en un 8% las capturas de atún rojo inferiores a 115 cm FL en el Atlántico oeste respecto a las capturas recomendadas para cada nación, se introdujeron una serie de cambios en las regulaciones estadounidenses para muchas tallas de atún rojo capturado por caña y

carrete. Como consecuencia de estos cambios la serie temporal de índices para peces inferiores a 145 cm FL se dividió en un índice para 1980-1992 y dos índices para 1993-1997 que abarcaba a los peces de 66-114 cm (principalmente edades 2-3) y 115-144 cm (SCRS/98/59) (principalmente edades 4-5) (**Figura 10**). Se presentó (SCRS/98/66) un nuevo índice para los peces de 145-177 cm (principalmente edades 6) para 1993-1997 (**Figura 10**). Los cambios debidos a regulaciones también repercutieron en los índices de atún rojo de mayor tamaño, y la serie temporal también se dividió con un índice para peces superiores a 195 cm (principalmente edades 8 y superiores) que se presentó para 1983-1992 y un segundo índice para atún rojo superior a 177 cm (principalmente edades 7 y superiores) presentados para 1993-1997 (SCRS/98/68) (**Figura 10**). Los índices para peces de 66-114 cm y 115-144 cm mostraron esquemas similares en 1993-1996, pero el índice para el atún rojo de 66-144 cm se incrementó en 1997, mientras que el índice de los peces 115-144 declinó. Los índices para los peces de 145-177 cm y para el atún rojo superior a 177 cm experimentó incrementos según entraron en la pesquería las clases anuales de 1989 (1995 y 1996 respectivamente), pero el índice de los peces superiores a 177 cm declinó en 1997 a niveles próximos a 1994 y 1995.

Las tasas de captura estandarizadas del índice de palangre de Estados Unidos en el Golfo de México mostraron esquemas similares a los de los años anteriores, con valores generalmente más altos antes de 1992 e inferiores después; el índice muestra un incremento gradual desde su valor inferior en 1994 a su valor más alto desde 1991, que tuvo lugar en 1997 (**Figura 10**). El documento SCRS/98/60 deducía índices de abundancia estandarizados GLM para grandes atunes rojos (edad 8+) de la pesquería de palangre pelágico en el Golfo de México. Esta investigación actualizaba la información empleada para este índice en las evaluaciones anteriores para incluir datos adicionales. El análisis empleaba efectos aleatorios, para incluir la correlación entre las observaciones en las series temporales. Como para otras diversas series, el Comité decidió en 1996 adoptar la modelización delta-lognormal para análisis de evaluación. El Comité discutió el esquema resultante de este conjunto de datos, que indicaban tasas de captura relativamente más altas en la primera parte 1987-1991) de las series temporales, seguidos de tasas de captura inferiores (1992-1997). Aunque el esquema podría interpretarse como resultante de cambios regulatorios en la gestión de la pesquería de palangre de Estados Unidos en el Golfo de México que posteriormente restringió los límites de desembarques permisibles para atún rojo a comienzos de 1992, el análisis llevado a cabo se basaba en tasas de captura de peces desembarcados y descartados y estaba estructurado para incluir las características operacionales y de los artes aportados por los pescadores en sus informes de captura y esfuerzo diario, que se cree se refieren al esfuerzo de persecución. Si bien no puede demostrarse que el esquema en las tasas de captura se debe en su totalidad a cambios en la abundancia (probablemente con interferencias), tampoco puede demostrarse que el esquema ha sido completamente el resultado de cambios en las regulaciones. El Comité decidió que el índice se utilizaría como una serie temporal única en las ejecuciones de evaluación del caso básico, aplicado a peces de edades 8+. El Comité recomendó valorar la sensibilidad de los resultados de la evaluación en cuanto a separar las series temporales en 1992, si el tiempo disponible para la reunión lo permitía.

En la reunión de 1996, el Comité debatió el valor de incorporar más información sobre las tasas históricas de captura en la evaluación de stock. Anteriores informes del SCRS también habían destacado la importancia de incorporar a los análisis información de este tipo, con el fin de aportar una mejor base para evaluar más tendencias históricas en la biomasa reproductora y el reclutamiento. Después se recomendó incorporar en los análisis los datos de la pesquería de palangre japonés sobre caladeros y períodos temporales similares a los que se describen en el SCRS/83/64. En el SCRS/98/85 se evalúa la información de estas pesquerías (frente a Brasil y frente a la costa este de Estados Unidos, cerca de Florida). En la reunión de 1996, se examinaron los datos resumidos (captura y esfuerzo mensual por bloques de 5°x5°) y los análisis preliminares llevados a cabo confirmaron los esquemas generales de las tasas de captura para la regiones "Western Large Fish" y "Tropical", comunicados en el SCRS/83/64. El SCRS/98/85 presentaba análisis de estos datos y contrastaba los resultados con el SCRS/83/64. Para el apartado de series temporales que se solapaban, los resultados en el SCRS/98/85 eran similares a los del SCRS/83/64. Sin embargo, se halló en el SCRS/98/95, en relación a la pesquería brasileña, que la inclusión de datos anteriores (a 1960) se traducían en un esquema de tasas de captura crecientes y decrecientes a lo largo del tiempo, lo que podría indicar un esquema de estudio de cambios de especie-objetivo, o de algunos esquemas de abundancia localizados. Durante ese período, la pesquería japonesa de palangre no persiguió atún rojo. Ambos análisis, realizados en la reunión de trabajo, que empleaban modelos de efectos aleatorios para incluir la correlación entre observaciones en la serie temporal, modificó los resultados en relación a los que presentaba el SCRS/98/85. Estas comparaciones y los resultados de los análisis se presentan en Apéndice. El Comité discutió la posibilidad de que los esquemas observados frente a Brasil podrían estar relacionados con sólo una parte del recurso y, por este motivo, podrían no ser un

indicador tan fiable como otras series temporales. Se observó que esta característica era más o menos común a todas las series temporales de tasas de captura disponibles para evaluación de atún rojo. El Comité debatió la posibilidad de que el esquema de tasas de captura frente a Brasil representase el agotamiento de un stock de atún rojo aparte, a niveles que no le permitirían reconstituirse a sí mismo. Se observó que tras las grandes capturas de esta región en los años 60, el atún rojo había estado ausente de ella. Desde esta hipótesis, el "Stock de Brasil" se consideraría separado del balance del Atlántico y efectivamente extinto, por lo cual no se podrían aplicar ni las capturas ni las tasas de capturas de esta pesquería a análisis de evaluación que se aplican al equilibrio del recurso. Por otra parte, se propuso que el esquema de tasa de captura podrían también explicarse considerando que el mismo se traducía en un rápido declive en la abundancia del componente del recurso en la región. La tasa de declive podría estar relacionada con concentraciones reducidas de atún rojo, en parte debido a desplazamientos de la región. Para incluir esta posibilidad, y dado que la relación entre la zona de pesca de Western Tropical y la zona de Brasil se conocen a partir de datos de marcado, el Comité decidió considerar el esquema de las tasas de capturas históricas como una media ponderada por área entre las zonas de pesca "Western Tropical" y "Brasil" para su consideración en el enfoque de Modelo de Producción Estructurado por Edad. Esta información no se incorpora fácilmente en la evaluación ADAPT, ya que no se dispone aún de estimaciones de captura por clases de edad anteriores a 1970 fiables para todos los componentes de la pesquería. Se recomendó evaluar la sensibilidad de los resultados ASPM, con inclusión y exclusión de estas series temporales históricas en la modelización. Partiendo de las distribuciones de talla informadas para las capturas en el SCRS/98/85, se asumieron atribuciones de 5+ al rango de edad, a efectos de análisis de evaluación.

El Comité desarrolló un nuevo esquema de abundancia relativa para peces pequeños (edades 1-3) basándose en los análisis de datos de marcado para el Atlántico oeste (SCRS/98/65). El análisis sobre la información del período en libertad, a partir de marcas, indicaba un esquema F de los peces de edades 1-3 (que se estimó con precisión relativamente alta: CV inferior a 0.2) como se muestra en la **Figura 4**. Se halló que el esquema de abundancia relativa, tomando en cuenta la captura de peces de edad 1-3 para el período 1964-1981, era insensible a los dos niveles de M asumidos. Este esquema sugiere una abundancia relativamente alta de peces de edad 1-3 en el período anterior al la evaluación ADAPT. Esta peculiaridad es coherente con otros análisis (por ejemplo, análisis ASPM empleados anteriormente por el Comité) y los resultados de otros enfoques de modelo que tienen en cuenta mayor información histórica de captura y esfuerzo, véase, por ejemplo, el SCRS/96/xx para los resultados del algoritmo (CATCHEM) e implica reclutamientos y biomásas reproductoras más altos que durante el período examinado por las evaluaciones con ADAPT. El Comité opinó que esta característica de los datos aportaba una mejor base para estimar niveles de referencia de productividad a largo plazo (por ejemplo, RMS y B_{RMS}).

El Comité observó que estaba disponible una serie actualizada de CPUE para peces de tamaño grande y mediano tomada como subconjunto de barcos de curricán/liña de mano y arpón, que operan frente a Cape Cod y en el Golfo del Maine. Se observó también que este índice estuvo disponible para la evaluación de 1993, pero que no se utilizó a causa de ciertas preocupaciones sobre la representatividad de la muestra, a causa de la cortedad de la serie temporal y dado que aquellos datos (1988-93) podrían ser incluidos, en principio, en las series <longer> de CPUE para grandes peces de Estados Unidos de caña y carrete (1983-93). Aunque los datos de este índice no estaban disponibles para 1996, el documento SCRS/98/73 facilitaba análisis actualizados de la información disponible para un conjunto seleccionado de barcos comerciales de curricán/liña de mano y arpón que operaban en el Golfo de Maine. La serie temporal de tasas de captura de arpón es bastante similar en su esquema a la de los peces del sudoeste de Nova Scotia en el documento SCRS/98/42. La información sobre curricán, liña de mano comercial y la información sobre concursos de pesca en Massachusetts (SCRS/98/71) muestran niveles similares (aunque con interferencias) con la información sobre el índice de caña y carrete de Estados Unidos. Como las series temporales contenidas en los documentos SCRS/98/73 y SCRS/98/71 eran de inferior duración y no estaban totalmente analizadas en cuanto a los efectos de las tasas de captura, que se creía no estaban relacionadas con la abundancia de peces, y como la información representada para los rangos de edad y pesquerías ya estaba incluida en el análisis otras serie temporal estandarizada, el Comité decidió no incluirlos en la evaluación de 1998.

El documento SCRS/98/75 presentaba un marco para integrar resultados de tecnologías y metodologías actualmente en investigación por New England Aquarium (Boston, Massachusetts, EE.UU.; por ejemplo, los estudios basados en los datos de prospección aérea realizada por pilotos comerciales, seguimiento hidroacústico, teledetección y marcado con marcas archivo y "pop-up". Aún no se dispone de los índices de abundancia

obtenidos de estos métodos.

El Comité acordó aplicar trece series temporales de tasas de captura en el procedimiento ADAPT para evaluar el estado del recurso de atún rojo en el Atlántico oeste, utilizando los procedimientos de ponderación de la varianza aplicados anteriormente, como forma objetiva de incorporar las incertidumbres y deducir la importancia relativa de los esquemas de los índices de calibración en el procedimiento de evaluación. Esta serie de índices se muestran en la **Tabla 6**. Los índices incluidos en la evaluación del caso básico representan diferentes rangos de edad y diferentes pesquerías. Es difícil extraer una conclusión mediante la comparación directa de los índices ausentes de la información en cuanto a la contribución proporcional de cada clase de edad en el índice, y las características selectivas de cada pesquería. El procedimiento de evaluación incorpora esta información sobre estimación del tamaño del stock y estimaciones de la tasa de mortalidad por pesca. Algunos de los índices empleados en la evaluación representan información sobre rangos geográficos relativamente amplios, en zonas pelágicas (generalmente fuera de las Zonas Económicas Exclusivas de varias naciones), mientras otros representan información de rangos costeros más restringidos (dentro de las ZEE de varias naciones). Anteriores Comités habían discutido los atributos de los índices costeros y pelágicos para el atún rojo. El Comité no pudo determinar en qué grado cada uno de los diferentes índices representaba las tendencias de la abundancia de toda la población. Sin embargo, se observó que, en gran medida, se sabe que tanto los grandes como los pequeños atunes rojos se concentran en aguas costeras, y que también pueden capturarse en zonas pelágicas, si bien en general los peces de mayor tamaño parecen no estar disponibles a las pesquerías que operan en la zona pelágica. En consecuencia, el Comité evaluó los índices de ponderación utilizando una ponderación igual y una reponderación determinativa (véase la Sección 10).

9. Influencias medioambientales

Sólo tres de los documentos presentados al SCRS en 1998 hacían referencia a las condiciones medioambientales que podrían influir en el comportamiento de las pesquerías o del atún rojo. El documento SCRS/98/42 sugiere que la similitud en las tendencias de la CPUE que se observan los tres últimos años en las pesquerías de atún rojo en el sudoeste de Nova Scotia y en el Golfo de St. Lawrence podrían estar influidas por condiciones ambientales. También se cuestiona si las series de tasas de captura en los últimos años en el Golfo de St. Lawrence persiguen la abundancia en un medio donde el atún rojo se está acercando al límite norte del rango de su distribución. El Comité observó, en la **Tabla 4**, que el medio ambiente tiene repercusiones sobre la CPUE.

El documento SCRS/98/76 facilita información sobre las temperaturas de la superficie del mar registradas en áreas donde se colocaron las marcas pop-up en atunes rojos gigantes marcados en el Golfo de Maine. Se están preparando análisis más amplios sobre el medio ambiente a partir de los datos recolectados mediante esas marcas. Los resultados del marcado pop-up de atún rojo en las almadras del Mediterráneo y Atlántico este se presentan en el SCRS/98/55. Las marcas registraron la temperatura del agua de forma continua, y se espera que el análisis de los datos ayudará a comprender el comportamiento de los atunes rojos durante sus migraciones. También se discutió el movimiento de los atunes marcados en relación a la profundidad de la termoclina. El Comité reconoció la importancia de las condiciones ambientales en el comportamiento y movimientos del atún rojo, y recomendó investigar el tema en profundidad, y tomarlo en cuenta en la evaluación de stock (véase la sección 13.2).

10. Evaluación

Presentación de documentos sobre métodos

Para VPA calibrado, se presentaron documentos que investigaban el sesgo, la precisión y la solidez del modelo a las incertidumbres. El documento SCRS/98/74 por Fromentin describe análisis de robustez utilizando ADAPT para la evaluación del caso base del stock del este en 1996. Se demuestra que las estimaciones de reclutamiento y población adulta a partir de las evaluaciones son sensibles a las especificaciones técnicas de las F ratios, tasa de mortalidad natural, e información posiblemente incompleta de los datos de captura. El autor señala también que las tendencias ascendentes en reclutamiento y el fuerte declive de la población adulta están fuertemente determinadas por los índices de CPUE y deberían ser tratadas con cautela

dada la escasa calidad de los datos y el conocimiento incompleto de las pesquerías.

El documento SCRS/98/82 de Hiramatsu y Tanaka describe la fiabilidad de las estimaciones del tamaño del stock con ADAPT VPA, mediante análisis numéricos y analíticos. Los resultados indican que cuando las tasas de mortalidad por pesca permanecen constantes para todos los años, las estimaciones del tamaño del stock no vienen determinadas únicamente por índices de calibración sin supuestos adicionales. En segundo lugar, cuando las tasas acumulativas de mortalidad por pesca entre cohortes son similares, la estimación de la precisión del tamaño del stock será débil, aunque los índices de abundancia parezcan ofrecer información. Los autores sugieren que es necesario disponer de información adicional, tal como F ratios, estimaciones de abundancia absoluta u otros para la estimación precisa por VPA.

El documento SCRS/98/63 de Porch describe estimaciones de *bootstrap* de la precisión y sesgo en la evaluación del caso básico en 1996. La abundancia de los grupos de edad más jóvenes en el último año están pobremente estimadas, teniendo coeficientes de variación del orden del 600%. Las estimaciones de las edades medianas tenían coeficientes de variación entre 43 y 65%, y podían estar sesgadas hasta el 20%. Las estimaciones de las edades superiores casi no presentaban sesgo y eran razonablemente precisas, como lo era la estimación del ratio de tasas de mortalidad por pesca para las edades 9 y 10+ para los años 1974 y 1987. El *bootstrap* producía CV más amplias que la matriz de información.

El documento SCRS/98/64 de Porch describe un VPA Bayesiano con parámetros de desarrollo aleatorio. El desarrollo aleatorio se incorpora en un VPA para el coeficiente de capturabilidad asociado a índices calibrados y para las F ratios, de acuerdo con un supuesto anterior acerca de cuánto pueden estos parámetros cambiar por año. Los análisis sugieren que el componente de desarrollo aleatorio puede mejorar sustancialmente la precisión de las estimaciones de población, permitiendo, al mismo tiempo, que el VPA modele la dinámica de la pesquería de forma más realista.

El documento SCRS/98/65 de Porch describe un modelo estocástico para estimar la mortalidad entre el momento en que el animal es liberado y vuelto al recapturar. El método permite estimar la mortalidad total, y evita algunas de las dificultades encontradas en los análisis convencionales de recuperación de marcas. La estimación de Z, no obstante, estará sobredimensionada por las pérdidas de marcas y las marcas causantes de muerte. Las estimaciones de la mortalidad obtenidas también pueden emplearse como índice de calibración independiente de la pesquería.

El documento SCRS/98/77 de Geromont y Butterworth describe un modelo de producción estructurado por edad, desagregado de la flota. Este modelo es una ampliación del modelo de producción estructurado por edad (ASPM) de Punt *et al.* (1995). El modelo permite análisis desagregados de la flota resolviendo las tasas de mortalidad por pesca de cada flota por separado, como los implementa Restrepo (1997). La función de probabilidad se amplía para permitir la estimación que tiene en cuenta los datos de captura por clases de edad. La relación stock-reclutamiento se generaliza mediante la adición de un parámetro que puede imitar los tipos de formulación de Beverton-Holt y Ricker, y pueden estimar los residuos de la relación.

El documento SCRS/98/54 por Butterworth y Geromont describe algunos aspectos de la aplicación de VPA ADAPT a la evaluación del SCRS 1996. Se describen opciones parciales alternativas de ponderación de la captura para determinar las selectividades de los índices de calibrado. Se explora el efecto de un vector de mortalidad natural específico de la edad. Los autores observan que en la evaluación del SCRS 1996 se empleaba un índice con un nivel de variabilidad al parecer anómalamente alto y sugiere comprobar la aplicación de la estandarización de los efectos aleatorios de los índices de CPUE.

El documento SCRS/98/70 por Cooke y Lankester describe un modelo compuesto para evaluación de stock de peces, que incorpora características de los modelos de producción y del análisis de población virtual. Este modelo facilita la comparación del modelo de producción y los enfoques de VPA, en casos restrictivos. La varianza de cada tipo de dato de entrada se integra en la función objetiva de forma coherente. El modelo permite también uno o más stocks solapados, que podrían o no distinguirse en la captura.

El documento SCRS/98/58 de Legault y Restrepo describe un programa directo ("forward") de evaluación flexible estructurado por edad. Este modelo utiliza un programa comercial para estimar eficazmente grandes números de parámetros mediante el empleo de diferenciación automática. El supuesto de separabilidad

frecuentemente aplicado a las tasas de mortalidad por pesca se suaviza para que la selectividad pueda cambiar suavemente de flota a lo largo del tiempo.

El documento SCRS/98/62, de Porch y Turner, describe un modelo alternativo VPA para las migraciones trasatlánticas. Este modelo considera dos stocks que se solapan, con una probabilidad de transición, dada o estimada, en el contexto de análisis de población virtual calibradas. Los resultados se comparan con el anterior modelo de difusión del SCRS. Las estimaciones de abundancia de VPA solapado son muchos menos sensibles a los valores asumidos de los coeficientes de mezcla que aquellos de la división con VPA. Las previsiones con cualquier de los modelos de mezcla pueden ser más pesimistas en términos de tasas de recuperación que las previsiones de los modelos sin mezcla, incluso cuando la evaluación del estado actual con mezcla son más optimistas que sin la mezcla.

10.1 Evaluación para el stock este

La evaluación se llevó a cabo utilizando una versión actualizada de ADAPT-Two Box (SCRS XLVI(1), SCRS/98/64). Se efectuaron diferentes ejecuciones exploratorias con el fin de investigar la nueva matriz de captura por clases de edad, para comprobar nuevos enfoques metodológicos, tales como el desarrollo aleatorio y las diversas especificaciones de M y F ratios. Se eligió el caso base al final de este procedimiento, que también incluía análisis de sensibilidad y retrospectivos (descritos más adelante). La **Tabla 7** facilita un resumen de las diversas especificaciones adoptadas finalmente para el caso base.

Los detalles concernientes a las ejecuciones exploratorias y de sensibilidad se facilitan en la **Tabla 8**. En cada una de estas ejecuciones se aplicaron las especificaciones del caso base, menos cuando se indicaba lo contrario.

Comparaciones entre la evaluación de 1996 y entre las matrices de capturas por clases de edad de 1996 y 1998: debido a cambios en los desembarques comunicados entre 1990 y 1997 la matriz actual de captura por clases de edad difiere de la que se utilizó en la evaluación de 1996. Para investigar el efecto de estos cambios, se llevó a cabo una evaluación utilizando los nuevos datos con las mismas especificaciones técnicas que en la evaluación del SCRS en 1996. (Ensayo 1, **Figura 11**). Las diferencias son patentes en los años más recientes; las estimaciones de F son superiores en los nuevos datos de captura por clases de edad. Esto sería de esperar incluso si se utilizara el mismo conjunto de datos, debido a los esquemas retrospectivos en las evaluaciones (véase más adelante).

Se realizó otra evaluación empleando datos hasta 1997 (ensayo 2, **Figura 12**). La principal diferencia aparece en la mortalidad por pesca y números para las edades 4-7 en el período reciente, donde F y N son superiores e inferiores, respectivamente, empleando el conjunto de datos de 1998.

Elección alternativa de los índices de CPUE de Japón: los ensayos 3a y 3b conducían a resultados similares, excepto para la estimación final de F en las edades 8+, que tiende a ser inferior en el ensayo 3b. Sin embargo, debido a una preocupación de naturaleza técnica en el procedimiento de estandarización, finalmente se decidió no utilizar el índice de CPUE del Atlántico central.

Elecciones alternativas de M: la elección de M no influyó en las tendencias de las diversas estimaciones. Sin embargo, ha producido una importante influencia en la magnitud de los reclutamientos, (superior con el vector SBF) y el SSB (superior con la constante M).

Ensayos alternativos de los ratios de F y la capturabilidad: se modelizó la capturabilidad como un desarrollo aleatorio, como un diagnóstico para investigar las tendencias (ensayo 4). La capturabilidad de los barcos de cebo españoles se estimó como un valor único, ya que se creía que este índice sería el menos afectado por las tendencias, y se fijó uno de los índices ayuda a asegurar una única solución. El incremento en la capturabilidad fue escaso, y no afectó a las tendencias de F y N.

Se expresó preocupación acerca de las F ratios que era adecuado investigar, permitiendo que variase como un desarrollo aleatorio (ensayo 5) o estimando un único valor para todo el período (**Figura 13**). El valor inicial de F ratio en el ensayo aleatorio se estableció en 1.0 (ensayo 5a) o estimado (ensayo 5b). Al estimar el

valor inicial del desarrollo aleatorio, los resultados estaban muy próximos a los que se obtuvieron al estimar un valor único (ensayo 5c). Ambos casos muestran un esquema plano en torno al radio de 0.5. Al fijar en 1 el valor inicial del desarrollo aleatorio, los F ratios descendieron de 1 a 0,5.

Cuando tanto la capturabilidad y la F ratio se modelizaron como desarrollos aleatorios no se detectaron tendencias en la capturabilidad. Por tanto, se decidió no estimar la capturabilidad como un desarrollo aleatorio, y estimarla como un valor singular. Una amplia discusión con respecto a los F ratios concluyó que el SCRS tenía poca base objetiva para distinguir entre las diferentes opciones. Sin embargo, se acordó que fijar en 1 el valor inicial del desarrollo aleatorio era en cierto sentido aleatorio, y el declive resultante, dudoso. Como los ensayos 5b y 5c condujeron a resultados similares, se decidió mantener de momento las opciones del ensayo 5c.

Análisis retrospectivos: se llevó a cabo un primer análisis retrospectivo con las opciones del ensayo 5c para investigar la estabilidad de las estimaciones (ensayo 7, **Figura 14**). Un fuerte esquema retrospectivo aparecen en las estimaciones de talla de las edades más viejas del stock, así como en la biomasa reproductora del stock, y se debió a enormes diferencias en las estimaciones de F ratio (alrededor de 0.5 en 1994-1997, entre 2 y 7 anteriormente). En ausencia de una interpretación biológica, se creó este esquema para ser el diagnóstico de problemas en los datos de captura. Se decidió, por tanto, en ausencia de una fuerte evidencia en contrario fijar la F ratio en 1. Se incorporó nuestra incertidumbre de la F ratio dentro de la modelización con *bootstrap*, modelizándolo como una variable normal aleatoria, valor esperado 1.0 con una CV de 40%, y llevando a cabo una simulación de Monte Carlo.

Un segundo análisis retrospectivo (ensayo 8, **Figura 14**) muestra que F y N tendieron a estar sobreestimadas y subestimadas, respectivamente, en el año final. Si estas F y N por clases de edad se hicieran con una proyección directa, entonces las capturas futuras, números y mortalidad por pesca no estarían de acuerdo con las estadísticas futuras y/o evaluaciones.

Debido a este problema se decidió llevar a cabo un ajuste *ad hoc*, en el cual se reemplazó cada F por clases de edad en el año terminal por la mediana de la mortalidad por pesca de los cuatro últimos años (el procedimiento recomendado por el SCRS en 1996, SCRS/96/127 que se tuvo en cuenta pero no se eligió dado que los niveles de ajuste parecían ser demasiado amplios). Se eligieron los cuatro años últimos ya que, al parecer, el esfuerzo de pesca había sido constante y el sistema de comunicación había sido coherente durante este período (**Figura 16**). Después se estimaron los números por clases de edad comunicados empleando el nuevo valor de F y los datos de la captura original por clases de edad. A excepción de las importantes diferencias en las estimaciones de F por clases de edad 8+ en los últimos cuatro años, este procedimiento de retrovisión (o "contracción") condujo a estimaciones similares y tendencias similares (**Figura 17**). Conviene observar que el ensayo se comparó excluyendo las capturas del Atlántico central de stock este; no se han detectado cambios.

Las estimaciones finales obtenidas a través del caso base (véase **Tabla 7**) con *contracción* durante los cuatro últimos años se facilitan en la **Tabla 9** para la F y en la **Tabla 10** para las estimaciones de stock. El reclutamiento correspondiente, trayectorias de SSB y F pueden verse en la **Figura 17**.

10.2 Evaluación del stock oeste

-- Parámetros biológicos de entrada: oeste

Se acordó utilizar el actual límite de stock de atún rojo a efectos de evaluación. Los valores de los parámetros de la curva de crecimiento se adoptaron de forma similar a como se hizo para las evaluaciones de 1994 y 1996. Estos son, para el Atlántico este y Mediterráneo: $L_{\infty} = 318.85$ cm, $t_0 = 0.97$ y $k = 0.093$; para el Atlántico oeste: $L_{\infty} = 382.0$ cm, $t_0 = .707$, $k = 0.079$. Se asumió que para el Atlántico oeste, la edad de primera madurez sexual por clases de edad, como en el pasado, era a los 8 años.

-- Mortalidad natural

El Comité acordó implementar dos supuestos de tasas de mortalidad natural para la evaluación:

continuar empleando una tasa constante de mortalidad natural $M=0.14$ y con un vector específico de la edad para M . Se observó que la mortalidad natural que varía con la edad es más sensible desde un punto de vista biológico, pero sigue sin estar claro qué valores específicos de la edad podrían utilizarse. Sin embargo, el Comité acordó aplicar el vector M específico de la edad (0.49, 0.24, 0.24, 0.24, 0.24, 0.20, 0.175, 0.15, 0.125, 0.1) para las edades 1-10+ respectivamente (esta es una de las elecciones implementadas en las recientes evaluaciones de atún rojo del sur). Se observó que utilizar una M específica de la edad por analogía con las evaluaciones de atún rojo el sur no implicaba que exista ahora una mejor comprensión de los valores reales de la mortalidad natural en el atún rojo del Atlántico norte (véase la Sección 6.1).

-- *Especificaciones técnicas - ADAPT*

- Atlántico oeste

Se adoptaron las siguientes especificaciones para la evaluación del "caso base" ADAPT VPA (además de la elección de valores del parámetro biológico antes detallado).

- i) Se consideró que el límite del stock para las evaluaciones del Mediterráneo este y oeste era el que la Comisión había acordado.
- ii) En las **Tablas 3a y 3b** se facilita la captura por clases de edad en número y la media de peso, , debatiéndose las discusiones y decisiones en la Sección 7.
- iii) El período considerado se inició en 1970 como resultado de consenso ante la falta de fiabilidad de algunos de los datos de captura por clases de edad anteriores a esa fecha, debido a los bajos niveles de muestreo.
- iv) El grupo plus se fijó en la edad 10+.
- v) Los índices de abundancia y estimaciones puntuales y varianzas asociadas, para su incorporación en las evaluaciones para el Atlántico oeste se muestran en la **Tabla 6**.
- vi) La función objetiva minimizada en el procedimiento de ajuste se basaba en las diferencias del cuadrado de los logaritmos de los índices observados y predichos, ponderados por la inversa de una varianza externamente determinada para los datos puntuales en cuestión; las varianzas de esa sección se transformaron a escala logarítmica a ese efecto.
- vii) En coherencia con la práctica anterior, se consideró que la evaluación para los números en el oeste de las edades 3, 5, 7 y 9 para 1998 eran parámetros estimables.
- viii) Se asumió que las selectividades contenidas en cada bloque de edad para el año 1997 eran "uniformes", es decir $F_2=F_3$, $F_4=F_5$, $F_6=F_7$, y $F_8=F_9$ para el oeste, y también en coherencia con las evaluaciones inmediatamente anteriores, se mantuvieron para el oeste los supuestos $F_1=0.318 F_2$.
- ix) En parte, para compensar la escasas precisión con la cual se está estimando el reciente reclutamiento por ADAPT, se introdujo una función de penalización que implicaba un ajuste del stock reproductor y datos de reclutamiento en la fórmula de Beverton-Holt en la función objetivo de forma tal que también tuviese en cuenta la autocorrelación en el reclutamiento (véase SCRS/96/127). Además, una función de penalización que permitía desviaciones lognormales ($CV=0.25$) del ratio de 1.14 de F_{10+}/F_9 , como se especificó en la evaluación de 1996 para el período 1982 hasta el presente se incorporó en la función objetiva. La formulación de esta penalidad: $0.5\{\ln(F_{10+}^{\text{ratio}}/1.14)/0.25\}^2$.
- x) Se aplicó la opción de ponderación de la captura parcial de la ecuación (4) del SCRS/98/54, ya que los ensayos indicaban que llevaba a una situación más estable.

Se realizó una lectura cruzada de los resultados de las evaluaciones y previsiones subsiguientes

mediante programas codificados de forma independiente para un número de escenarios, y se halló que daban resultados idénticos.

-- F ratios

En evaluaciones anteriores a 1996, se establecieron los valores de estos ratios para diferentes bloques de años sobre la base de la aplicación de SVPA a los datos de captura por clases de edad diferenciados de edades superiores a 10. Este enfoque ha sido reconocido como problemático, y en abril de 1996, la Sesión de Metodología había identificado dos enfoques alternativos para tomar en consideración:

- i) Estimar estos ratios como parámetros libres dentro de ADAPT; y
- ii) Empleo del IPA (SCRS/95/92).

En 1996 el Comité había acordado proceder con la estimación de los ratios de F10/F9 como parámetros libres. El ratio para el período 1970-73 fue establecido en 1 para el Atlántico oeste, observando que la función objetiva no facilitaba información con la cual calibrar este valor. Ulteriores ensayos de este enfoque indicaron que no eran estimables nada más que esos dos parámetros, en el caso de desear alcanzar una precisión razonable en la estimación, si bien las estructuras de modelos alternativos, tales como los desarrollos aleatorios de las F ratios podrían aportar un medio para mejorar los ajustes. Por tanto, se estimaron los ratios de estos dos bloques de años identificados en el pasado, sobre la base de cambios en el nivel del palangre de Japón en el Golfo de México: 1974-81 y 1982+ para el oeste.

Los resultados de estos ensayos para la evaluación de 1998 aportaron resultados marcadamente diferentes en términos de niveles absolutos, pero muy consistentes en términos de tendencia. La diferencia en los niveles absolutos era esencialmente un resultado de la estimación de ratios inferiores para el bloque de años más reciente comparado con los valores particulares fijos adoptados anteriormente. Para el Atlántico oeste, ambos valores estimados eran inferiores a 1.

A la vista de estas diferencias, se decidió especificar un nuevo ensayo, empleando ratios con una relación más próxima a la que se adoptó para las evaluaciones de 1994. Considerando que los tests de probabilidad del ratio realizados en la evaluación de 1996 señalaban la justificación para estimar el ratio del bloque de años intermedio, incluso con el que se fijó para años más recientes, a estos efectos se siguió esta regla.

El Comité acordó nuevamente proceder con la estimación de los ratios de F10+/F9 como parámetros libres, en la forma en que se aplicaba en evaluaciones anteriores. Además, se evaluó la aplicación de una penalización de desarrollo aleatorio a la función objetiva como una alternativa (SCRS/98/64. El ratio del período 1970-73 se estableció en 1 para el Atlántico oeste, observándose nuevamente que en múltiples casos las funciones objetivas (como en años anteriores) no daban información sobre cómo calibrar este valor. Se evaluaron igualmente una variedad de opciones de desarrollo aleatorio y entre años. estas evaluaciones llevaron al Comité a decidir que no había suficiente información sobre los datos de captura por clases de edad e índices de calibración para estimar libremente más de 1 F ratio. El Comité decidió proceder con la estimación del ratio de F para el período 1974-1981, con el valor del período terminal (1982-1997) centrado en 1.14, pero con una función de penalización que permita variar la F ratio terminal de 1.14 en ajuste lognormal con CV en 0.25 (véase la fórmula más arriba), en correspondencia con la práctica empleada en la evaluación de 1996, pero de forma más consistente para estimar la incertidumbre en los resultados de *bootstrapping* (por tanto, el *bootstrap* añadió variabilidad sólo al ratio preespecificado para 1970-73, con imprecisiones en el ratio de 1982, que se tomó en cuenta directamente mediante el proceso de estimación. La sensibilidad de los resultados en cuanto al número de Parámetros de F ratio estimados y de los diferentes supuestos acerca de M se muestra en las escalas relativas en la **Figura 18**.

-- Evaluaciones ADAPT - Resultados y discusiones: oeste

Se emplearon más de 70 ensayos del modelo ADAPT en la fase exploratoria para establecer las evaluaciones del caso base acordado por el Comité, basándose en recomendaciones (**Apéndice 5**). Los resultados de los dos ensayos para el Atlántico oeste se efectuaron con el caso base especificado por el grupo en la reunión

sobre Métodos de Evaluación en 1996 (Madrid) y en la evaluación de stock de 1996, como método objetivo para aportar la ponderación relativa a los índices empleados en la evaluación. Los resultados del modelo de caso base ajustados a los datos se muestran en las **Tablas 11 y 12 y Figura 19**.

El Comité llevó a cabo una evaluación retrospectiva de los ajustes del modelo del caso base a los datos, eliminando secuencialmente la información sobre captura por clases de edad e índices de los 5 años más recientes de observaciones (1997-1993) para examinar los resultados en cuanto a la esquematización de las estimaciones. Los resultados de estos cálculos se muestran en la **Figura 20**. Partiendo de estos resultados, el Comité concluyó que no había una evidencia sustancial de esquemas retrospectivos en estos datos.

Se llevaron a cabo evaluaciones de sensibilidad en relación a los casos base acordados por la Comisión, para evaluar los efectos de:

- 1) Aplicar (esencialmente, y que no se empleó la ponderación de la captura parcial en esta aplicación como se hizo en 1996) el modelo de especificación de 1996 ($M=.14$) al índice de información disponible de captura por clases de edad para la evaluación de 1996 (actualizada durante 1997). Esto se llevó a cabo eliminando los dos nuevos índices de la evaluación de calibración (índice de marcado e índice de Nova Scotia SW) y aplicando una ponderación baja al índice de palangre japonés desde el Golfo de México (eliminando el índice de calibrado, aunque estaba incluido en él, pero con un peso despreciable, en la evaluación de 1996).
- 2) Aplicar (en esencia, no se empleó la ponderación de la captura parcial en esta aplicación como se hizo en 1996) el modelo de especificación de 1996 ($M=0.14$) a la captura por clases de edad actualizada e índice de información que podría haber estado disponible en la evaluación de 1996;
- 3) Aplicar las especificaciones del modelo de evaluación del caso base de 1998 ($M=.14$) a todo el conjunto de datos, pero sin penalización de reclutamiento de stock en la función objetiva; y
- 4) Aplicar las especificaciones del modelo de evaluación del caso base de 1998 ($M=.14$) a todo el conjunto de datos, pero sin penalización de la función objetiva y con una igual ponderación de los índices.

Los resultados de estas sensibilidades se muestran en las **Figuras 21-24**. Basándose en estos resultados, el Comité concluyó la adición de nuevos datos mostraba en general las mayores influencias en los resultados comparativos, dadas las sensibilidades examinadas.

El Comité acordó llevar a cabo simulaciones con *bootstrap* para definir la incertidumbre en los resultados del modelo del caso base. La precisión de las evaluaciones del caso base acordadas por la Comisión se estimó con procedimientos de *bootstrap*, que se muestran en sección más arriba sobre especificación técnica. Se observó que este enfoque global no incluye todas las fuentes de incertidumbres ya que algunos factores, como M se fijan mediante duplicaciones. Los enfoques que también tratan de tener en cuenta esas incertidumbres no se pudieron implementar durante la reunión por falta de tiempo.

En la reunión de la Comisión en 1995, se solicitó al SCRS que desarrollase opciones separadas y diferenciadas para cada uno de los stocks de gestión del atún rojo Atlántico este y oeste, calculando una serie de total admisible de capturas anual (TAC) basadas en previsiones del stock que son necesarias para reconstituir los stocks a niveles que soporten el RMS dentro de los períodos de recuperación seleccionados con un 50% de probabilidad, y cuyas metas intermedias podrían determinarse. En ese sentido, el Grupo llevó a cabo una serie de previsiones utilizando los resultados de los modelos de evaluación disponibles.

Antes de llevar a cabo las previsiones, se examinaron los datos de stock-reclutamiento para el período 1971-1994 (niveles de reclutamiento correspondiente a los niveles de stock de biomasa reproductora 1970-1993). Se ajusta un modelo *ad hoc* de doble sentido (ajustado a las observaciones de 1981-1994, según el método aplicado en la evaluación de 1996 con el punto de inflexión establecido en la media del nivel de la biomasa reproductora en 1989-93 según el modelo) y un modelo de Beverton-Holt ajustado a la serie total de datos de reclutamiento para 1971-1994 para emplearlo en predecir el reclutamiento como una función de la biomasa reproductora del stock. Los parámetros de Beverton-Holt se estimaron a partir de la formulación del modelo

ADAPT, que incluía una función de penalidad para la correlación de las series en las estimaciones de reclutamiento, mientras que el modelo de ajuste de doble sentido no lo hacía. Los ajustes del stock-reclutamiento a los datos y el efecto de tomar en cuenta la correlación de series estimada en la solución determinista para el caso base se muestra en la **Figura 38**. El modelo de doble sentido asume implícitamente que el reclutamiento no puede exceder los niveles medios recientes, y, correspondientemente, las estimaciones asociadas de RMS y B_{RMS} serán muy inferiores a una relación stock-reclutamiento que asume incrementos en el reclutamiento con un stock creciente de biomasa reproductora. El Comité no pudo determinar a qué caso (o si había otro) pertenece el atún rojo del Atlántico oeste.

Se hicieron previsiones para las evaluaciones con *bootstrap* del caso base acordado por el Comité. Los resultados de estas previsiones con varios niveles de captura se muestran en las **Figuras 25a y 26a**.

A continuación del examen de los resultados de las previsiones, se produjo una considerable discusión acerca de la credibilidad relativa de los ensayos alternativos empleando diferentes esquemas de ponderación para los índices. Tras evaluar el esquema de los residuos del ajuste al caso base del modelo ADAPT a los datos (varianza de entrada), aunque los análisis indicaban evidencia global de alguna combinación de determinada falta de ajuste del modelo a los datos, sobre todo sobreponderación y ponderación relativamente inadecuada de los diversos índices, los diagnósticos no permitían rechazar la hipótesis nula de que cualquier serie de índices individuales estaba excesivamente ponderada en relación a las otras, si bien se reconoció que había pocas posibilidades de detectarlo. El Comité recomendó evaluar en profundidad métodos para definir la varianza añadida debido a error de proceso y correlación entre observaciones en las diversas series temporales de tasas de captura empleadas para la calibración. El Comité decidió también evaluar el efecto de los dos esquemas de índices adicionales de ponderación, uno de ponderación equivalente y otro que aplica el esquema de reponderación iterativa utilizado en la evaluación de 1994 (que el Comité había acordado previamente reemplazar con el método aplicado en la evaluación de 1996 y tal como se aplicó en el caso base decidido por el Comité).

En la **Figura 38** se muestran los resultados comparativos de la varianza de entrada, ponderación equivalente y esquemas de ponderación inversa. Estos resultados indican que la ponderación de los índices alternativos podrían facilitar diferentes evaluaciones al actual estado del recurso. El Comité no pudo decidir cuál de las evaluaciones tenía la probabilidad de ser la más representativa de la situación actual a causa de problemas en ambos modelos de evaluación y que podían discutirse los modelos empleados para asignar independientemente varianzas de entrada a los datos de abundancia relativa. Se indicó que los esquemas de ponderación alternativa no se evaluaban en la misma forma que el proceso aplicado a desarrollar las evaluaciones originales del recurso. No era debatible dar una mayor credibilidad a los resultados de los esquemas alternativos en relación a las evaluaciones iniciales. Los resultados del *bootstrapping* para determinar la incertidumbre en los resultados llevados a cabo mediante previsiones se debaten en la sección de previsiones.

Se llevaron a cabo análisis de rendimiento por recluta y biomasa reproductora por recluta para cuatro de los escenarios de ADAPT: el caso base con entrada de ponderación de índices, el caso base sin incluir el vector SBF en vez de asumir M constante, el escenario con ponderación equivalente para todos los índices, y el escenario con reponderación iterativa (**Figura 27**). En todos los casos, excepto en el último, F_{97} era considerablemente más alto que $F_{0.1}$ ó F_{max} . En el último caso, estaba entre $F_{0.1}$ y F_{max} .

-- Especificaciones técnicas para ASPM para el atún rojo del Atlántico oeste

La razón principal para considerar los ensayos ASPM era obtener estimaciones de B_{RMS} y RMS de un análisis con capacidad para incorporar información de captura y de tasas de captura de una serie temporal más amplia que la que emplea ADAPT, estando la última restringida al período cuando se disponía de información completa de captura por clases de edad (1970-hasta la actualidad). Se ensayaron análisis de ASPM para el período 1950-el presente y se incorporó un índice adicional de CPUE, una combinación ponderada por área de los índices de palangre de Japón para las pesquerías históricas frente a Brasil y a Florida, que abarcaban el período 1962-70 (véase la **Tabla 6**) Por otra parte, los datos biológicos de entrada a ASPM eran los mismos que para la evaluación del caso base de ADAPT. Se hicieron cálculos con un grupo de edad plus 10+.

Los desembarques estimados para el período 1950-1997 para el componente de stock del Atlántico oeste

fueron desagregados por tipo de arte en cuatro "pesquerías": palangre, caña y carrete, cerco y "otros". La implementación ASPM utilizada (SCRS/96/130) requiere que sean especificadas las selectividades por clases de edad por año para cada pesquería (tipo de arte). Con el fin de hacer los resultados más compatibles con los de las evaluaciones de ADAPT, estas selectividades se basaron en resultados de (i) el ensayo del caso base ADAPT, y (ii), el ensayo ADAPT asumiendo el vector de mortalidad SBF. Se asumió que las selectividades específicas de la pesquería eran idénticas a la que aparecen en la Tabla 8 del Informe 1996 de la Sesión de Evaluación de stock de atún rojo, del SCRS de ICCAT para el caso 1. Se utilizaron dos esquemas de selectividad diferentes para cada pesquería: para la pesquería de palangre los períodos cubiertos eran 1950-77 y 1978-97, y para las otras tres pesquerías los períodos cubiertos eran 1950-81 y 1982-97.

Los índices de abundancia relativa empleados son los mismos que se aplicaron a los ensayos ADAPT, excepto en cuanto a la inclusión del índice ponderado por área de las pesquerías históricas frente a Brasil y la costa de Florida (Tabla 6). Los índices fueron tratados de la misma forma que ADAPT en términos de selectividad parcial y ponderación.

En ambos escenarios, se asumió una relación determinista Beverton-Holt. No se dispuso del tiempo necesario para ensayar la sensibilidad de los resultados de estos y otros supuestos hechos por el modelo.

-- Resultados de los análisis ASPM

Los resultados de los análisis ASPM eran consistentes con los esquemas obtenidos de los correspondientes ensayos de ADAPT. Las Figuras 28 y 29 muestran los ajustes del modelo a los índices de abundancia relativa. Estos son prácticamente idénticos entre los dos escenarios. Las Figuras 30 y 31 muestran las trayectorias de la biomasa madura en relación a las estimaciones de B_{RMS} , y las Figuras 30b y 31b muestran las estimaciones de RMS. Los dos escenarios dan una evaluación similar del actual estado de la unidad occidental de gestión: la biomasa reproductora a comienzos de los años 90 se hallaba en torno al 8-15% de los niveles estimados de B_{RMS} , y desde entonces ha disminuido al nivel más bajo estimado para cada serie temporal. Los niveles de mortalidad por pesca en los 90 eran superiores a tres veces el F_{RMS} . Las estimaciones de RMS (Figuras 30 y 31) variaron a lo largo del período de análisis porque las selectividades de las pesquerías combinadas también variaron durante este período. Por este motivo, las estimaciones puntuales oscilaron entre 2.000 t y 7.000 t para el caso base, y 2.000 t y 5.600 t para el caso con la variable M. Las estimaciones de RMS del período reciente fueron de unas 5.400 t-6.100 t para el caso base, y 4.700 t-5.100 t para el caso con la variable M. En ambos casos, las estimaciones de B_{RMS} correspondía a las estimaciones de biomasa en los comienzos de los años 780 (en torno a 48.000 t para el caso base y 41.000 t para el caso con la variable M).

No se ejecutaron más ensayos ASPM debido a los problemas observados en la evaluación de 1996 (SCRS 1996); en particular, las tendencias sistemáticas en las diferencias entre la matriz de captura por clases de edad con ASPM y el que se desarrolló a partir de los datos observados de captura por clases de tallas utilizados en ADAPT. No se dispuso del tiempo suficiente para examinar este problema más detalladamente. Por este motivo, se consideró que las estimaciones de abundancia reciente de ASPM eran menos fiables que las estimaciones de ADAPT, y no se utilizó ASPM en las previsiones. En el futuro, es necesario desarrollar los métodos estadísticos para analizar estas tendencias.

11. Previsiones

11.1 Métodos

Las previsiones anteriores de stock de atún rojo generalmente han dependido de algún modelo paramétrico para predecir reclutamiento, condicionado al valor estimado o previsto de biomasa reproductora. Dos de los documentos presentados a la reunión trataban sobre este tema.

El documento SCRS/98/54 señalaba un método, que también había sido presentado el año pasado en los documentos SCRS/97/59 y SCRS/97/60, en el cual la relación stock-reclutamiento se ajustaba durante la evaluación, asumiendo un proceso auto-regresivo de la orden 1. Es decir, se asume que las desviaciones entre los valores de reclutamiento estimado por el modelo de evaluación y los que predice la relación stock-

reclutamiento están serialmente correlacionados. Por tanto, cuando se utiliza un modelo de este tipo para las previsiones, el ensayo inicial de predicciones tenderá a estar por encima de la relación ajustada si los residuos del año terminal son positivos, y viceversa si los residuales del año terminal son negativos. Este efecto "memoria" sobre las desviaciones disminuye según se incrementa el horizonte temporal de las previsiones.

El documento SCRS/98/86 sugiere un procedimiento no paramétrico desarrollado por Evans y Rice (1988) como alternativa para el ajuste de relaciones paramétricas a los datos de stock y reclutamiento. En su versión original, el procedimiento no paramétrico ofrece algunas ventajas sobre el procedimiento paramétrico, en cuanto a que hay que hacer menos supuestos. El enfoque, no obstante, no ofrece una solución al problema de predecir el reclutamiento para aquellas tallas de stock para las que no hay observaciones sobre reclutamiento. El SCRS/98/86 ofrecía una alternativa semiparamétrica para tratar el problema de la extrapolación, pero el Comité no dispuso del tiempo suficiente para explorar su actuación en detalle, así que el enfoque no se aplicó durante la reunión.

Especificaciones para el este

Las previsiones para el stock este se basaban en la evaluación del caso base descrito en la Sección 10. El Comité no pudo identificar los supuestos idóneos acerca de la relación entre el tamaño del stock y el reclutamiento que permitiría la estimación de los niveles de RMS. Se decidió llevar a cabo previsiones que asumían la independencia entre la biomasa del stock y el reclutamiento. El Comité recomienda con firmeza que no se utilicen los resultados de estas previsiones como medio para llegar a conclusiones acerca de los niveles óptimos de captura. En vez de ello, se debería centrar en las tendencias probables en las trayectorias a medio plazo (10 años) dadas las opciones de gestión alternativas.

- **Relación stock-reclutamiento.** El reclutamiento previsto se tomó para ser distribuido de forma lognormal con la media y la varianza obtenida por cada estimación de reclutamiento con *bootstrap* para el período 1980-1997. La elección del rango anual fue arbitraria y se hizo principalmente para dividir las previsiones, que se trata se centren en cantidades transicionales por recluta, a las magnitudes observadas en el pasado reciente.

- **Tamaño actual de la población.** Dada por los ajustes retrospectivos a las mortalidades por pesca de 1997 (Sección 10). El ajuste se aplicó a cada *bootstrap*.

Selectividad por clases de edad. Igual al vector de selectividad ajustado retrospectivamente en 1997.

Peso por clases de edad. Igual que en el vector observado en 1997. El tiempo disponible no permitió modelizar los cambios de peso en el grupo plus, como se hizo en la evaluación para el este. Sin embargo, cualquier sesgo introducido, debido a este problema, podría ser inferior que en el oeste debido a (a) las previsiones para el este han sido hechas sobre un horizonte temporal más corto, y (b), se asume que el atún rojo del este madura a una edad mucho más temprana que en el oeste (50% de maduros a la edad 4).

Mortalidad natural. La misma elección que en la evaluación para el oeste.

Capturas en el futuro. Se efectuaron numerosas previsiones en diferentes escenarios de captura constante o F constante utilizando 1994 o 1997 como año de referencia. La estrategia de captura constante incluía la reducción del nivel reciente (que promedió 43.325 t en 1994-97), un 75% de reducción en relación a los desembarques de 1994 (es decir, 32.767 t) y una reducción a 25.000 t. Las previsiones de F constante incluían el valor de 1997 y el 75% del valor de 1994. Asimismo, algunas variantes de las previsiones citadas se llevaron a cabo estableciendo $F=0$ al atún rojo de edad 1, con el objetivo de evaluar el 100% de cumplimiento con la recomendación de talla mínima de 6.4 kg.

Niveles de B_{RMS} . No se compararon los niveles de B_{RMS} para el stock. Esta comparación debía haberse llevado a cabo para el nivel asumido de reclutamiento, pero se expresó cierta preocupación acerca de la validez de tal supuesto a largo plazo. Como referencia, se representan en gráfico las trayectorias de las previsiones en referencia al SSB estimado de 1997 y a la captura y niveles de F de 1994.

Especificaciones para el oeste

Como se explica en la Sección 10 (oeste), el Comité acordó inicialmente una evaluación para las previsiones (con variantes en términos de especificaciones del vector de mortalidad natural, y sobre la forma de la relación stock-reclutamiento ajustada durante la calibración). Tras examinar los resultados de las previsiones, el Comité repasó varias especificaciones técnicas en la evaluación, particularmente en cuanto se refiere a la ponderación dada a los diversos índices, y decidió llevar a cabo más previsiones basadas en elección de evaluación alternativa. A efectos de presentación, las previsiones basadas en la evaluación original acordada del caso base se denominan "ponderación de entrada", que significa que cada índice de datos puntuales ha sido ponderado por la inversa de su varianza comparada externamente. Los subsiguientes conjuntos de previsiones se denominan "ponderación igual" y "reponderación iterativa", denotando, respectivamente, una evaluación con una ponderación igual para cada índice de dato puntual, y una evaluación que pondera cada índice dependiendo de lo bien que se "ajuste" al modelo.

Relación stock-reclutamiento. (a) de Beverton-Holt (con errores autocorrelacionados, estimados internamente en la evaluación (para cada *bootstrap*; asume un CV del 40% sobre la distribución de reclutamiento anticipada. (b) un modelo de "doble sentido" compuesto de una línea desde el origen a la media de la biomasa reproductora durante 1989-1993, y un reclutamiento constante igual a la media geométrica del reclutamiento 1981-1994 a unos niveles superiores de biomasa reproductora; asumir un CV del 40% sobre el reclutamiento anticipado. Las dos opciones reflejan supuestos alternativos acerca del futuro reclutamiento a unos niveles de biomasa muy bajos o muy altos. En términos de reconstrucción de stock, la opción (a) asume que los altos niveles de reclutamiento estimados para los años 70 se pueden alcanzar, mientras que la opción (b) asume que no. En términos de un mayor agotamiento de la biomasa, la opción (b) asume que el reclutamiento declinará en proporción a la biomasa, según la biomasa declina por debajo de la media de 1989-1993, mientras que la opción (a) permite una respuesta más suave (no lineal).

Tamaño actual de la población. Los valores de reclutamiento estimados por ADAPT para 1995-1997 se reemplazan con las previsiones de la relación stock-reclutamiento (de doble sentido, o de Beverton-Holt, según convenga) y se recalculan los números y valores de la mortalidad por pesca por clases de edad para las edades juveniles en los dos últimos años, basándose en el reemplazo de los reclutamientos y las capturas por clases de edad observadas (SCRS/98/54).

Selectividad por clases de edad. Viene dada por los valores medios geométricos reclasificados de la mortalidad por clases de edad para 1993-1995.

Peso por clases de edad. Igual que en evaluaciones anteriores, es decir, la previsión del grupo plus en el futuro como 11+ en 1998, 12+ en 1999, y en adelante (SCRS/98/54) y **Apéndice 6**).

Mortalidad natural. El vector SBF (Sección 6.1) o la constante ($M=0.14$), en coherencia con la evaluación del caso que se prevé.

Capturas en el futuro. Las previsiones se realizaron asumiendo diferentes niveles de captura constante en el futuro, calculando la F totalmente seleccionada necesaria para combinar la captura-objetivo, dados los tamaños proyectados del stock y el vector de selectividad (aunque F está obligado a no exceder de un valor de 2.0 por año). Se examinaron los niveles de captura en el rango 0-2,500 t.

Niveles de B_{RMS} . Se utilizan para expresar las biomasa previstas en relación al objetivo de reconstrucción. El SSB estimado para 1975 se utiliza como un *sustituto* para el B_{RMS} , como se hizo en evaluaciones anteriores. Para la evaluación que emplea un ajuste de la relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt, el B_{RMS} también se calcula numéricamente. Para las evaluaciones que utilizan la relación de doble sentido, el programa disponible no permitió las adecuadas comparación numéricas para comparar el B_{RMS} . En este caso, se hizo una aproximación al B_{RMS} ajustando primero una relación de Beverton-Holt a los datos de reclutamiento de 1976-1994 (SSB 1975-1993) en la evaluación, que en esencia se traducen una relación reclutamiento-constante, y calculando:

$$B_{RMS}(\text{doble sentido}) = B_{RMS}(\text{Beverton-Holt}) * R_{med}/A$$

donde R_{med} es la media geométrica de las estimaciones de reclutamiento para el período 1981-1994 y A es el parámetro del coeficiente angular en el ajuste de Beverton-Holt. Efectivamente, esto constituye el cálculo del RMS, que es el producto del rendimiento máximo por recluta multiplicado por la estimación de reclutamiento medio. La razón fundamental de esta aproximación es que el ratio R_{med}/A recalcula la asíntote en la relación de Beverton-Holt a la asíntote correspondiente en el modelo de stock reclutamiento de doble sentido.

11.2 Resultados

(Nota del relator: como se observa antes, los ensayos se llevaron a cabo con dos vectores alternativos de mortalidad natural. Si bien el Comité no examinó estas comparaciones en detalle, varios miembros observaron que los resultados no eran sustancialmente diferentes, en términos cualitativos. Los resultados presentados aquí pertenecen al vector constante ($M=0.14$) en el oeste y al "vector SBF" en el este).

Resultados para el este

Se presentan los resultados de varias previsiones hechas para el este en términos de mortalidad relativa por pesca, rendimiento y SSB para cada escenario (**Figuras 33-37**) para los escenarios antes indicados). Las figuras muestra el 10°, 50° y 90° de los percentiles de las distribuciones resultantes en el tiempo, con F y el rendimiento a escala de los valores de 1994, y SSB a escala del valor de 1997.

Las previsiones sugieren que, si el reclutamiento fluctúa en torno a los niveles recientes (1980-1997), las capturas recientes no son sostenibles con una probabilidad del 90% (**Figura 33**). Además, los niveles de captura del orden de 32.000 t (los niveles implícitos dados en la recomendación de 1994) no son sostenibles con el 90% de probabilidad. Los niveles de mortalidad por pesca como los estimados recientemente (para 1994) probablemente son sostenibles, pero implican una reducción sustancial de los desembarques a un 60%-80% de los niveles actuales (**Figura 34**). Las previsiones sugieren que los niveles de captura del orden de 25.000 t son sostenibles (**Figura 35**).

Resultados para el oeste

Los resultados de las previsiones se expresan en términos de biomasa reproductora en relación a SSB en 1975 (que se muestra a la izquierda de las siguientes figuras) o un B_{RMS} ó un B_{RMS} sustituto (que se muestra a la derecha de las figuras). Los percentiles 10°, 50° y 90° de las distribuciones en relación a SSB se representan en gráfico a lo largo del tiempo para una particular estrategia captura-constante. Las **Figuras 25a, b y c** muestran los resultados de las previsiones basadas en evaluaciones "ponderación de entrada", "ponderación equivalente" y "reponderación iterativa", respectivamente, empleando una relación de Beverton-Holt en las evaluaciones y previsiones. Las **Figuras 26a, b y c** muestran resultados comparativos, pero empleando el modelo de stock-reclutamiento de doble sentido.

Efecto de la elección de ponderación del índice en la evaluación. Esta elección tiene una importancia sustancial en los resultados de la previsión. Las previsiones originales, hechas con "ponderación de entrada" son más pesimistas que las subsiguientes. Por ejemplo, comparando la mediana relativa de la trayectoria SSB para los ensayos realizados con la relación de Beverton-Holt, los resultados de la "ponderación de entrada" (**Figura 25a**) sugieren que las estrategias de captura constante superiores a 1.500 t no son sostenibles. Comparando esto con los resultados de previsiones subsiguientes realizadas con evaluaciones de "reponderación iterativa", que son más optimistas que las otras. En ensayos comparables (por ejemplo, **Figura 25c**), las capturas ligeramente por encima de 2.500 t son sostenibles según la trayectoria de la mediana. Las previsiones realizadas con "ponderación equivalente" dan resultados intermedios (por ejemplo, en contraste con **Figura 25b**).

Efecto de la elección de la relación stock-reclutamiento Las previsiones realizadas con la relación de doble sentido eran en general más optimistas que las realizadas con la relación de Beverton-Holt. Por ejemplo, contrastar las **Figuras 25a y 26a**. De acuerdo con los resultados de la mediana, una captura constante de 2.500 t es sostenible si se asume el modelo de doble sentido stock-reclutamiento; en contraste, los ensayos

del modelo de Beverton-Holt indican que una captura de 1.500 t es sostenible. Esta observación, sin embargo, no se debe estrictamente a la forma por sí misma de la relación elegida. A los actuales niveles de tamaño de stock, el modelo de Beverton-Holt predice un reclutamiento inferior (**Figura 18**).

Efecto de la elección de la medida B_{RMS} . Esta elección, tanto para medir la reconstitución en términos de SSB en 1975 como para medir un parámetro calculado B_{RMS} , no tiene mucho impacto en términos de "sostenibilidad" de los niveles de captura que se examinan. La elección de esta medición es importante, no obstante, en términos de proyecto temporal de reconstitución, especialmente si se asume el modelo de doble sentido stock-reclutamiento. Por ejemplo, considérese la **Figura 26a**, que contrasta las previsiones de las columnas a izquierda y derecha: si bien las tendencias globales son similares, las magnitudes de SSB relativo difieren, particularmente al comienzo de período de previsión (inferior 20% el SSB de 1975, o por encima de 40% B_{RMS}). En consecuencia, la "reconstitución al B_{RMS} " puede alcanzarse con mayor rapidez en el escenario del modelo de doble sentido stock-reclutamiento, principalmente a causa de que B_{RMS} es más pequeño que el SSB de 1975.

Globalmente, los resultados aquí presentados reflejan incertidumbres acerca de la sostenibilidad de los niveles de captura en el rango de 1.000 a 2.500 t. En términos de lo que se ha examinado esta incertidumbre emana principalmente de las elecciones realizadas en la ponderación de los índices de abundancia en la evaluación, y en la relación stock-reclutamiento elegida. El primer factor fue objeto de considerable discusión, como se reflejó en la Sección 10, y no se trata más detalladamente aquí. El impacto del segundo factor en las previsiones no es sorprendente, debido a los factores antes explicados en la "elección de la relación stock-reclutamiento" (**Figuras 25a y 26a**).

Con la relación de doble sentido stock-reclutamiento, el supuesto esencial es que el reclutamiento no puede ser mucho más alto que el nivel observado desde finales de los años 70, no importa cuánta reconstitución del tamaño del stock tenga lugar; con la relación Beverton-Holt, el supuesto esencial es que una reconstitución a niveles superiores de biomasa se traducirá eventualmente en valores de reclutamiento tan altos como los que se observaron a comienzos de los 70. Hasta ahora, el Comité no dispone de medios objetivos para decidir cuál de estas alternativas es la más probable.

12. Efecto de las medidas regulatorias

12.1 Mortalidad por pesca

En 1997 entró en vigor durante un año una recomendación regulatoria que estipulaba que las Partes Contratantes deberían limitar la mortalidad por pesca a los niveles recientes, y en 1982 se amplió indefinidamente para el Atlántico este. En la mayoría de los años, las tasas de mortalidad por pesca han excedido de los niveles de 1974 (**Tabla 9**). La interpretación de esta recomendación regulatoria ha sido inconsistente, y en términos globales, no ha sido puesta en vigor o no ha resultado efectiva.

12.2 Límites de captura

Límite de captura en el océano Atlántico este y mar Mediterráneo. La Comisión recomendó en 1994 que las capturas de atún rojo en el stock oriental (incluyendo el océano Atlántico este y mar Mediterráneo) debían reducirse en un 25 % de los niveles de 1993 ó 1994 (la cifra más alta) a partir de 1996 y hasta finales de 1998. Aunque esta regulación no puede experimentar una evaluación final hasta que hayan sido comunicadas las capturas de 1998, en sentido global, las capturas de 1996 y 1997 son un 8.4% y 2.9% *más altas*, respectivamente, que los niveles de 1994 (que a su vez eran un 27.3% superiores a los niveles de 1993). Además, teniendo en cuenta el nivel excepcional de capturas obtenidas por las pesquerías de Francia en 1994 (en torno a 12.000 t), se aplicaron a este país cuotas suplementarias para 1996-1998. Las capturas francesas en 1996 y 1997 han sido en torno a un 50% superiores que estas cuotas (aunque la captura en 1997 es un 30% inferior a los niveles de 1994). Un efecto positivo indirecto de la regulación sobre reducción de capturas ha inspirado a los países a examinar con espíritu crítico sus estadísticas de captura desde comienzos de 1990 hasta la actualidad (SCRS/98/8; Cuarta Reunión CGPM/ICCAT), y a implementar sistemas mejorados de

comunicación estadística.

Cuota del Atlántico oeste. Se ha adoptado una cuota para las capturas de atún rojo del Atlántico oeste. Si bien la recomendación regulatoria no entró en vigor hasta el 4 de agosto de 1997, los niveles de captura específicos por países y en términos globales se encuentran holgadamente dentro de los nuevos límites en 1997.

Capturas no comunicadas clasificadas como NEI. En 1997, las capturas clasificadas como NEI fueron mucho más reducidas, debido a la revisión de las capturas históricas específicas de los países y a los sistemas estadísticos. La Sección 5 destaca los motivos de clasificar una pequeña parte de las capturas de 1997 como NEI.

12.3 Regulaciones de talla mínima

La **Tabla 6** (Reg. 1) facilita un resumen de los números y proporciones de peces con talla inferior a la reglamentada (peso, talla) en las capturas combinadas para el total del Atlántico (incluyendo el mar Mediterráneo) para 1985 a 1997. Para el Atlántico oeste, no se facilita el límite de peso mínimo de 6,4 kg, dado que el límite de talla de 115 cm es más restrictivo. La **Tabla 15** (Reg. 2) facilita esta información para cada país/entidad/entidad pesquera.

Talla mínima de 1.8 kg. En 1997, había en vigor una prohibición total de retener atún rojo inferior a 1.8 kg. Se sabe que existen capturas de peces de edad 0, pero claramente están subinformadas, y no incluidas en la captura por clases de edad.

Talla mínima de 6,4 kg. En 1975, se recomendó una talla mínima de 6,4 kg, con una tolerancia del 15 %, en número de peces para el total del Atlántico (incluyendo el mar Mediterráneo). En general, la regulación de talla de 115 cm está en vigor en las pesquerías del Atlántico oeste, y por defecto, el nivel de 6,4 kg. Por el contrario, en las pesquerías del Atlántico este y el Mediterráneo (44 % y 30 % de media para 1985 a 1997) la regulación de talla de 6,4 kg ha sido escasamente implementada. En el Atlántico este, aunque el porcentaje es variable (entre 15 y 75 %), los porcentajes recientes en 1995 a 1997 han sido del 50 %, 57 % y 42 %, respectivamente, y las capturas francesas, marroquíes y españolas han excedido la tolerancia. Globalmente, en el Mediterráneo el porcentaje ha sufrido fuertes variaciones (entre el 13 % y el 60 %), si bien en 1996 y 1997 se mantuvo dentro del nivel de tolerancia, indicando un efecto positivo de las recientes regulaciones (vedas espaciales), aunque los países individuales se encuentran aún por encima de la tolerancia (por ejemplo, Italia).

Talla mínima de 30 kg (oeste). Para el Atlántico oeste, entró en vigor en 1992 una prohibición sobre captura y desembarque de atún rojo inferior a 30 kg (ó 115 cm), con una tolerancia del 8 % en peso, aunque Estados Unidos excedió la tolerancia en 1993 y 1997 (10 %; aunque los datos de 1997 son preliminares).

12.4 Temporadas de veda.

Prohibición de captura de palangre en el mar Mediterráneo en junio y julio. Esta regulación, que entró en vigor el 1 de junio de 1994, prohíbe a los grandes palangreros pelágicos de más de 24 m de eslora pescar en el Mediterráneo durante los meses de junio y julio. El objetivo de esta regulación es limitar la mortalidad por pesca. Si bien el SCRS no puede hacer un seguimiento de la observancia de esta medida por los buques pesqueros de los países miembros de ICCAT, reconoce que numerosos palangreros, con banderas de conveniencia o sin identificación del país abanderante pescaron en aguas del Mediterráneo en 1995, 1996 y 1997 durante el período de veda (el número de estos barcos podría haber descendido en 1997). Este hecho se comunicó en el Informe del Cuarto Grupo de Trabajo Conjunto *Ad Hoc* CGPM/ICCAT sobre Stocks de Grandes Peces Pelágicos en el Mar Mediterráneo.

Prohibición de pesca de cerco en el Mediterráneo en agosto, y el empleo de aviones o helicópteros en junio. La regulación entró en vigor el 4 de agosto de 1997, y prohíbe en primer lugar la pesca al cerco en el Mediterráneo durante el mes de agosto. Esta parte de la regulación ha sido respetada por la mayor parte de las flotas de cerco durante 1997 y 1998. Sin embargo, si el objetivo de la regulación consiste en proteger a los

juveniles inmaduros, el período regulatorio podría no ser el adecuado para ciertas pesquerías (por ejemplo, Croacia y Francia). La prohibición del empleo de aviones y helicópteros durante junio no ha sido totalmente implementada durante los dos últimos años.

13. Recomendaciones

El Informe de la Cuarta Reunión del Grupo de Trabajo Conjunto *Ad Hoc* CGPM/ICCAT sobre Stocks de Grandes Peces Pelágicos en el Mar Mediterráneo contiene importantes recomendaciones. Además, el SCRS desea subrayar lo que sigue:

13.1 Estadísticas

1) Se urge a las autoridades pesqueras, institutos pesqueros, instituciones estadísticas nacionales y científicos individuales de ICCAT, CGPM, y países/entidades/entidades pesqueras que faciliten banderas de conveniencia que comuniquen a la Secretaría de ICCAT datos fiables de captura, esfuerzo y talla en el impreso requerido. Estas obligaciones se consideran el umbral mínimo, ya que las normas vienen claramente estipuladas en el Código de Conducta de FAO para una Pesca Responsable, así como en el Acuerdo de Implementación de Naciones Unidas (UNIA). La experiencia extraída de las reuniones de 1998, así como las reuniones celebradas en años anteriores indican que la presentación de todos los datos anteriores a la reunión resulta esencial para permitir disponer del tiempo suficiente para interpretar los datos y llevar a cabo análisis. No se aceptarán modificaciones de mayor entidad tras el primer día de la reunión.

2) Se han efectuado revisiones a las estadísticas para el período transcurrido desde 1990 ó 1991 hasta el presente de numerosos países/entidades/entidades pesqueras que pescan en el Mediterráneo. Estas revisiones podrían ser indicativas del sesgo histórico en las series de datos. Debido a este hecho, se recomienda que los datos anteriores a 1990 ó 1991 sean críticamente revisados. Cualquier modificación que se requiera como resultado de la revisión debe ser presentada de acuerdo con los criterios del SCRS, para decidir sobre su aceptación. En el marco de la normativa del SCRS, las modificaciones de primera magnitud requieren documentación escrita en apoyo de la exposición razonada sobre los cambios.

3) La Secretaría ha obtenido datos históricos para el período anterior a 1960; éstos deberán ser revisados con espíritu crítico, y se emplearán para medir la captura durante este período temporal. Deberían facilitarse a la Secretaría muestras biológicas del Golfo de Vizcaya para completar las series.

4) Se deberían realizar esfuerzos para hacer un seguimiento y cuantificar las conductas que se crean sospechosas o ilegales, robo de peces, y comercio ilegal de la pesca, con el fin de estimar la falta de información o la información insuficiente. La información relativa deberá notificarse a ICCAT a la mayor brevedad.

5) Se deberían hacer esfuerzos para facilitar estimaciones de incertidumbres (por ejemplo, coeficientes de variación) relacionadas con las estadísticas comunicadas (desembarques, capturas descartadas, otras formas de mortalidad inducidas por las pesquerías..) que se estiman a partir de prospecciones de muestreo.

6) Se deberán completar los cuadernos de pesca de todas las pesquerías comerciales y deportivas. En la actualidad, a algunas pesquerías no se les requiere el empleo de cuadernos de pesca, y hay una escasa información sobre ellas.

13.2 Investigación

1) La fidelidad al lugar de desove, rutas migratorias, y tasas de mezcla se encuentran entre los temas más importantes con respecto a las incertidumbres en las evaluaciones y gestión del atún rojo del Atlántico. El Comité opina que la forma más expeditiva de tratar las hipótesis relacionadas con estos asuntos es (véase también el Informe BYP):

Fidelidad al lugar de desove:

- marcado convencional, marcas-archivo y marcas "pop up" de transmisión por satélite en los caladeros durante la sesión de puesta.
- realizar análisis genéticos basados en muestras de pequeños juveniles recolectados cerca de las áreas de desove o de peces en situación de desove recolectados en las zonas de desove durante la estación de desove.
- análisis de microelementos de peces reproductores recolectados en las zonas de desove durante la estación de desove (una vez se hayan desarrollado métodos para identificar las zonas de desove natales).

Rutas migratorias:

- marcado convencional, marcas archivo y marcas "pop up" de transmisión por satélite de peces en situación de desove en las zonas de desove.
- marcado convencional, marcas archivo y marcas "pop up" de transmisión por satélite de otros peces en otros lugares, basándose preferiblemente en proyectos experimentales para comprobar hipótesis específicas, en vez de dejarlo al marcado oportunista.

Importancia de la mezcla

- análisis de microelementos de individuos de edad 0 ó 1 para identificar las zonas de desove (realizar un estudio piloto que, en caso de éxito, deberá ser seguido de muestreo representativo de cada pesquería de primera magnitud).
- marcado convencional basado en un proyecto estadístico para asegurar las recapturas adecuadas en cada una de las pesquerías principales.

El Comité recomienda una cooperación continuada e intensiva entre los científicos que llevan a cabo investigación sobre los stocks este y oeste, con el fin de colaborar en los experimentos de marcado, y recolectar y analizar muestras para estudios de genética y de microelementos. El Comité sugiere se dé prioridad al marcado de peces en situación de desove en las zonas de desove en el Golfo de México y Mediterráneo, la recogida e intercambio de muestras de tejido destinadas a análisis genéticos de pequeños juveniles o peces en situación de desove en estas zonas de reproducción, y la recolección e intercambio de muestras de tejidos y otolitos de pez más ccc temprana del año (preferiblemente) o de un año de edad para realizar análisis genéticos y de microelementos.

2) El Comité recomienda una exploración más amplia de la base de datos de marcado para carear hipótesis ensayables acerca de las rutas migratorias por edad y zona de origen.

3) El Comité recomienda asimismo que se permita y aliente la pesca científica cuidadosamente proyectada y seguida muy de cerca (por barcos científicos o comerciales), incluso en zonas donde actualmente existe prohibición de pescar a gran escala, con el fin de tratar hipótesis específicas acerca de la fidelidad al lugar de desove, rutas migratorias, importancia de la mezcla, tendencias en la abundancia, y parámetros del ciclo vital. Por ejemplo, debería permitirse una captura científica limitada en las zonas de desove del Golfo de México y el Mediterráneo durante la sesión de puesta, si fuera necesario, para facilitar el marcado con marcas convencionales, archivo y "pop up" por satélite y la recolección de muestras para realizar análisis de naturaleza genética y de microelementos, y para hacer un seguimiento de las tendencias en la abundancia. En cuanto a la captura limitada con fines científicos para hacer un seguimiento de las tendencias, las estimaciones de los niveles de esfuerzo esperados que se requieren para testar las diferencias significativas entre las tasas de captura, se deberían aportar como parte del proyecto experimental. La captura limitada con fines científicos también debería ser permitida en zonas donde se sabe que hay juveniles muy pequeños, con el fin de llevar a cabo marcado y facilitar muestras para realizar análisis genéticos y de microelementos.

4) El Comité recomienda continuar amplios estudios sobre madurez, ya en desarrollo en el este y oeste del Atlántico y el Mediterráneo. Esto se debería considerar una prioridad, ya que una diferencia en las ojivas de la edad de madurez sería una evidencia incontestable de la hipótesis de los dos stocks. Además, los resultados del marcado con información por satélite mostraron peces en edad de desovar en el Atlántico central, en un momento en el cual se suponía que iban a desovar, lo que debería ser investigado.

5) El Comité recomienda estudiar en profundidad la pesquería de liña de mano de Marruecos dirigida al atún rojo con el objetivo de mejorar las evaluaciones. Las especiales características de esta pesquería son la pesca a profundidad y una actividad continua durante el año.

6) Con el fin de mejor evaluar la fiabilidad de los índices de CPUE, el Comité recomienda que la distribución histórica de atún rojo por las principales clases de edad sea examinada revisando la literatura analizando los datos del marcado convencional, marcas-archivo y "pop up" a efectos de identificar esquemas potenciales en la cobertura espacio-temporal de diversas pesquerías con respecto a la distribución de la población.

7) Hasta donde sea posible, deberían incorporarse más explícitamente los efectos de los cambios introducidos en las medidas regulatorias en los procedimientos para la normalización de los índices de CPUE. Cuando sea factible, se debería calcular la CPUE por edad con el fin de comparar las tendencias específicas de la edad con los diversos índices e intentar evaluar la covarianza inter-edad en las pesquerías específicas.

8) El Comité observó que la mayor parte de los índices de abundancia calculados para las diversas pesquerías de atún rojo atlántico indicaban efectos espacio-temporales que podrían explicarse en parte por la variabilidad medioambiental. Las causas de esta variabilidad podrían incluir los cambios a corto y medio plazo, de pequeña y gran magnitud en el clima oceánico y/o cambios en la disponibilidad de las especies presa a escala similar de espacio y tiempo. El Comité recomienda realizar investigación para documentar la historia de la pesquería y la oceanografía de las zonas en las cuales se llevan a cabo las pesquerías de atún rojo atlántico. Estas actividades de investigación podrían incluir la recopilación de las series de climatología oceánica para la zona, e información relativa a la abundancia de las especies-forraje, tales como arenques, sardinas, caritas, pampanitos, anguilas, y otras especies. La idea es que donde existan tales series de datos, podrían ser utilizadas para normalizar los índices de abundancia para el atún rojo del Atlántico. Además, si estas series de datos poseen la suficiente extensión en términos de tiempo y espacio, también podrían emplearse para investigar las razones de los mayores desplazamientos históricos en áreas de abundancia para el atún rojo atlántico que han tenido lugar durante las cinco últimas décadas.

9) Valorar las evaluaciones de stock, particularmente aquellos métodos que: sean sólidos frente al sesgo y variabilidad de las estimaciones de F ratios, estiman la abundancia absoluta de grandes peces (o por lo menos los límites de estas estimaciones), y son sólidos frente a la información defectuosa de la captura y a la determinación de edad de la captura.

10) Recolectar datos sobre temas que permitirán una mejor estimación de las F de las edades más viejas, tales como determinación directa de la edad, índices de abundancia separados para las edades más viejas o grupos plus, y/o experimentos de marcado.

11) Para investigar más ampliamente métodos para estimar de forma objetiva la varianza de los índices de abundancia, particularmente en cuanto respecta a cómo se utilizan al ponderar los modelos de población.

12) Aplicar técnicas de prospección, tales como las prospecciones aéreas (SBF) para facilitar series temporales de abundancia relativa coherentes para peces pequeños.

13) Establecer un Grupo de trabajo sobre Metodología en el marco del SCRS, con el fin de establecer protocolos para la evaluación de stock para normalizar métodos dentro y a través de las especies.

13.3 Gestión

-- Atlántico oeste

La evaluación más reciente del atún rojo mostró que en 1997 la biomasa de mediados de año de la edad 8 y superiores se encontraba en torno al 14%-17% de la estimación correspondiente para 1975. Las previsiones basadas en la relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt indican que una captura de 2.000 t es sostenible; asimismo, hay más de un 50% de probabilidades de que una captura anual de 2.500 t no sea sostenible, y un 10% de probabilidad de una mayor reducción antes del 2005 (asumiendo que sea posible ejercer una tasa de mortalidad por pesca lo suficientemente alta para mantener una captura constante de 2.500 t según declina el stock). Por otra parte, si se asume una relación stock reclutamiento de doble sentido, resulta sostenible una captura de 2.500 t,

En 1997, la Comisión solicitó el desarrollo de opciones de recuperación destinadas a alcanzar niveles de biomasa reproductora que soporten el RMS en el contexto de varios períodos temporales. Para un período de 20 años, en términos de la relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt, probablemente es difícil que el stock alcance este nivel incluso en ausencia de capturas. Una captura constante de 2.000 t permitiría una recuperación de 1.5 veces en 20 años a aproximadamente el 10% del nivel que podría soportar los RMS de unas 7.700 t/año bajo este supuesto. No obstante, con este supuesto, la relación de doble sentido, la biomasa reproductora se duplicaría durante los próximos 20 años, alcanzando un nivel de aproximadamente el 93% de la biomasa que podría soportar RMS de unas 2.800 t/año.

El Comité llamó la atención hacia el hecho de que si la Comisión está satisfecha con una posibilidad de un 50% de tener un incremento neto en 20 años del 20% del tamaño del stock reproductor, entonces en términos de las previsiones basadas en la relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt, el nivel de captura actual necesitaría reducirse a unas 2.000 t. Si la Comisión desea estar razonablemente segura (es decir, tener el 90% de probabilidad) de por lo menos mantener el *status quo*, la captura debería reducirse a aproximadamente 1.500 t. Pero si el objetivo es moverse más rápidamente (es decir, dentro de un período de 20 años), a niveles que producen el RMS, las capturas actuales necesitan ser reducidas de forma sustancial. En términos de lograr un objetivo con una oportunidad del 50% de alcanzar niveles de biomasa que soporten el RMS dentro de los 20 años, con la relación stock-reclutamiento de doble sentido las capturas actuales no necesitan reducirse.

Al tomar decisiones basándose en estas previsiones, la Comisión debería saber que hay muchas fuentes de incertidumbres (que se discuten en el Informe detallado). En particular, (1) el efecto de la mezcla entre los stocks no puede ser predicho de forma fiable dados los datos disponibles; (2) se tienen que crear supuestos acerca de la relación entre stock y reclutamiento con el fin de realizar previsiones a largo plazo relativas al RMS; y (3) la importancia relativa que se debe conceder a la información de entrada sobre tasas de captura es particularmente incierto. En consecuencia, los niveles futuros del recurso podrían ser superiores o inferiores a los que indican las previsiones. Inherentemente, el nivel de la captura constante que es sostenible a largo plazo (más de 20 años) no puede determinarse bien con los datos de que dispone el Comité. Por lo tanto, el Comité no puede decidir si las capturas actuales (1997) son o no sostenibles. Si se mantienen los niveles actuales de captura, es improbable que el estado del stock cambie apreciablemente a corto plazo.

También conviene observar que la condición del stock y pesquería del Atlántico este podría afectar de forma adversa a la recuperación en el Atlántico oeste, debido a la mezcla entre ambos stocks.

-- Atlántico este

El Comité expresó preocupación acerca del estado de los recursos de atún rojo del Atlántico este a la vista de los resultados de la evaluación y las capturas históricamente altas realizadas en 1996-1997 (con un exceso de 40.000 t).

Las previsiones indican que los niveles futuros de captura de 33.000 t o superiores no son sostenibles. Las capturas de 25.000 t o inferiores detendrían el declive de la biomasa. Se debe observar que incluso estos resultados podrían ser optimistas dado que asumen que continúa el reclutamiento futuro al nivel medio que se observa desde 1981.

Al tomar decisiones basadas en estas previsiones, la Comisión debería ser consciente de que hay

numerosas fuentes de incertidumbres (que se discuten en el Informe Detallado).

Considerando el gran incremento en las capturas desde entonces, combinado con los resultados de los análisis actuales, el Comité considera que sería necesaria una reducción del 35 % de las capturas a partir de los niveles de 1993 ó 1994 (es decir, a unas 25.000 t) para prevenir ulteriores declives del stock.

El Comité está preocupado por la fuerte captura de individuos pequeños, y recomendó llevar a cabo todo el esfuerzo posible para que se cumplan las actuales medidas sobre el límite de talla de 6,4 kg. El Comité reiteró que se tomaran las medidas efectivas para evitar capturas de peces de edad 0 (<1.8 kg) y no permitir ninguna tolerancia con respecto al porcentaje (en números) de peces de edad 0 en los desembarques.

También conviene observar que la condición del stock y pesquería del Atlántico este podrían afectar adversamente a la recuperación en el Atlántico oeste debido a la mezcla entre los dos stocks.

14. Adopción y clausura

El Informe se adoptó el 24 de septiembre de 1998, y se acordó que la Secretaría introduciría todas las modificaciones y correcciones presentadas por los científicos en el momento de la adopción. También se acordó que el Informe se enviaría a los participantes en la Evaluación de Stock, con todos los cambios subrayados, y que se distribuiría en el SCRS de 1998.

En el momento de la clausura, el Dr. Powers, presidente del SCRS, agradeció a todos los científicos su excelente colaboración durante dos semanas de tareas intensivas, horas de trabajo extremadamente tardías, e interesantes debates. En nombre de todos los científicos del SCRS, reiteró su agradecimiento a las autoridades italianas, y a los Dres. Di Natale y Costa, del Aquarium de Génova, por haber organizado esta sesión. El Dr Powers también agradeció al personal de la Secretaría su valiosa ayuda.

La Sesión de Evaluación de Stock de Atún Rojo del SCRS de ICCAT se clausuró a las 3.30 a.m. del jueves día 24 de septiembre.

REFERENCIAS

- Baglin, R.E. 1982. Reproductive biology of western Atlantic bluefin tuna. Fish. Bull 80(1): 121-134.
- Cort, J.L., 1996. Marcado de atún rojo en el Atlántico y Mediterráneo. Implicaciones en las actuales medidas de gestión. Biol. Mar. Medit 3: 289-293.
- Chen, S., y S. Watanabe. 1989. Age dependence of natural mortality coefficient in high population dynamics. Nippon Suisan Bakkaiishi 55: 205-208.
- Evans, G.T. y J.C. Rice. 1988. Predicting recruitment from stock size without the mediation of a functional relation. J Cons: Int. Explor. Mer 44: 111-112.
- Frade, F. y S. Manaças. 1933. Sur l'état de maturité des gonades chez le thon rouge génétique. Travaux de la Station de Biologie Maritime de Lisbonne 33: 1-5.
- Frade, F. y H. Vilela. 1962. Le thon rouge et le germon (*Thunnus thynnus* L.) et Germon alalunga (Bonn.). Morphologie, biologie et pêche. Junta de Investigações de Ultramar, Lisboa, 92 pp.
- Mather, F.J. Jr., J.M. Mason, A.C. Jones. 1995 Historical document: Life history and fisheries of Atlantic bluefin tuna. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFSC 370: 162 pp.
- Rodríguez Roda, J. 1967. Fecundidad del atún, *Thunnus thynnus* (L.) del sur de España, en la campaña almadrabera del año 1966. Invest. Pesq. 31(1): 33-52.

Scaccini, A. 1965. Biologia e pesca dei tonni nei mari italiani. Min. Marina Mercantile, Direzione General della Pesca Marittima, Roma, Memoria N. 12: 1-101.

Sella, M. 1929. Biologia e pesca del tonno (*Thunnus thynnus* L.) - Atti del Convegno de Biologia Marina applicata alla pesca. Messina 1928. 1-32.

ICCAT SCRS Bluefin Tuna Stock Assessment Session
(Genoa, Italy - September 14 to 23, 1998)

AGENDA

1. Opening
2. Election of Chairman and meeting arrangements
3. Review of the Report of GFCM/ICCAT joint session held in the previous week
4. Review of west Atlantic fisheries and input data
 - Review of the papers submitted to the session
6. Examination of available data, including biological parameters
 - Review of stock structure
 - Review and examination of models to be used (e.g. VPA models, production models, stock mixing models)
10. Establish base case assessment
 - Assessments using other models including ASPM and/or under a different hypothesis or constraints (sensitivity analyses)
 - Projection
 - update recovery option decision of 1996 Commission
 - explore alternate recovery options
 - Effects of current regulations on stocks: evaluation of effectiveness of current regulatory measures
 - Recommendations for improvement of statistics, future research and management
 - Completion of Precautionary Approach Questionnaire
 - BFT Executive Summary Report Draft for SCRS Plenary
17. Detailed Report for SCRS Plenary
18. Short term working schedule
19. Closure

Rapport de la Session d'évaluation des stocks de Thon rouge
(Gênes, Italie, 14-23 septembre 1998)

Ordre du jour

Ouverture

1. Election du Président et organisation de la réunion
2. Examen de la réunion CGPM/ICCAT de septembre 1998
3. Examen des évolutions récentes dans les pêcheries
4. Statistiques de capture
5. Structure du stock et paramètres biologiques
6. Prise par classe d'âge
7. Abondance relative et CPUE
8. Facteurs environnementaux
9. Evaluation
10. Projections
11. Effet des mesures réglementaires
12. Recommandations
13. Adoption et clôture

**Informe de la Sesión de Evaluación de Stock de Atún Rojo
del SCRS de ICCAT**
(Génova, Italia, 14 a 23 de septiembre de 1998)

Orden del Día

1. Apertura
2. Elección de presidente y disposiciones para la reunión
3. Examen de la Reunión CGPM/ICCAT de septiembre de 1998
4. Examen de las recientes tendencias en las pesquerías
5. Estadísticas de captura
6. Estructura de stock y parámetros biológicos
7. Captura por clases de edad
8. Abundancia relativa y CPUE
9. Influencias del medio ambiente
10. Evaluación
11. Previsiones
12. Efectos de las medidas regulatorias
13. Recomendaciones
14. Adopción y clausura.

List of participants/Liste des participants/Lista de participantes

ICCAT CONTRACTING PARTIES

CANADA

PORTER, JULIE M.
 Department of Fisheries & Oceans
 Biological Station
 St. Andrews, New Brunswick EOG 2X0
 Tel: +1 506 529 5902
 Fax: +1 506 529 5862
 E-mail: porterj@mar.dfo-mpo.gc.ca

CROATIA

FRANICEVIC, MARIJANA
 Institute of Oceanography & Fisheries
 Setaliste Ivana, Mestrovica 63
 21000 Split
 Tel: +385 21 358 688
 Fax: +385 21 358 650
 E-mail: marijana@jadran.izor.hr

EQUATORIAL GUINEA

ONDO FAMA, LORENZO
 Ministerio de Agricultura, Pesca y Ganaderia
 Carretera de Luba s/n
 Malabo
 Tel: +240 9 3449
 Fax: +240 9 3408
 E-mail:

REPO BOBAILA, JESUS ANGEL
 Ministerio de Agricultura, Pesca y Ganaderia
 Carretera de Luba s/n
 Malabo
 Tel: +240 9 3449
 Fax: +240 9 3408
 E-mail:

EUROPEAN COMMUNITY (EC)

ASTUDILLO, ARMANDO
 European Commission
 Rue de la Loi, 200
 B-1049 Brussels (Belgium)
 Tel: +32 2 296 1191
 Fax: +32 2 295 5621
 E-mail: armando.astudillo@dg14.cec.be

DE LA SERNA, JOSE MIGUEL
 Instituto Español de Oceanografía
 Apartado 285
 29640 Fuengirola, Málaga (Spain)
 Tel: +952 476 955
 Fax: +952 463 808
 E-mail: delaserna@ma.ieo.es

DI NATALE, ANTONIO
 AQUASTUDIO
 Via Trapani, 6
 98121 Messina (Italy)
 Tel: +39 090 346 408
 Fax: +39 090 364 560
 E-mail: aquauno@tin.it

FARRUGIO, HENRI
 IRFEMER
 1, rue Jean Vilar
 B. P. 171
 34203 Sete (France)
 Tel: +33 46 746 7800
 Fax: +33 46 774 7090
 E-mail: farrugio@ifremer.fr

FERREIRA DE GOUVEIA, LIDIA
 Chefe de Divisao de Tecnicas e Artes de Pesca
 Direcção Regional das Pescas, Estrada da Pontinha
 9000 Funchal, Madeira (Portugal)
 Tel: +351 91 203 200
 Fax: +351
 E-mail: lidiagouveia@hotmail.com

FROMENTIN, JEAN-MARC
IFREMER
1, rue Jean Vilar
B. P. 171
34203 Sete (France)
Tel: +33 46 746 7808
Fax: +33 46 774 7090
E-mail: jean.marc.fromentin@ifremer.fr

GAUTHIEZ, FRANCOIS
Ministere Agriculture et Peche
3, place Fontenoy
75007 Paris (France)
Tel:
Fax:
E-mail:

KELL, LAURENCE
CEFAS, Lowestoft Laboratory, Pakefield Rd.
Lowestoft, Suffolk NR33 0HT
(United Kingdom)
Tel: +44 01502 524 347
Fax: +44 01502 513 865
E-mail: l.t.kell@cefas.co.uk

LIORZOU, BERNARD
IFREMER
B. P. 171 - 1, rue Jean Vilar
34203 Sete (France)
Tel: +33 46 746 7834
Fax: +33 46 774 7090
E-mail: bliorzou@ifremer.fr

MEJUTO, JAIME
Instituto Español de Oceanografía
Apartado 130
15080 A Coruña (Spain)
Tel: +34 981 205 362
Fax: +34 981 229 077
E-mail:

ORTIZ DE URBINA GUTIERREZ, JOSE MARIA
Instituto Espanol de Oceanografia
Apartado 285, 29640 Fuengirola, Malaga (Spain)
Tel: +34 952 476 955
Fax: +34 952 463 808
E-mail: urbina@ma.ieo.es

ORTIZ DE ZARATE, VICTORIA
Instituto Español de Oceanografía
Apartado 240, 39080 Santander (Spain)
Tel: +34 942 291 060
Fax: +34 942 275 072
E-mail: victoria.zarate@st.ieo.es

PEREIRA, JOAO
Universidade do Acores
Departamento de Oceanografia e Pescas
9900 Horta, Portugal
Tel: +35 1 92 292 944
Fax: +35 1 92 292 659
E-mail: pereira@dop.uac.pt

PICCINETTI, CORRADO
University Bologna
Lab. Biologia Marina e Pesca
Viale Adriatico 1/n
Fano (Italy)
Tel: +39 0721 802 689
Fax: +39 0721 801 654
E-mail: LBMP.Fano@mobilia.it

SANTIAGO, JOSU
AZTI, Txatxarramendi Irla
Sukarrieta, Vizcaya (Spain)
Tel: +34 946 870 700
Fax: +34 946 870 006
E-mail: josu@rp.azti.es

JAPAN

HIRAMATSU, KAZUHIKO
National Research Institute of Far Seas Fisheries
5-7-1 Chome, Orido
Shimizu, Shizuoka 424
Tel: +81 543 366 014
Fax: +81 543 359 642
E-mail: hira@enyo.affrc.go.jp

MIYABE, NAOZUMI
National Research Institute of Far Seas Fisheries
5-7-1 Chome, Orido
Shimizu, Shizuoka 424
Tel: +81 543 366 044
Fax: +81 543 359 642
E-mail: miyabe@enyo.affrc.go.jp

SUDA, AKIRA
Japan Tuna Fishermen's Association
2-3-22 Kudankita, Chiyoda-ku
Tokyo 102
Tel: +81 33 264 6167
Fax: +81 33 234 7455

SUZUKI, ZIRO
National Research Institute of Far Seas Fisheries
5-7-1 Chome, Orido
Shimizu, Shizuoka 424
Tel: +81 543 366 000
Fax: +81 543 359 642
E-mail: suzuki@enyo.affrc.go.jp

TAKEUCHI, YUKIO
National Research Institute of Far Seas Fisheries
5-7-1 Chome, Orido
Shimizu, Shizuoka 424
Tel: +81 543 366 014
Fax: +81 543 359 642
E-mail: yukio@enyo.affrc.go.jp

LIBYA

TAWIL, MOHAMED Y.
Marine Biology Research Centre
P. O. Box 30830
Tajura, Tripoli
Tel: +218 21 369 002
Fax: +218 21 369 002
E-mail:

MALTA

VELLA, ADRIANA
Department of Biology
University of Malta
MSIDA, MSD09
Tel: +356 329 02790
Fax: +356 312 110
E-mail: avel@cis.um.edu.mt

MOROCCO

SROUR, ABDELLAH
Institut National de Recherche Halieutique
2, rue Tiznit Casablanca
Tel: +212 2 220 249
Fax: +212 2 266 967
E-mail: srour@inrh.org.ma

TUNISIA

HATTOUR, ABDALLAH
INSTM, 28, Rue 2 mars 1934
2025 Salammbou
Tel: +730 420
Fax: +2161 732 622
E-mail: abdallahhattour@instm.rnrt.tn

UK-BERMUDA

BARNES, JOHN A.
Director, Dept. of Agriculture & Fisheries
P.O. Box HM 834
Hamilton HM CX
Tel: +441 236 4201
Fax: +441 236 7582
E-mail: agfish@ibl.bm

UNITED STATES

BUTTERWORTH, DOUGLAS
Department of Applied Mathematics
University of Cape Town
Rondebosch 7701 (South Africa)
Tel: +27 21 650 2343
Fax: +27 21 650 2334
E-mail: dll@maths.uct.ac.za

COOKE, J. G.
Centre for Ecosystem Management Studies
Mooshof, 79297 Winden (Germany)
Tel: +49 7681 6018
Fax: +49 7681 6019
E-mail: justin.cooke@t-online.de

GEROMONT, HELENA
University of Cape Town
Department of Applied Mathematics
Rondebosch 7701 (South Africa)
Tel: 27 21 650 3656
Fax: 27 21 686 0477
E-mail: helena@maths.uct.ac.za

HESTER, FRANK
East Coast Tuna Association
2726 Shelter Island Dr, #369
San Diego, California 92106
Tel: +1 619 792 6515
Fax: +1 619 792 6519
E-mail: fhester52@aol.com

LANKESTER, KEES
SCOMBER Consultancy
Eerste Helmersstraat 183-III
NL 1054 DT Amsterdam (The Netherlands)
Tel: +31 20 612 2843
Fax: +31 20 689 5282
E-mail: k.lankester@scomber.nl

LEGAULT, CHRISTOPHER
NMFS-Southeast Fisheries Science Center
75 Virginia Beach Drive
Miami, Florida 33149
Tel: +1 305 4218
Fax: +1 305
E-mail: chris.legault@noaa.gov

MACE, PAMELA
NMFS-Northeast Fisheries Science Center
166 Water Street
Woods Hole, Massachusetts 02543
Tel: +1 508 495 2357
Fax: +1 508 495 2393
E-mail: pamela.mace@noaa.gov

PORCH, CLAY
NMFS-Southeast Fisheries Science Center
75 Virginia Beach Drive
Miami, Florida 33149
Tel: +1 305 361 4232
Fax: +1 305
E-mail: clay.porch@noaa.gov

POWERS, JOSEPH
NMFS
Southeast Fisheries Science Center
75 Virginia Beach Drive
Miami, Florida 33149
Tel: +1 305 361 4295
Fax: +1 305 361 4219
E-mail: joseph.powers@noaa.gov

RESTREPO, VICTOR
Univeristy of Miami/CUFER
Rosenstiel School of Marine & Atmospheric Science
4600 Rickenbacker Causeway
Miami, Florida 33149
Tel: +1 305 361 4022
Fax: +1 305 361 5933
E-mail: vrestrepo@rsmas.miami.edu

SCOTT, GERRY
NMF
-Southeast Fisheries Science Center
75 Virginia Beach Drive
Miami, Florida 33149
Tel: +1 305 361 4284
Fax: +1 305 361 4219
E-mail: gerry.scott@noaa.gov

TURNER, STEVE
NMFS
Southeast Fisheries Science Center
75 Virginia Beach Drive
Miami, Florida 33149
Tel: +1 305 361 4482
Fax: +1 305 361 4562
E-mail: sturner@sturner.sefsc.noaa.gov

FOOD & AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO)

CORT, JOSE LUIS
FAO Fisheries Dept.
Viale delle Terme di Caracalla
00100 Rome (Italy)
Tel: +39 06 570 54729
Fax: +39 6 570 53020
E-mail: jose.cort@fao.org

ICCAT SECRETARIAT

KEBE, PAPA
ICCAT Systems Analyst
C/Corazon de María, 8 - 6th fl.
28002 Madrid, Spain
Tel: 34 91 416 5600
Fax: 34 91 415 2612
E-mail: papa.kebe@iccat.es

MIYAKE, PETER M.
ICCAT Assistant Executive Secretary
C/Corazon de María, 8 - 6th fl.
28002 Madrid, Spain
Tel: +34 91 416 5600
Fax: +34 91 415 2612
E-mail: peter.miyake@iccat.es

SEIDITA, PHILOMENA
ICCAT Secretariat
C/Corazon de Maria, 8 - 6th fl.
28002 Madrid, Spain
Tel: +34 91 416 5600
Fax: +34 91 415 2612

List of documents/Liste des documents/Lista de documentos

- SCRS/98/42 Standardized CPUE indices for Canadian bluefin tuna fisheries based on commercial catch rates - Stone, H.H., J.M. Porter
- SCRS/98/47 The bluefin tuna fishing in the eastern part of the Adriatic Sea - Sinovic, G., M. Franicevic, V. Alegria
- SCRS/98/51 Evolution de la peche de thon rouge en Adriatique - Piccinetti, C. et G. Piccinetti Manfrin
- SCRS/98/53 Standaradized bluefin tuna CPUE from Spanish traps - Ortiz de Urbina, J. M., J. M. de la Serna
- SCRS/98/54 Some Aspects of ADAPT VPA as Applied to North Atlantic Bluefin Tuna - Butterworth, D.S., H. F. Geromont
- SCRS/98/57 Updated bluefin (*Thunnus thynnus*) fishery Statistics in the Cantabrian Sea Waters - Ortiz de Zarate, V., C. Rodriguez-Cabello.
- SCRS/98/58 A flexible forward age-structured assessment program - Legaultt, C.M., V.R. Restrepo.
- SCRS/98/59 Standardized catch rates for small bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, from the rod and reel fishery off the Northeast United States from 1980-1997 - Ortiz, M., S. C. Turner, C.A. Brown.
- SCRS/98/60 Standardized catch rates for large bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, from the U.S. pelagic longline fishery in the Gulf of Mexico and off the Florida East coast - Cramer, J., M. Ortiz
- SCRS/98/61 Modifications to the U.S bluefin tuna tag release and recapture database - Rosenthal, D., M. Ortiz.
- SCRS/98/62 Virtual population analyses of Atlantic bluefin tuna with alternative models of transatlantic migration - Porch, C.E., S.C. Turner.
- SCRS/98/63 Bootstrap esitmates of the precision and bias of the 1996 base case assessment of West Atlantic bluefin tuna - Porch, C.E.
- SCRS/98/64 A Bayesian VPA with randomly walking parameters - Porch, C.E.
- SCRS/98/65 Estimating Atlantic bluefin tuna mortality from the release and recapture dates of recovered tage (preliminary results) -Porch, C.E.
- SCRS/98/66 Review of the available information on medium bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, from the rod and reel/handline fishery off the Northeast United States - Turner, S.C., C.A. Brown, M. Ortiz
- SCRS/98/67 Updated Index of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) spawning biomass from Gulf of Mexico ichthyoplankton surveys - Scott, G.P., S.C. Turner.

- SCRS/98/68 Standardized catch rates of large bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, from the rod and reel/handline fishery off the Northeast United States during 1983-1997 - Brown, C.A., S.C. Turner, M.Ortiz
- SCRS/98/69 Review of the bluefin tuna release and recapture information from the ICCAT tagging data base -Turner, S.C.
- SCRS/98/70 A composite fish stock assessment model incorporating features of production models and virtual population analyses - Cooke, J.G., K. Lankester.
- SCRS/98/71 Preliminary analysis of catch per unit effort data from giant bluefin tuna tournaments in the Gulf of Maine, 1987-1997 - Chase, B.C., G.B. Skomal.
- SCRS/98/72 A Note on Atlantic bluefin tuna stock structure hypotheses : a review of new information - Hester, F.
- SCRS/98/73 Catch and effort information from the US Northeast coastal commercial fishery for bluefin tuna - Hester, F.
- SCRS/98/74 Bluefin tuna stock assessment in the northeast Atlantic: difficulties related to data, methods and knowledge - Fromentin, J. M.
- SCRS/98/75 A strategic framework for fishery-independant aerial assessment of bluefin tuna - Lutcavage, M., N. Newlands.
- SCRS/98/76 Do North Atlantic bluefin tuna spawn in the Mid-Atlantic ? Results of pop-up satellite tagging on spawning size class fish in the Gulf of Maine - Lutcavage, M., R. Brill, G. Skomal, B. Chase, P. Howey.
- SCRS/98/77 A fleet-disaggregated age-structured production model for application to Atlantic bluefin tuna - Geromont, H.F., D.S. Butterworth.
- SCRS/98/79 Updated BFT CPUE by JPN LL (Title not fixed) - Miyabe, N., Y. Takeuchi.
- SCRS/98/82 The reliability of stock size estimates by ADAPT VPA - Hiramatsu, K., E. Tanaka.
- SCRS/98/83 Longline swordfish fishery in the Ligurian Sea : eight years of observations on target and by catch species - Orsi, L.
- SCRS/98/85 Review of information on large bluefin tuna caught by Japanese longline fishery off Brazil from the late 1950s to the early 1960s - Takeuchi, Y., A. Suda, Z. Suzuki.
- SCRS/98/88 Le dégradation des données recueillies sur le thon rouge exploité au large des côtes françaises de Méditerranée .- Liourzou, B.
- SCRS/98/95 Contribution à la connaissance des captures du thon rouge par les madragues - Piccinetti, C., H. Omiccioli

Results of calculations applying random effects mixed model to the Canadian Catch Rate Time Series in SCRS/98/42/ Résultats des calculs appliquant le modèle mixte à effets aléatoires à la série temporelle canadienne des taux des captures dans le SCRS/98/42/Resultado de los cálculos aplicando el modelo mixto de efectos aleatorios a la serie temporal canadiense de tasas de captura en el SCRS/98/42.

Canadian Gulf of St Lawrence

Proportion positive: binomial with logit link

Fixed effects: year.gear.fleet

Random effects: year.month (c.v. = 0.401)

Positive CPUE: log-normal

Fixed effects: year.fleet.month

Random effects: year.month (c.v. = 0.219)

Proportion pos.		Positive CPUE		Combined		Index	c.v.	
Year	Estimate	s.e.	Estimate	s.e.	Estimate	s.e.	value	c.v.
1981	-3.129	.247	-1.975	.138	-5.104	.283	6.072	.289
1982	-3.753	.245	-1.436	.135	-5.189	.280	5.578	.285
1983	-3.317	.235	-1.553	.130	-4.870	.269	7.673	.273
1984	-3.739	.249	-1.684	.138	-5.423	.284	4.414	.290
1985	-4.525	.261	-1.886	.148	-6.411	.300	1.643	.307
1986	-4.707	.295	-1.597	.169	-6.304	.340	1.829	.350
1987	-4.937	.421	-2.008	.258	-6.945	.494	.963	.526
1988	-4.428	.334	-1.889	.204	-6.317	.392	1.805	.407
1989	-4.361	.340	-1.799	.202	-6.160	.396	2.112	.412
1990	-5.213	.327	-1.648	.197	-6.861	.382	1.048	.396
1991	-4.478	.343	-1.749	.220	-6.227	.408	1.975	.426
1992	-4.248	.301	-1.604	.172	-5.852	.347	2.874	.357
1993	-4.248	.271	-1.893	.158	-6.141	.314	2.153	.322
1994	-5.429	.316	-1.943	.186	-7.372	.367	.629	.380
1995	-4.106	.245	-1.720	.136	-5.826	.280	2.950	.286
1996	-5.437	.247	-1.736	.135	-7.173	.281	.767	.287
1997	-5.382	.247	-1.720	.134	-7.102	.281	.823	.287

Hell Hole and Bay of Fundy

Poisson log-linear model

(catch of bft; log fishing hours as offset)

Fixed effects: year.month.area.fleet

Random effects: year.month (c.v.=0.147) year.area (c.v.=0.253)

year.month.area (c.v.=0.269)

Year	Estimate	s.e.	Index	c.v.
1988	-1.915	.323	2.947	.332
1989	-1.405	.297	4.907	.304
1990	-1.597	.297	4.050	.304
1991	-1.834	.297	3.195	.304
1992	-1.95	.240	2.845	.243
1993	-2.936	.233	1.062	.236
1994	-2.218	.245	2.177	.249
1995	-2.38	.232	1.851	.235
1996	-3.426	.240	.650	.244
1997	-3.283	.242	.750	.246

Butterworth's Base Case proposal for the West
Proposition du cas base de Butterworth pour l'Ouest
Propuesta del Caso Base de Butterworth para el Oeste

√ = Firm proposal ? = Not so sure proposal

1) Japan new GOM LL index	Include	√
2) USRR Lg	Single series	?
3) US LL GOM	Single series	?
4) F ratios	Estimate 74-81 Fix 70-73 at 1 Fix 82 at 2 values: 1 1.5	? √ √ ?
5) Partial catch weighting	Equation (4) (year-indep)	√
6) M vector	Age dep SBT But $M_{10+} = 0.14$	√ ?
7) S/R penalty	No (Maybe late, but finalize above first)	√
8) Retrospective adjustment	No (but check if evidence after above finalized)	√
9) Plus group age	10+	√

Weight-length relationship for use in projections
Relations poids-taille pour utilisation dans les projections
Relación talla-peso para su uso en las proyecciones

Growth curve: $L(t) = 382.0 [1 - e^{-0.79(t+1/6)}]$

NOTE: t is measured from May; hence “mid-year” corresponds to an additional time of 1/6 yr, e.g. L at mid-year of 7 yr old = L (7+1/6).

Three candidates for w vs L relationship:

- | | |
|---------------------|--|
| (1) Used previously | $w(t) = 2.861 \times 10^{-5} L(t)^{2.929}$ |
| (2) August fit | $w(t) = 2.267 \times 10^{-5} L(t)^{2.97037}$ |
| (3) September fit | $w(t) = 1.52 \times 10^{-5} L(t)^{3.05305}$ |

We need a formula which roughly matches past catch weights-at-age input to VPA, which are used to compute B^{sp} . We look for the best match over ages 7, 8 and 9 as the best predictor for age 10+ (as needed for projections).

<u>Age</u>	<u>7</u>	<u>8</u>	<u>9</u>
L(t)	176.92	192.50	206.89
observed w(t): 1991-97			
Mean ± s.d.	112.0 ± 2.6	143.9 ± 4.5	178.6 ± 4.0
Formula (1)	109.7	140.5	173.5
Formula (2)	107.7	138.4	171.4
Formula (3)	110.8	143.3	178.6

Conclusion: Use September relation $w(t) = 1.52 \times 10^{-5} L(t)^{3.05305}$

NOTE: In substituting for t in von Bertalanffy equation, note for mid-year $t = \text{age} + 1/6$.

BFT-Table 1. Atlantic and Mediterranean bluefin tuna catches (in MT) by region and gears, 1950-1997 .

	1950	1951	1952	1953	1954	1955	1956	1957	1958	1959	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973
CATCH	25534	28239	34113	36129	32973	37047	26509	33395	33194	25493	24701	27984	33823	29318	35213	31002	22706	25207	15738	17385	15924	17461	14634	14607
LANDINGS	25534	28239	34113	36129	32973	37047	26509	33395	33194	25493	24701	27984	33823	29318	35213	31002	22706	25207	15738	17385	15924	17461	14634	14607
DISCARDS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
WEST ATLANTIC	1007	1096	629	1084	823	544	247	546	1207	1570	1032	1620	5799	13838	18679	14171	8090	5940	3176	3012	5466	6591	3948	3871
-PURSE SEINE	1	100	0	0	55	0	0	0	138	781	277	903	3768	5770	5158	3331	1006	2082	687	1118	4288	3769	2011	1656
CANADA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	323	579	461	0	0	0	0	1161	935	260	635
EC-IRELAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NORWAY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0
USA	1	100	0	0	55	++	++	0	138	781	277	903	3768	5447	4571	2870	1006	2082	687	1118	3127	2834	1751	1021
-ROD & REEL + SPORT	113	87	70	34	63	19	13	33	18	30	29	101	380	1162	601	1062	3726	343	619	1008	587	1049	1084	519
CANADA	75	86	69	29	49	9	3	4	0	14	5	41	40	90	99	94	111	56	180	170	151	88	188	239
USA	38	1	1	5	14	10	10	29	18	16	24	60	340	1072	502	968	3615	287	439	838	436	961	896	280
-LONGLINE	0	0	7	1	0	5	0	46	72	283	340	373	1351	6558	12410	9469	3085	3126	1665	593	268	1390	339	1127
ARGENTIN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	106	271	204	100	100	60	21	0	0	2	0	2
BRASIL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CANADA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHITAIIP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	7	2	13	7	2
CUBA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	139	465	2352	1351	468	200	0	0	0
JAPAN	0	0	0	0	0	0	0	30	32	200	339	373	1219	6191	12044	9147	2471	694	272	116	66	1375	321	1097
KOREA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	23
MEXICO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NORWAY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	63	4	10	0	0	0	0	0	0	0
NEI-28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
TRINIDAD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
USA	++	0	7	1	0	5	0	16	40	83	1	0	26	96	99	79	39	20	9	2	0	++	0	1
URUGUAY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI_1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
-OTHER & UNCL GEARS	893	909	552	1049	705	520	234	467	979	476	386	243	300	348	510	309	273	389	205	293	323	383	514	569
ARGENTIN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
UK-BERMUDA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CANADA	357	213	299	172	126	124	37	43	38	79	32	79	137	229	318	81	87	174	101	193	130	59	29	144
MEXICO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	29

BFT-Table 1. Atlantic and Mediterranean bluefin tuna catches (in MT) by region and gears, 1950-1997 .

	1950	1951	1952	1953	1954	1955	1956	1957	1958	1959	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973
POLAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
STLUCIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**	**	**	**
USA	536	696	253	877	579	396	197	424	941	397	354	164	163	119	192	228	186	215	104	100	193	324	462	396
<i>LONGLINE DISCARDS</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CANADA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
USA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>ROD AND REEL DISCARDS</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
USA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>TENDED LINE DISCARDS</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CANADA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EAST ATLANTIC + MEDITERRANEAN																								
EAST ATLANTIC	18930	21435	28130	28003	25440	30271	21362	26011	25592	18469	18854	20750	23230	9020	10239	10834	9290	10523	4629	5683	5764	4675	4732	4685
<i>-BAITBOAT</i>	2865	3979	3786	3556	4430	4448	2791	3154	2829	3052	1198	1453	1537	1178	1079	1820	3347	1805	1474	1826	3017	3055	3032	3142
CAP VERT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-ESPANA	996	1086	1424	1192	979	1417	1338	1604	1526	1021	645	546	572	635	676	1199	1723	945	1084	1292	2285	2375	2292	2602
EC-FRANCE	1869	2893	2362	2364	3451	3031	1453	1550	1303	2031	553	907	965	543	400	621	1624	860	390	534	732	680	740	540
EC-PORTUGAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
JAPAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>-PURSE SEINE</i>	1700	5200	11400	8000	9500	10400	4100	5000	5539	2500	6222	10962	9781	1575	3458	3378	2737	4022	1149	1435	669	598	961	932
EC-ESPANA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-IRELAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-PORTUGAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MAROC	0	0	0	0	0	0	0	0	2539	0	2286	2994	1628	1419	2059	906	1778	2048	453	678	406	30	531	512
NORWAY	1700	5200	11400	8000	9500	10400	4100	5000	3000	2500	3936	7968	8153	156	1390	2472	959	1974	696	757	263	568	430	420
SAFRICA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
USA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>-TRAP</i>	8265	5856	6944	10447	7610	8423	13371	15824	16622	11061	10430	7576	9014	4472	5059	5172	3123	4540	1790	2220	1786	663	372	505
EC-ESPANA	6764	4508	4858	7750	6397	7242	7744	9200	8000	4800	5700	4700	4700	1800	2500	3200	1400	3000	1100	1900	1500	600	250	504
EC-PORTUGAL	1501	1348	2086	2697	1213	1181	2280	840	661	883	1016	1499	666	354	303	90	122	209	55	261	0	0	0	0
MAROC	0	0	0	0	0	0	3347	5784	7961	5378	3714	1377	3648	2318	2256	1882	1601	1331	635	59	286	63	122	1

BFT-Table 1. Atlantic and Mediterranean bluefin tuna catches (in MT) by region and gears, 1950-1997 .

	1950	1951	1952	1953	1954	1955	1956	1957	1958	1959	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973
NEI_16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI_21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
-LONGLINE	0	0	0	0	0	0	0	33	2	56	481	223	2484	1618	582	434	81	141	208	201	274	254	261	91
CHINAPR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHITAIP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	138	114	46	12	2	1
EC-ESPANA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-FRANCE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-PORTUGAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-UK	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GCONAKR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
JAPAN	0	0	0	0	0	0	0	33	2	56	481	204	2484	1618	582	404	50	100	13	2	21	157	240	44
KOREA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	43
LIBYA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MAROC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NORWAY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	0	0	0	30	31	41	57	85	207	85	0	0
NEI-28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
NEI-71	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-81	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
-OTHER & UNCL GEARS	6100	6400	6000	6000	3900	7000	1100	2000	600	1800	523	536	414	177	61	30	2	15	8	1	18	105	106	15
EC-DENMARK	1000	1200	2100	800	900	1100	500	600	200	800	47	192	202	4	61	30	2	15	8	1	++	1	++	2
EC-ESPANA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	173	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-FRANCE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11
EC-PORTUGAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-GERFR	200	200	300	300	600	1000	600	1300	400	1000	434	331	212	++	++	++	++	0	++	++	14	1	6	2
EC-EC-GREECE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-NETHERLA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-SWEDEN	100	200	200	++	100	100	++	100	++	++	42	13	++	++	0	++	++	++	++	0	4	3	0	0
EC-UK	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MAROC	4800	4800	3400	4900	2300	4800	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NORWAY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
POLAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100	0
NEI_1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MEDITERRANEAN	5597	5708	5354	7042	6710	6232	4900	6838	6395	5454	4815	5614	4794	6460	6295	5997	5326	8744	7933	8690	4694	6195	5954	6051

BFT-Table 1. Atlantic and Mediterranean bluefin tuna catches (in MT) by region and gears, 1950-1997 .

	1950	1951	1952	1953	1954	1955	1956	1957	1958	1959	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973
-PURSE SEINE	657	531	1001	1064	1246	901	619	621	605	388	225	472	419	1533	1261	435	1876	2919	3341	3629	2393	3904	4084	4324
CROATIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-ESPANA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-FRANCE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1000	1500	2500	1500	1100	2200	1100	1400
EC-ITALY	0	0	722	476	592	555	366	239	217	164	116	349	332	1256	990	301	630	1088	691	1828	1203	1336	2783	2700
LIBYA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MAROC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	42	1	0
TUNISIE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TURKEY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
YUGOSLAV	657	531	279	588	654	346	253	382	388	224	109	123	87	277	271	134	246	331	150	301	90	326	200	224
YUGOSLAV.F.R.																								
NEI_2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI_8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
-TRAP	3933	3861	2887	4179	3966	3248	2952	4202	4296	3382	2890	3043	2861	2059	3081	3872	2250	3337	3082	3768	1394	1548	1465	1041
ALGERIE	100	100	100	98	62	98	56	52	78	++	++	++	**	++	++	++	150	150	150	150	0	0	0	0
EC-ESPANA	168	273	553	54	597	60	136	345	282	374	561	620	377	472	653	1235	151	104	4	217	280	53	88	146
EC-ITALY	2200	1978	1044	2007	1752	1589	1560	2571	2736	1823	1229	1423	1280	1227	1652	1264	945	1949	1739	1324	961	1044	835	367
LIBYA	1000	1100	900	1700	1200	1200	1200	1200	1200	1100	1100	1000	800	100	400	600	700	800	1000	2000	0	208	449	475
MAROC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	172	11	27	5	0	0	37	36	1
TUNISIE	465	410	290	320	355	301	0	34	0	85	0	0	404	260	376	601	293	307	184	77	153	206	57	52
TURKEY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI_11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
-LONGLINE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	800	300	400	500	300	600	400	69	129	236	520
NEI-134	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHINAPR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHITAIP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CROATIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CYPRUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-ESPANA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	800	300	400	500	300	600	400	69	129	124	274
EC-GREECE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-ITALY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-PORTUGAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
JAPAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	112	246
KOREA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LIBYA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

BFT-Table 1. Atlantic and Mediterranean bluefin tuna catches (in MT) by region and gears, 1950-1997 .

	1950	1951	1952	1953	1954	1955	1956	1957	1958	1959	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973
MALTA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MAROC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI_1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI_11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI_21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-81	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-105	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-118	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
-OTHER & UNCL GEARS	1007	1316	1466	1799	1498	2083	1329	2015	1494	1684	1700	2099	1514	2068	1653	1290	700	2188	910	893	838	614	169	166
ALGERIE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100	1	++
CROATIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CYPRUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-ESPANA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-FRANCE	507	816	966	899	798	783	329	615	294	384	400	599	214	668	953	390	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-GREECE	400	400	400	800	600	1200	900	500	700	700	900	1100	1000	1200	600	700	500	600	500	500	0	0	0	0
EC-ITALY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100	100	100
ISRAEL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LIBYA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	500	392	0	0
MALTA	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	++	++	++	++	++
MAROC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TUNISIE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TURKEY	**	**	**	**	**	**	**	800	400	500	300	300	200	100	0	100	100	1488	310	393	138	22	68	66
NEI_21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
UNCL REGION	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHINAPR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

* Estimated value based on the BFTSDP or latest year for which data are available.

-1 CATCH: < 05 MT

-2 CATCH: UNKNOWN

BFT-Table 1. Atlantic and Mediterranean bluefin tuna catches (in MT) by region and gears, 1950-1997 .

	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
CATCH	24516	26249	28168	25468	20408	18478	19904	19616	23820	24202	26717	26836	22828	20669	27278	24869	25974	28851	30779	35674	45471	46594	48514	43466
LANDINGS	24516	26249	28168	25468	20408	18478	19904	19616	23820	24202	26717	26836	22314	20477	27063	24607	25841	28652	30735	35643	45395	46453	48437	43409
DISCARDS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	514	192	215	262	133	199	44	31	76	141	77	57
WEST ATLANTIC	5393	5032	5883	6694	5763	6255	5801	5771	1445	2542	2292	2685	1808	2400	2796	2605	2665	2793	2070	2280	2029	2285	2324	2154
-PURSE SEINE	960	2320	1582	1502	1230	1381	758	910	232	384	401	377	360	367	383	385	384	237	300	295	301	249	245	251
CANADA	103	291	332	298	241	0	0	105	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-IRELAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
NORWAY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
USA	857	2029	1250	1204	989	1381	758	805	232	384	401	377	360	367	383	385	384	237	300	295	301	249	245	250
-ROD & REEL + SPORT	2913	328	590	630	475	499	535	523	308	476	401	466	328	539	439	557	780	728	354	628	533	1039	995	1145
CANADA	409	206	342	302	208	214	259	279	0	71	1	1	2	1	7	0	28	32	30	88	71	195	155	245
USA	2504	122	248	328	267	285	276	244	308	405	400	465	326	538	432	557	752	696	324	540	462	844	840	900
-LONGLINE	946	1522	3066	3752	3217	3691	3972	3879	363	829	835	1245	764	1134	1373	678	739	895	674	696	538	466	528	387
ARGENTIN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BRASIL	0	0	0	0	14	10	2	3	1	1	++	1	0	2	++	2	1	++	0	0	++	++	0	0
CANADA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	33	104	53	4	6	9	25	5	4	22	6
CHITAI	20	1	0	1	1	49	15	7	11	2	3	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CUBA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
JAPAN	905	1513	2902	3658	3144	3621	3936	3771	292	711	696	1092	584	960	1109	468	550	688	512	581	427	387	436	329
KOREA	20	8	7	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MEXICO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	2
NORWAY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-28	0	0	157	92	58	10	9	14	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TRINIDAD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	++	++	0	0	0	0	0	0	0	0
USA	1	0	0	0	0	0	10	83	30	114	127	132	139	139	158	125	160	177	136	89	102	73	68	50
URUGUAY	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	9	16	6	0	2	0	0	1	++	1	++	2	0	0
NEI_1	0	0	0	0	0	0	0	0	14	1	0	0	0	0	0	30	24	23	17	0	0	0	0	0
NEI-31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
-OTHER & UNCL GEARS	574	862	645	810	841	684	536	459	542	853	655	597	356	360	601	985	762	933	742	661	657	531	556	371
ARGENTIN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	2	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0
UK-BERMUDA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	
CANADA	256	144	172	372	221	31	65	41	291	362	263	141	39	49	282	566	406	447	404	346	316	377	420	252
MEXICO	39	24	37	14	28	22	10	20	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

BFT-Table 1. Atlantic and Mediterranean bluefin tuna catches (in MT) by region and gears, 1950-1997 .

	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
POLAND	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
STLUCIA	**	**	**	**	**	**	0	0	0	0	0	0	0	1	3	2	14	14	14	2	43	9	3	0
USA	276	694	433	424	592	631	461	398	237	491	392	450	317	308	316	416	340	472	324	313	298	145	132	117
LONGLINE DISCARDS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	514	192	215	248	133	199	44	31	76	141	73	43
CANADA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
USA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	514	192	215	248	133	199	44	31	76	141	73	37
ROD AND REEL DISCARDS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	14
USA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	14
TENDED LINE DISCARDS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0
CANADA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0
EAST ATLANTIC + MEDITERRANEAN																								
	21217	22285	18774	14645	12223	14103	13845	22375	21660	24425	24151	20506	18077	24267	22002	23176	25859	28665	33363	43282	44050	46033	41255	
EAST ATLANTIC	6067	9976	5212	6977	5799	4767	4064	3330	6669	8010	7393	4759	4491	4432	6950	5323	6040	6471	7523	9252	7443	9998	11552	13134
-BAITBOAT	2348	2991	1803	2881	3904	2128	1874	1553	957	3032	2948	2366	2253	2128	2682	2683	1993	1648	1466	4000	2285	3093	5357	3538
CAP VERT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-ESPANA	1635	1996	1512	2275	3125	1843	1597	1384	777	2569	2366	1983	1953	1537	2174	2376	1614	1200	1094	3834	1999	2878	4967	2957
EC-FRANCE	522	692	267	592	723	275	260	153	150	400	566	380	272	533	479	306	367	448	372	164	66	181	310	134
EC-PORTUGAL	191	303	24	14	56	10	17	16	30	53	15	3	28	58	29	1	12	0	++	2	220	34	80	447
JAPAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
-PURSE SEINE	1455	3612	860	1426	257	266	437	266	655	262	414	86	288	0	0	0	54	46	462	24	213	458	323	830
EC-ESPANA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	41	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-IRELAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
EC-PORTUGAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	74	3	0	123	0	0	0	++	0	0	++	++	0	0	0
MAROC	590	2624	331	662	36	206	155	105	600	187	127	86	122	0	0	0	54	46	462	24	213	458	323	828
NORWAY	865	988	529	764	221	60	282	161	50	1	243	0	31	0	0	0	0	0	++	0	0	0	0	0
SAFRICA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
USA	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
-TRAP	20	448	490	561	450	600	706	859	2309	1956	2271	1630	1057	1040	2624	1478	2234	1522	1365	1631	2541	1311	1921	4463
EC-ESPANA	13	448	490	339	450	600	700	787	1916	1862	2271	1630	891	939	2389	1174	1911	1040	1271	1244	1136	941	1207	2723
EC-PORTUGAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	15	19	
MAROC	7	0	0	222	0	0	6	72	393	94	0	0	166	101	235	304	323	482	94	387	494	210	699	1240

BFT-Table 1. Atlantic and Mediterranean bluefin tuna catches (in MT) by region and gears, 1950-1997 .

	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
NEI_16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI_21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	911	159	0	481
-LONGLINE	2243	2923	2048	1806	733	748	1002	575	2705	2626	1538	535	770	904	1169	853	1496	3112	3673	2598	2107	4581	3678	4006
CHINAPR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
CHITAI	12	5	3	2	0	3	5	6	16	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	20	8	61	226
EC-ESPANA	0	3	0	0	0	100	0	6	104	12	7	16	20	0	0	15	32	32	0	0	0	0	0	0
EC-FRANCE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0
EC-PORTUGAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	99	4	4	8	0	97	246
EC-UK	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	++
GCONAKR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	189	0	0
JAPAN	2195	2900	1973	1594	577	630	880	515	2573	2609	1514	420	739	900	1169	838	1464	2981	3350	2484	2075	3971	3341	3013
KOREA	36	15	3	2	0	1	0	0	0	3	0	77	0	0	0	0	0	0	0	0	4	205	92	203
LIBYA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	312	0	0	0	0	0
MAROC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NORWAY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-28	0	0	69	208	156	14	117	48	12	0	17	22	11	4	**	**	**	**	**	0	0	19	16	95
NEI-71	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	104	0	0	0	0
NEI-81	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	189	71	208
-OTHER & UNCL GEARS	1	2	11	303	455	1025	45	77	43	134	222	142	123	360	475	309	263	143	557	999	297	555	273	297
EC-DENMARK	1	++	3	1	2	1	0	3	++	++	1	2	1	++	0	0	++	++	++	37	0	++	++	0
EC-ESPANA	0	0	0	300	450	998	38	70	27	2	119	1	0	0	4	0	0	0	2	0	2	0	0	162
EC-FRANCE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	36	110	76	0	245	154	143	117	515	935	270	544	253	135
EC-PORTUGAL	0	0	0	0	0	25	7	1	11	47	16	26	42	105	19	2	15	18	34	19	12	++	7	0
EC-GERFR	0	0	0	0	1	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-EC-GREECE	0	0	0	0	0	0	0	++	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
EC-NETHERLA	0	0	0	0	0	0	0	0	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	0	0	0	0	0
EC-SWEDEN	0	2	8	2	2	++	++	1	++	1	++	0	0	0	++	++	0	1	++	0	0	0	0	0
EC-UK	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	++	++	
MAROC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	84	44	0	0	255	202	147	31	3	6	4	13	10	13	0
NORWAY	0	0	0	0	0	0	0	++	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
POLAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI_1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	3	4	0	5	6	74	4	0	0	0	0	0	0
MEDITERRANEAN	13056	11241	17073	11797	8846	7456	10039	10515	15706	13650	17032	19392	16015	13645	17317	16679	17136	19388	21142	24111	35839	34052	34481	28121

BFT-Table 1. Atlantic and Mediterranean bluefin tuna catches (in MT) by region and gears, 1950-1997 .

	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
-PURSE SEINE	8119	8065	13970	9563	7299	6103	8541	8529	12131	10484	9888	13408	10788	8755	11365	10512	11268	13127	15610	17315	23293	20173	22006	19556
CROATIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1418	1076	1058	1410	1220	1360	1088
EC-ESPANA	0	0	0	0	0	0	0	50	277	0	79	45	110	170	160	300	635	807	1366	1431	1725	2896	1657	1172
EC-FRANCE	1800	1600	3800	3182	1566	1527	1701	2300	4818	3600	3570	5400	3460	4300	5750	4404	4663	4570	7346	6965	11803	9494	8547	7701
EC-ITALY	6000	6270	9607	5431	4663	3705	6120	5704	6442	5552	5382	4522	4789	2579	2229	2345	2651	2652	3846	4162	4654	3613	7060	7068
LIBYA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	109	122	273	546	450	495	598	32
MAROC	2	40	1	7	0	2	++	2	++	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
TUNISIE	0	0	0	11	21	113	147	97	108	110	102	127	109	148	153	94	114	1073	975	1997	2253	1617	2147	1992
TURKEY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2230	1524	910	1550	2809	2137	2436	679	1155	998	836	633	503
YUGOSLAV	317	155	562	932	1049	756	573	376	486	1222	755	1084	796	648	1523	560	940	0	0	0	0	0	0	0
YUGOSLAV.F.R.																					0	2	4	0
NEI_2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	49	49	0	0	0	0	0
NEI_8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
-TRAP	2362	1579	1518	1156	1008	750	545	587	1364	1318	2236	760	683	913	1034	1311	2142	1471	821	370	1204	772	601	385
ALGERIE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-ESPANA	11	3	3	2	1	0	0	3	66	37	621	302	168	219	228	231	470	24	16	6	0	1	1	1
EC-ITALY	739	713	650	698	210	195	152	209	155	284	327	295	293	310	301	301	279	263	364	199	182	241	297	154
LIBYA	1469	780	799	336	677	424	339	255	130	270	274	0	0	0	0	0	26	29	65	0	150	180	134	72
MAROC	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	38	110	96	286	1118	912	201	73	703	127	15	63
TUNISIE	136	83	66	120	120	131	54	120	188	170	145	163	184	274	409	493	249	243	175	92	169	223	154	95
TURKEY	0	0	0	0	0	0	0	0	825	557	869	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI_11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
-LONGLINE	2387	1363	1218	592	153	199	229	310	1510	949	1175	1207	637	726	1166	1055	858	2478	1956	3777	7077	8647	7705	5294
NEI-134	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	145	398	0	0
CHINAPR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27
CHITAI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	328	709	494	411	278
CROATIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11
CYPRUS	0	0	0	0	0	0	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	0	0	0	0
EC-ESPANA	192	103	250	68	92	100	100	200	538	233	69	129	117	116	135	98	59	51	28	40	178	368	369	871
EC-GREECE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
EC-ITALY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29	41	62	1	65	63	63	79	102	78	135	1018	2104	2100	1620
EC-PORUGAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	278	320	183	428	446	274	37
JAPAN	2195	1260	968	520	61	99	119	100	961	677	1036	1006	341	280	258	127	172	85	123	793	536	813	765	185
KOREA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	684	458	591	410
LIBYA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	123	139	0	0	732	825	0	0

BFT-Table 1. Atlantic and Mediterranean bluefin tuna catches (in MT) by region and gears, 1950-1997 .

	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
MALTA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	63	48	151	344	187	0	0
MAROC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-28	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	513	1129	1274	.813	579
NEI_1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	19	0	168	255	700	757	415	1750	1349	1624	0	0	0	0
NEI_11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI_21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	892	929	392	185
NEI-81	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	111	0	696
NEI-105	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	282	240	1990	362
NEI-118	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30
-OTHER & UNCL GEARS	188	234	367	486	386	404	724	1089	701	899	3733	4017	3907	3251	3752	3801	2868	2312	2755	2649	4265	4460	4169	2886
ALGERIE	33	66	49	40	20	150	190	220	250	252	254	260	566	420	677	820	782	800	1104	1097	1560	156	156	157
CROATIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
CYPRUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
EC-ESPANA	0	14	0	88	72	15	33	101	108	542	1974	984	306	673	905	1016	658	510	755	541	838	1342	561	161
EC-FRANCE	0	0	0	0	31	51	0	50	60	60	30	30	30	30	30	30	50	50	30	30	7	110	580	500
EC-GREECE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	131	99	102	131	155	123	100	96	362	615	1403	535
EC-ITALY	100	100	112	134	110	120	0	104	61	0	1390	2320	2493	1653	1608	1608	1101	766	717	832	1028	1105	549	706
ISRAEL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0
LIBYA	0	0	0	0	0	0	59	16	180	0	0	300	300	300	300	84	0	0	0	0	0	0	0	0
MALTA	21	37	25	47	26	23	24	32	40	31	21	21	41	36	24	29	48	0	0	0	0	166	243	236
MAROC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	12	18	6	44	9	31	13	4	6	389	908	571	472
TUNISIE	0	0	0	0	0	18	27	1	2	13	60	79	22	34	62	74	43	50	45	43	81	57	92	113
TURKEY	34	17	181	177	127	27	391	565	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
NEI_21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
UNCL REGION	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	84	118	80	0
CHINAPR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	84	118	80	0

* Estimated value based on the BFTSDP or latest year for which data are available.

-1 CATCH: < 05 MT

-2 CATCH: UNKNOWN

Table 2. Comparison of reported landings vs. landings sampled for size (not questioning sampling level).

YEAR	EAST ATLANTIC				MEDITERRANEAN				WEST ATLANTIC			
	Landing MT	Landing Sampled	Landing Substit'd	Sampled %	Landing MT	Landing Sampled	Landing Substit'd	Sampled %	Landing MT	Landing Sampled	Landing Substit'd	Sampled %
50	18930		18930	0.0	5597	168	5429	3.0	1007	0	1007	0.0
51	21435		21435	0.0	5708	273	5435	4.8	1096	0	1096	0.0
52	28130		28130	0.0	5354	553	4801	10.3	629	0	629	0.0
53	28003		28003	0.0	7042	54	6988	0.8	1084	0	1084	0.0
54	25440		25440	0.0	6710	597	6113	8.9	823	0	823	0.0
55	30271	10400	19871	34.4	6232	60	6172	1.0	544	377	167	69.3
56	21362	12444	8918	58.3	4900	136	4764	2.8	247	181	66	73.3
57	26011	6300	19711	24.2	6838	345	6493	5.0	546	404	142	74.0
58	25592	12703	12889	49.6	6395	3018	3377	47.2	1207	869	338	72.0
59	18469	8300	10169	44.9	5454	374	5080	6.9	1570	302	1268	19.2
60	18854	4370	14484	23.2	4815	561	4254	11.7	1032	229	803	22.2
61	20750	12999	7751	62.6	5614	2043	3571	36.4	1620	1120	500	69.1
62	23230	12215	11015	52.6	4794	377	4417	7.9	5799	4297	1502	74.1
63	9020	329	8691	3.6	6460	472	5988	7.3	13838	6734	7104	48.7
64	10239	3951	6288	38.6	6295	1053	5242	16.7	18679	11366	7313	60.8
65	10834	3230	7604	29.8	5997	3100	2897	51.7	14171	9210	4961	65.0
66	9290	3123	6167	33.6	5326	1096	4230	20.6	8090	6261	1829	77.4
67	10523	3945	6578	37.5	8744	3541	5203	40.5	5940	2581	3359	43.5
68	4629	2582	2047	55.8	7933	4553	3380	57.4	3176	1272	1904	40.1
69	5683	3727	1956	65.6	8690	3041	5649	35.0	3012	2093	919	69.5
70	5764	3806	1958	66.0	4694	2341	2353	49.9	5466	3751	1715	68.6
71	4675	3100	1575	66.3	6195	3297	2898	53.2	6591	4103	2488	62.3
72	4732	2660	2072	56.2	5954	1300	4654	21.8	3948	3106	842	78.7
73	4685	3151	1534	67.3	6051	1792	4259	29.6	3871	1697	2174	43.8
74	6067	1840	4227	30.3	13056	3995	9061	30.6	5393	3637	1756	67.4
75	9976	5209	4767	52.2	11241	7044	4197	62.7	5032	2151	2881	42.7
76	5212	5140	72	98.6	17073	5199	11874	30.5	5883	4644	1239	78.9
77	6977	3718	3259	53.3	11797	8037	3760	68.1	6694	5889	805	88.0
78	5799	4738	1061	81.7	8846	3891	4955	44.0	5763	5228	535	90.7
79	4767	2634	2133	55.3	7456	4596	2860	61.6	6255	5918	337	94.6
80	4064	2619	1445	64.4	10039	3613	6426	36.0	5801	4970	831	85.7
81	3330	2926	404	87.9	10515	4413	6102	42.0	5771	4399	1372	76.2
82	6669	5324	1345	79.8	15706	8950	6756	57.0	1445	600	845	41.5
83	8010	7169	841	89.5	13650	4668	8982	34.2	2542	2531	11	99.6
84	7393	6176	1217	83.5	17032	9743	7289	57.2	2292	2276	16	99.3
85	4759	3617	1142	76.0	19392	9959	9433	51.4	2685	2637	48	98.2
86	4491	4198	293	93.5	16015	6342	9673	39.6	1808	1797	11	99.4
87	4432	1598	2834	36.1	13645	6587	7058	48.3	2400	2378	22	99.1
88	6950	6662	288	95.9	17317	9926	7391	57.3	2796	2791	5	99.8
89	5323	4388	935	82.4	16679	9870	6809	59.2	2605	2570	35	98.7
90	6040	4989	1051	82.6	17136	5586	11550	32.6	2665	2626	39	98.5
91	6471	5221	1250	80.7	19388	5927	13461	30.6	2793	2755	38	98.6
92	7523	5715	1808	76.0	21142	10654	10488	50.4	2070	2039	31	98.5
93	9252	7562	1690	81.7	24111	9598	14513	39.8	2280	2277	3	99.9
94	7443	5430	2013	73.0	35034	15915	19119	45.4	2029	1982	47	97.7
95	9998	7799	2199	78.0	34052	20346	13706	59.7	2285	2272	13	99.4
96	11552	9678	1874	83.8	34481	11645	22836	33.8	2324	2320	4	99.8
97	13134	9440	3694	71.9	28121	10452	17669	37.2	2154	2149	5	99.8

"Landing (in MT)" means reported Task I landings (excluding discards)

"Landing (in MT) sampled" means Task I landings matched to samples from the same landings. The level of sampling varies greatly.

"Landing (in MT) subst'd" means Task I landings for which size data from other fisheries are used for sizing.

Table 3. Catch at age and average weight by age, calculated for Atlantic bluefin by stocks.

WEST ATLANTIC

Number of fish

AGE	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972
1	485	1279	7252	33777	20860	70559	178396	16018	5038	10777	64886	62998	45402
2	588	1547	14202	48133	32442	98289	74300	100687	38310	30235	105064	153364	98578
3	652	2130	16316	47900	40552	30821	10350	32743	16591	28068	127518	38360	33762
4	2174	6879	69103	48421	26785	7662	136	9537	1004	4638	21455	46074	3730
5	1269	2515	11003	35311	40901	18744	114	652	1025	2385	3677	672	3857
6	1882	2741	1895	12005	12051	7210	659	1122	2221	340	914	1673	118
7	1131	2361	3782	5901	7293	7934	1139	795	297	280	176	2109	569
8	1236	1463	4519	19686	43797	30600	3646	3358	1972	408	162	1350	576
9	580	700	1997	12087	25327	16712	6772	7255	5357	1596	514	1133	261
10	510	633	1229	5092	4468	4981	4850	4099	1678	1781	761	1362	785
11	321	458	595	3353	3947	5143	6079	2424	745	1360	1181	1752	1618
12	297	123	451	843	907	982	2861	701	814	1314	824	1605	1405
13	22	70	154	80	542	683	3085	660	368	677	479	823	991
14	8	10	0	6	45	243	1647	114	122	132	282	310	505
15+	2	0	0	0	0	2	91	19	35	120	146	106	215
Total	11157	22908	132498	272593	259918	300565	294126	180186	75576	84111	328039	313690	192371

AGE	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985
1	5105	55958	43556	5412	1274	5133	2745	3160	6087	3528	4173	868	568
2	74311	20056	148027	19781	22419	10863	10552	16183	9616	3729	2438	7504	5523
3	30482	21094	8328	72393	9717	20015	16288	11068	16541	1654	3268	1848	12310
4	7161	6506	11963	2910	32139	6315	14916	8881	5244	498	894	2072	2814
5	2132	3170	821	2899	4946	10530	3448	2866	6023	342	866	2077	4329
6	1451	683	547	344	3633	4061	3494	2982	3721	751	911	1671	4019
7	953	916	317	206	957	655	2612	5533	2884	477	1402	594	1024
8	1544	913	671	1168	513	472	599	3454	3211	519	1353	759	612
9	555	1081	1651	558	1109	341	557	1061	2764	896	1039	1091	696
10	801	802	1522	1388	1454	490	605	896	1400	931	1200	1073	975
11	1091	2711	1967	3573	1774	990	1735	875	1237	360	1156	1300	1464
12	1009	2418	2507	3738	2958	2178	2661	2053	1293	277	775	767	1537
13	928	3945	1827	2573	3333	2949	2968	3476	1460	313	767	466	751
14	477	1663	1096	1769	2312	2660	2033	2409	1465	451	697	331	364
15+	139	968	554	992	1701	2715	2279	2505	3766	745	1033	638	512
Total	128138	122885	225354	119703	90240	70366	67495	67400	66710	15472	21974	23058	37498

AGE	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
1	563	1513	4850	787	2368	3327	420	329	1990	1036	261	185
2	5939	13340	9149	12877	4238	14533	5985	1130	697	1229	6753	990
3	7135	9137	11745	1679	17958	10761	1997	5215	1538	3549	1449	6481
4	3442	5491	3933	3815	1947	2924	711	3689	2283	3476	3894	827
5	1128	4385	4144	1713	2747	1650	1425	2089	2735	4399	2120	1669
6	1726	2318	4220	2082	1825	2166	737	1883	1687	2572	1643	1403
7	931	1566	2258	2677	1629	2347	1916	1598	2107	904	3029	2238
8	520	1251	1631	1864	2388	1946	1870	2456	2408	1810	1021	2190
9	345	1014	1600	1461	1522	1915	1323	1479	1477	1802	1311	973
10	689	646	1037	1417	1056	1274	1414	836	1099	930	1313	993
11	1208	837	1027	1244	887	996	1068	557	609	667	777	1039
12	1511	987	816	960	877	921	725	433	392	528	709	776
13	945	571	765	753	678	645	513	401	357	395	444	467
14	542	356	447	518	438	316	322	365	272	393	374	345
15+	440	459	462	464	317	333	341	330	284	476	389	353
Total	27064	43872	48085	34310	40875	46055	20768	22790	19935	24165	25488	20929

Table 3. Continued.

WEST ATLANTIC

Average weight (Kg)

AGE	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972
1	3.4	3.4	3.4	3.7	3.3	3.4	3.5	5	3.5	3.9	3.2	3.5	4.4
2	8.6	8.6	9.2	10	9.1	9.1	8.6	10	10.2	8.5	8.4	8.4	9.7
3	24.7	24.8	24.5	19.5	20.1	19.1	17.6	20.5	19.5	22	17	21.2	19.3
4	39.9	39.8	35.9	38.7	41.3	43.4	37.8	38	38.6	38	37.4	32	40.7
5	57.2	55.1	52.6	58.4	58.3	56.7	69.6	53	54.6	56.2	56.3	60.3	57.6
6	84.6	85.2	80.9	78.3	76.3	81.9	75.9	75.5	75.6	76.9	79.7	82	84.8
7	114.3	113.5	117.2	116.8	110.3	109.6	110.7	108.2	93.2	104.6	112.9	108.5	114.9
8	146.2	146.3	149.1	138	134.1	133.8	136	138.3	142.8	144.7	148.3	135.1	137.5
9	169	173.7	176.8	162.4	159.3	159.5	161.5	160.7	162.9	168.3	172	169.2	171.9
10	208.9	214.8	226.5	209.5	204.7	200.7	198.5	194.5	193.3	202.3	208	208.6	214.2
11	231.5	239.2	242.2	231.1	232.5	227.4	244.4	236.1	250.3	244.7	245.5	248.2	247.6
12	280.4	276.8	284.7	282.4	286.8	286.4	290.5	283.1	287	282.9	279.8	283.2	284.5
13	318.2	309.4	310.6	309.8	316.8	320	321.6	307.7	319.5	321.2	318.6	322.1	328.6
14	340	356.3	0	343.4	345.2	345	355.8	356.8	360.6	371.3	355.7	355.2	361
15+	413.6	0	0	0	0	375.4	385.6	389.5	380	412	423.9	412.1	405.7

AGE	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985
1	3.7	3.6	3.9	3.9	4.4	5	5.3	5	5.6	4	3.9	4.7	3.7
2	8.9	10	8.7	10.3	10.3	10.8	11.2	12.2	11	10.8	10.1	11.2	10.2
3	20.8	17.2	23.8	18.9	20.8	21.7	21.9	21.4	21.5	21.3	20	23.6	17.3
4	39.9	36.8	34.2	34.1	35.3	35.5	39.2	35.7	34.7	34.3	37.9	39.5	33.3
5	62.4	57.1	58.6	51.9	52.4	54.4	50.8	53.3	52.3	59.6	59	60	49
6	77.5	82.9	78.5	81.1	74.8	73.6	78.7	84.6	77.6	82	84.5	85.9	70.9
7	119.5	102.5	114.7	119.4	97.9	107	105.8	114.4	107.2	115.3	116.3	116.4	98.4
8	142.7	138.5	141.3	152.2	136.5	145.3	141.1	140.6	141.1	150.1	149	148.3	131.3
9	172.7	169.2	164.8	171.8	165.3	183	179.2	186.7	174.2	181.6	184.7	183	170.2
10	217.4	203	198.3	201.8	196.2	203.8	205.6	225.2	209.1	216.4	222.4	216.3	207.6
11	250.3	248.1	238.7	231.8	236.2	235.4	234.1	249.2	235.1	246.8	256.4	258.2	241.4
12	292.4	278.9	273.4	266.1	265.8	267.1	268.6	276.2	270.5	284.6	288.4	294.6	275.9
13	329.5	315.2	313.7	303.6	302.8	302	303.9	309.5	302.6	332.3	336.6	335.2	311.7
14	366	350.3	347.6	347.1	339.5	338.9	344.9	348.1	344.2	366.2	376	378.6	352.2
15+	407.3	371.6	401.2	401.6	395.8	406.6	406.5	405	426.5	449.4	440.3	462.6	433.5

AGE	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
1	4.2	4.2	3.9	3.9	4.5	5.1	5.7	4.4	4.8	4.4	3.6	4.7
2	9.9	9.7	11.4	11	11.4	13.1	12.6	11.2	11.6	13.4	11.1	12.3
3	20.2	22.7	21.1	22.4	19	20.1	19	25	23.7	23.1	24.6	20.6
4	41.2	40.2	38.5	39.5	39	42	39.7	38.2	34.5	40.3	38.6	42.5
5	57	58.5	58	55.1	55.7	61.8	58.7	56.4	52.2	62.8	55.8	60.3
6	84.8	75.8	81.2	84.4	77.9	86.4	83	82.5	74.5	85.4	85.6	85.5
7	116.3	109.1	108.3	113.9	111.6	115.7	112.1	109.6	111.1	109.3	113.4	113.1
8	148.5	138.1	142.9	141.9	146.6	151.9	140.9	143.2	137.6	145.9	144.9	142.6
9	180.9	169.4	179.4	176.7	179.4	181.3	179.8	174.3	176.4	175	185.8	177.6
10	218.8	210.5	213.7	209.8	214.4	211.9	213	211	209.3	212.1	218	218.7
11	254.9	251.8	250.4	248.5	250.8	252	249.2	248.4	246.9	248.4	256.4	254.8
12	289.2	292.2	291.8	285.8	289	290.1	288.3	289.2	280.9	288.8	299.3	289.6
13	329.9	329.5	323.6	322.9	327	324.3	324.4	326.8	319	331.2	335.2	331.8
14	357.9	363.9	360	366.6	356.1	362.5	361.4	373.4	357.5	373.1	370	369.4
15+	441.2	436.1	457.7	445.1	438.2	425.1	433	448	427.5	441.4	434.3	440.7

Catch 3. Continued..

EAST STOCK (INLCUING MEDIT.)

Number of fish

AGE	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972
1	413530	541223	297178	258588	378086	174277	355970	430118	101007	161920	131834	10384	116980
2	106434	138366	84496	74843	111095	71047	150016	114643	55743	131258	73211	88198	137100
3	29050	36671	29429	29085	38583	36445	92117	62787	45878	59709	26994	50413	73231
4	20530	25294	19850	19229	30298	25150	30332	27092	36905	28563	17842	16589	17152
5	7720	7923	8892	6706	11085	8427	13198	9924	13182	10119	9793	12777	9923
6	9715	7829	8120	3972	2695	5297	6987	6763	4674	3521	6523	4390	7289
7	9966	3557	3952	1162	1294	3834	5520	6911	4295	2596	4501	4529	4363
8	20909	13227	19664	3393	2008	1584	2466	3065	3487	5035	3254	5157	2521
9	32152	31677	33207	9158	4085	2809	3033	5131	1923	4169	6114	4906	2809
10	24466	25796	25605	17811	8439	3478	3208	7518	2957	2681	6450	3183	1197
11	15170	18793	22037	15457	15571	6277	5737	5793	4318	3135	6620	2223	1173
12	9435	12739	16480	7515	12420	10484	5427	5483	3772	4421	4087	1584	1375
13	4930	6811	9229	4685	8463	12362	6456	8315	4199	5356	2263	2034	2226
14	3056	3976	4792	1542	3594	8476	4146	7399	3149	4567	2091	2812	2636
15+	1849	2592	2043	1177	2231	9777	2651	11492	7584	10470	3503	9353	7472
Total	708914	876473	584973	454323	629947	379724	687264	712434	293072	437520	305081	218531	387446

AGE	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985
1	140707	182955	692276	96176	220444	176030	77747	181555	153659	610048	661161	167350	211218
2	68048	125976	272026	195792	256835	179228	48322	138196	308374	255871	183593	593304	329782
3	71707	64125	45944	236722	75831	131623	82586	112676	112260	180005	117908	77856	277272
4	11121	54045	18469	48724	41725	24546	43682	34813	16763	35080	27771	29822	58541
5	3710	11608	6853	18378	6345	5211	8753	10919	12811	6973	11486	19162	14591
6	3659	5786	4582	6163	4861	1702	2691	4745	6096	3594	4906	9733	9209
7	6740	3665	3240	3649	4180	2569	2378	3159	4418	5132	8530	5548	4330
8	7668	4894	3527	2317	2639	1828	3797	2246	4737	8972	6412	6303	3627
9	7385	8649	4697	3039	2613	1382	3656	2340	3416	5205	5103	10300	3833
10	2325	5424	4908	2527	2776	3029	3561	3401	3003	5001	12683	10856	5700
11	1695	4166	5688	3708	3704	2005	2544	3934	3873	6469	5948	8394	6908
12	1721	4899	7623	4077	3310	2345	1538	3190	3226	6806	4421	7210	5973
13	2078	6676	9983	6868	4311	3190	2404	3369	2607	5939	5834	5934	5198
14	2324	6154	8026	5104	4426	2596	2949	3169	1273	8488	4314	3257	3934
15+	7614	15616	18208	17083	17449	13318	9811	7505	3669	6185	5632	5734	5593
Total	338502	504638	1106050	650327	651449	550603	296419	515218	640183	1149768	1065700	960762	945710

AGE	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
1	589053	231377	764519	427685	390979	257208	426527	291913	273175	397190	473520	310602
2	279348	403819	194898	374544	318667	399047	496269	761131	505865	298948	660055	476212
3	169783	123350	224722	104582	195899	189996	274484	365258	160218	271217	220479	160888
4	65035	33317	45555	69006	55194	53999	48134	65159	54239	58546	126894	51831
5	12138	13324	12889	39704	38505	40314	16089	26289	37542	37126	38949	43254
6	6547	8403	10546	7228	8399	8501	7918	14508	25496	23756	18317	28100
7	3553	8448	12087	10436	7470	5384	7096	8127	20047	15577	16240	18335
8	2306	4599	6687	7301	10924	6126	7639	5584	18932	11943	14690	24970
9	3160	4096	5708	5099	12874	13655	10185	6765	22229	15399	17129	29385
10	3628	4687	5935	4998	8048	14739	11633	9895	24386	16269	16715	27609
11	4693	4633	6436	4409	5766	12248	12917	10941	21473	20657	22786	14926
12	5656	4206	5522	3545	2652	4329	6176	5987	13970	16561	12947	7412
13	5112	3698	5554	3871	2757	2774	4485	4017	9653	11166	8956	5579
14	4020	2854	3933	2602	1956	1513	2997	2538	4962	6487	5535	3587
15+	4431	4023	6189	4579	4076	4866	4385	9461	11424	17032	14094	9520
Total	1158466	854836	1311180	1069590	1064165	1014699	1336933	1587573	1203611	1217874	1667305	1212208

Catch-3. Continued.

EAST STOCK (INCLUDING MEDIT.)

Average weight

AGE	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972
1	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	3	2.8	2.7	3.3	3.4	4.5	4.6	4.5
2	9	9	9.1	9.3	9.1	9.4	9.7	9.5	10.6	10	10	10.1	10.6
3	21.6	21.6	22	21.5	21.2	21.7	21.6	21.3	20.6	20.3	21.7	19	20.1
4	35.6	35.7	36.2	36.2	35.4	35.6	36.1	36.1	36.2	35.2	35.1	35.3	34.6
5	52.5	52.9	51.9	53.4	52.7	52.6	53.3	55.5	56.1	50	53	54.1	55.4
6	69.7	69.6	69.2	70.7	70.9	71	71.1	72	72.6	72.9	72.7	72.3	73
7	89.1	88.6	91.8	90.7	88.8	91.1	92.3	89.6	96	97.4	95.5	96.1	94.6
8	115.2	117.7	116.7	118.2	116	114.1	112	117.3	117.2	119.8	117.6	119.7	117.3
9	139	139.7	139.3	140.6	138.6	141.2	138.2	140.5	141.8	142.5	146.5	144.4	147
10	163.9	163.9	164.2	167.4	167.9	166.2	168.8	166	167.7	167.9	170.2	170.4	171.5
11	188.7	187.5	187.8	193.5	194.1	194	199	193.3	194.2	195.9	197.4	196.9	198.3
12	211.4	210.1	209.4	218.9	217.5	214.8	218.5	218.7	221.2	221.7	224.8	222.4	223.8
13	235.8	231.8	231	243.5	240.8	239.8	243	243.4	246.8	247.1	242.9	249.3	249.3
14	259.8	254	252.5	269.6	264.4	264.4	265.2	265.6	270.8	271.7	267.2	271.3	272.1
15+	296	287.1	286.3	321.9	295.4	317.1	293.9	319.2	325.6	330.5	302	323	321.5

AGE	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985
1	4	4.1	4.2	4.5	4.1	5.3	4.6	4.8	4.8	5.4	5	5.1	5.1
2	10.2	11	10.9	11.9	10.9	10.2	12	10.9	11.1	12.3	12.2	10.9	11
3	19	21.2	21.4	19.8	22.6	21.3	21.3	18.7	18.6	21.4	19.9	21.9	22.4
4	32.6	35.7	36.8	35.6	35.3	36	35.5	31.9	32	35.1	34	35.7	35.9
5	54.2	53.7	52.3	53.6	56.1	54.6	52	51.7	52.8	52.1	53.5	53	53.3
6	73.2	74.1	72.5	74.9	74.3	72.7	71.6	72.7	72	73.1	73.3	75.7	74.9
7	97.7	97.1	94.2	94.9	94.4	95	92.2	93.2	93.5	93.6	99.7	95.2	96.7
8	121.2	121.9	122	120.9	116	121.6	113.7	116.1	115.6	113.1	117.9	118	121.2
9	141.9	152.4	148.7	152	140.7	145.1	137.9	143.4	143.6	142.6	144.5	142.7	148.4
10	170.4	175	174.2	173	168.5	176.1	168.3	173.3	171.6	172.2	172.9	169.8	174.6
11	198.6	200.1	195	199.5	194.8	197.4	197.1	199	200.2	196.5	195.7	197.6	200.2
12	221.6	223.3	220.5	222.8	221.2	222.8	222.6	224.7	222.9	221.6	221.3	224.8	226.4
13	251.9	252.2	247.1	248	247.7	244.5	252.6	251.5	246.9	244.2	245.2	251.7	251.8
14	274.1	276.3	271.9	272.5	273.1	269.5	275.6	278.8	274.3	260.7	271.3	281	278.9
15+	326.3	327.9	324.5	339.3	342.1	334.3	343.1	334.2	339.3	347.1	314.9	339.9	335.8

AGE	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
1	5	5.1	4.9	5.4	4.4	4.8	4.3	4.5	5.6	5.2	4.8	4.9
2	11.4	10.7	10.9	10.7	10.1	10.4	11	10.2	10	11.6	9.4	11.4
3	19.7	18.7	20.1	21.3	18.2	19.1	19.5	17.8	20.7	19.2	21.1	20.3
4	34.8	35.3	36	32.5	33	33.8	32.1	34.2	35	32.9	34.2	34.7
5	53.5	53.4	53.7	44.9	52.2	54.5	56.4	53.2	52.7	56.4	52.5	52.3
6	72.6	72.8	75.4	73.3	72.8	73.7	73.2	76.8	72.9	74.5	73.8	72.2
7	96.7	97	98.3	97.8	96.3	95.8	96.2	97.3	96.9	96.1	96.3	95.3
8	119.9	119.5	121	117.6	118.7	119.6	118.5	122.8	121.4	121	122.2	120
9	145.7	145.8	146.9	145.4	145.5	146.1	144.8	147.8	148.8	144.7	148.2	147
10	173.3	172.9	173.1	173.6	169.6	171.7	174	172.6	176	173	174.9	174
11	201.1	199.8	199.1	200.6	199.9	198.3	197.8	200.1	202.5	201.4	201.7	195
12	227.2	226.1	227.3	229	224.7	224.9	220.1	225.2	226.9	226.8	228.4	217.8
13	252.1	248.6	247.3	254.7	252.9	247.6	244.4	246.7	250.4	251.2	254.7	243.8
14	280.9	275.6	269.8	275.2	272.8	271.3	268.5	274	277	278	278.8	269.4
15+	332.2	334.1	333.5	366.4	343.4	351.9	326	371.1	347.5	363.9	355.7	343.6

Table 3. Continued.

CENTRAL ATLANTIC (INCLUDED IN THE EAST)

Number of fish

AGE	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0
2	0	0	2	0	0	0	0	180	15	15	2	32	0
3	1	0	2	0	0	3	15	262	92	96	22	207	85
4	6	0	13	5	3	0	15	720	343	681	29	1017	590
5	14	0	26	2	7	15	178	485	1577	1122	136	1221	771
6	38	66	19	2	19	75	245	1109	946	1146	417	6213	1458
7	19	61	34	8	32	178	365	1567	522	1361	1376	3712	2936
8	7	39	17	20	12	232	454	927	623	973	1114	2145	3589
9	18	22	45	60	19	154	706	1557	765	471	994	2926	3930
10	13	11	71	7	15	49	914	1676	456	380	502	845	2468
11	7	11	62	0	5	23	260	895	526	190	203	401	1573
12	4	0	74	0	8	19	148	572	348	196	173	382	855
13	9	0	41	0	3	3	60	370	231	126	94	91	466
14	0	0	16	0	3	2	45	270	166	62	22	26	157
15+	4	0	13	0	16	5	223	989	433	154	100	88	784
Total	139	209	436	104	140	756	3628	11577	7042	6972	5197	19307	19662

Average weight

AGE	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
1	5.9	0	8.2	0	0	0	0	0	0	0	8.3	0	0
2	0	0	14.4	0	0	0	0	16.8	17.2	15.7	8.3	17.7	0
3	30.8	0	23.4	0	0	30.8	30.8	27.9	30.6	32.4	34.3	28.8	29.6
4	43	0	43.8	46.4	45.2	0	39	45.1	44.4	43.6	36	45.4	41.6
5	58.5	0	59.3	63.8	55.4	60.7	61.4	59.4	60.3	60.4	63.2	59.3	58.8
6	78.2	75.4	78.2	68.8	79.3	80.8	79.4	79.8	76.1	78	79.4	77.6	79.1
7	98.2	96	99.7	97.9	97.1	100	100	99.9	101.4	99.9	101.2	97	100.8
8	121.4	120.5	120.2	123.7	121.4	122.2	120.1	122.2	122	121.5	122	120.4	118.7
9	142.2	145.9	143.3	143.3	141.2	139.7	141.8	143.6	141.7	144	141.6	140.5	140.7
10	165.9	160.7	165.4	165.1	163.9	166.4	164.3	167	166.3	162.9	168.4	164.4	164.9
11	184.3	193.1	187.8	0	184.7	187.2	185.3	190.5	188.7	195.1	193.5	186.7	187.9
12	212.1	0	210.9	0	214.6	214.3	212.4	211.9	211	212.9	213.6	205	208
13	238.7	0	234.3	0	231.4	235	235	234.5	235.7	235.7	230.2	242	236.7
14	0	0	253.5	0	257	262.4	256	252.7	254.6	254.3	256.4	242	248
15+	287.1	0	279.8	0	317.5	293.8	347.3	338.7	306.2	311.3	280.5	292.8	312.9

Table 4. List of possible sources of bias concerning the east Atlantic and Mediterranean BFT CPUE indices.

	Spanish BB	French PS	Spanish traps	Japanese LL	Chi-Tai LL
Type of CPUE index	Nominal	Standardized	Standardized	Standardized	Nominal
Incomplete changes in gear-technology-tactics	YES bias up	YES, strong bias up	NO	Maybe low ones	?
Vessels cooperation	YES	YES bias up	NO	YES bias up	?
Vessels competition	NO	YES bias down	NO	YES, strong bias down	?
Changes in area and expansion	NO	YES bias ?	NO	YES, strong Now 2 indices bias ?	NO
Fishing in restricted area	YES, strong spatial representativity ?	YES,	YES, strong spatial representativity ?	NO	NO
Environmental influences	YES,	YES,	YES,	YES,	YES,
‘Tail riding’ (stealing)	NO	NO	NO	YES *, strong bias down	Possibly
No account of unsuccessful effort	NO	YES, partially corrected	NO	NO	?
Changes in ages targeted	NO	NO	NO	NO	?
Changes in species targeted	NO	NO	NO	NO	?
Economical impact	YES, Trend ?	YES, Trend ?	YES, Trend ?	YES, Trend ?	YES, Trend ?
Gear saturation	NO	NO	NO	NO	?
Effects of regulation	NO	NO	NO	NO	?

* The analysis of the Japanese longline CPUE splitting east Atlantic and Mediterranean Sea was pursued to see whether there was a different trend in recent years, as stealing occurred only in the Mediterranean Sea. No difference in trend was evident from that analysis, but this did not exclude the possibility of a large stealing effect, as trend in the absence of that effect could have differed between the areas.

Table 5. Catch rates indices and their CV's considered in the calibration of 1998 stock assessment for east bluefin tuna.

Series	ESP BB		FRA PSM		FRA PSM Plane		FRA PSM		FRA PSM Plane		ESP TRAP		Japan LL E & Med		Japan LL Cent*	
Age range	2		2		2		3		3		4+		8+		8+	
Indexing	Number		Number		Number		Number		Number		Number		Number		Number	
Selectivity	Uniform		Uniform		Uniform		Uniform		Uniform		Partial catches		Partial catches		Partial catches	
Normal or standardized	Nominal		Standardized		Standardized		Standardized		Standardized		Standardized		Standardized		Standardized	
Time of year	Mid		Mid		Mid		Mid		Mid		Mid		Mid		Mid	
Year	Index	cv**	Index	cv	Index	cv	Index	cv	Index	cv	Index	cv	Index	cv	Index	cv
70	36.02	0.23	0.76	1.67			1.02	1.48								
71	27.47	0.23	1.19	3.39			0.99	1.53								
72	26.66	0.23	1.65	1.68			1.11	1.82								
73	51.24	0.23	0.97	2.94			3.52	1.43								
74	38.80	0.23	1.61	2.95			2.58	2.45								
75	81.52	0.23	6.31	0.65			1.44	1.19					0.63	0.23		
76	53.64	0.23	1.94	0.69			5.46	0.61					0.84	0.23		
77	58.58	0.23	5.64	0.72			4.75	1.16					1.26	0.24		
78	32.99	0.23	2.48	1.04			3.05	1.14					0.61	0.23		
79	10.40	0.23	3.19	0.73			2.05	0.93					0.49	0.25		
80	22.56	0.23	1.33	0.94			1.26	1.21					0.69	0.24		
81	33.85	0.23	7.52	0.58			1.52	0.81			79.92	0.44	0.58	0.24		
82	31.46	0.23			3.67	0.53			2.72	0.58	81.21	0.26	1.00	0.23		
83	44.20	0.23			3.37	2.12			0.65	4.12	90.11	0.26	0.56	0.23		
84	140.02	0.23			4.83	0.96			0.52	1.84	76.02	0.26	0.52	0.23		
85	67.86	0.23			1.73	0.54			9.57	0.49	75.64	0.26	0.57	0.24		
86	48.54	0.23			0.80	0.96			3.14	0.96	39.21	0.22	0.52	0.23		
87	86.00	0.23			3.06	0.69			3.35	0.73	39.49	0.23	0.92	0.24		
88	59.79	0.23			1.30	0.71			6.78	0.61	63.24	0.22	0.52	0.23		
89	63.19	0.23			5.22	0.55			1.40	0.70	67.36	0.22	0.37	0.24		
90	33.69	0.23			3.59	0.47			2.26	0.51	66.22	0.22	0.45	0.23	0.22	0.34
91	63.85	0.23			3.53	0.44			2.06	0.49	61.81	0.22	0.62	0.23	0.19	0.35
92	64.67	0.23			5.19	0.44			3.20	0.47	50.91	0.23	0.33	0.23	0.29	0.30
93	142.97	0.23			1.63	0.44			2.73	0.47	42.14	0.23	0.40	0.24	0.15	0.27
94	32.01	0.23			0.27	0.65			1.25	0.56	41.47	0.23	0.36	0.25	0.26	0.30
95	48.62	0.23			2.05	0.48			2.83	0.46	39.92	0.23	0.41	0.23	0.51	0.27
96	63.85	0.23			3.99	0.49			2.44	0.50	38.44	0.22	0.10	0.24	0.38	0.30
97	39.20	0.23			6.30	0.64			0.75	0.97	94.07	0.22	0.19	0.24	0.31	0.32

* Not used in the stock assessments.

** CVs given to this index were residual standard error in the linear regression applied to the logged CPUE.

Table 6. Catch rate indices available and those that were used for calibration of west Atlantic stock assessments.

														*		*		*		*														
Name	Can GSL		Can SWNS		JLL GOM		JLL Area Wt		JLL NWAtl		Larval		US LL GOM		US RR 66-114		US RR 115-144		US RR <145		US RR 145-17		US RR >195		Tagging		GOM Tourny		ECTA Harpoon		ECTA General		US RR >178S	
Age Range	13+		7-13		10+		4-10+		2-9		8-10+		8-10+		2-3		4-5		1-5		6		8-10+		1-3		8-10+		8-10+		8-10+		7-10+	
Indexing	Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Biomass		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers		Numbers	
Selectivity	Input ***		Partial Catch		Uniform		Partial Catch		Partial Catch		Uniform		Partial Catch		Partial Catch		Partial Catch		Partial Catch		Partial Catch		Partial Catch		Uniform		Partial Catch		Partial Catch		Partial Catch		Partial Catch	
Time of Y	Mid		Mid		Beg		Beg		Beg		Mid		Beg		Mid		Mid		Mid		Mid		Mid		Mid		Mid		Mid		Mid		Mid	
Year	Value	C.V.	Value	C.V.	Value	C.V.	Value	C.V.	Value	C.V.	Value	C.V.	Value	C.V.	Value	C.V.	Value	C.V.	Value	C.V.	Value	C.V.	Value	C.V.	Value	C.V.	Value	C.V.	Value	C.V.	Value	C.V.	Value	C.V.
62							3.673	0.2																										
63							1.621	0.2																										
64							0.904	0.2																										
65							0.811	0.2																		107277	0.2							
66							0.959	0.2																		257592	0.2							
67							0.169	0.2																		525104	0.2							
68							0.053	0.2																		248603	0.2							
69							0.099	0.2																		116095	0.2							
70							0.004	0.2																		269176	0.2							
71																										1065132	0.2							
72																										1001624	0.2							
73																										431955	0.2							
74						0.968	0.266																			183616	0.2							
75						0.534	0.205																			341589	0.2							
76											0.269	0.468														554596	0.2							
77											0.933	0.286	2.435	0.433												253265	0.2							
78											0.460	0.349	5.824	0.272												257385	0.2							
79											0.318	0.373														121110	0.2							
80																			0.380	0.430						98815	0.2							
81	6.072	0.289																								192541	0.2							
82	5.578	0.285																								337995	0.242							
83	7.673	0.273																																
84	4.414	0.290																																
85	1.643	0.307																																
86	1.829	0.350																																
87	0.963	0.526																																
88	1.805	0.407	2.947	0.332																														
89	2.112	0.412	4.907	0.304																														
90	1.048	0.396	4.050	0.304																														
91	1.975	0.426	3.195	0.304																														
92	2.874	0.357	2.845	0.243																														
93	2.153	0.322	1.062	0.236																														
94	0.629	0.380	2.177	0.249																														
95	2.950	0.286	1.851	0.235																														
96	0.767	0.287	0.650	0.244																														
97	0.823	0.287	0.750	0.246																														

* not used in base case assessment

** These values for 1981 to 1997 are 0.645, 0.474, 0.445, 0.338, 0.325, 0.407, 0.396, 0.375, 0.337, 0.359, 0.345, 0.242, 0.484, 0.400, 0.521, 0.425, 0.551)

Notes

JLL Area Wt is the area weighted average of the Japan Longline Tropical (off Brazil) and Japan Longline Large (off Florida) indices for the period of overlap

Coefficients of variation less than 0.2 are set to 0.2.

Unknown coefficients of variation are set to 2.

Table 7. Summary of various specifications adopted for the base case of ADAPT runs for east bluefin.

Terminal numbers estimated	Ages 2, 4 and 8.
Terminal year selectivities	$F_1 = 0.6 F_2$; $F_3 = F_2$; $F_5 = F_6 = F_7 = F_4$; $F_9 = F_{10} = F_8$
Natural mortality	southern bluefin tuna (SBT) vector: M=0.49, 0.24, 0.24, 0.24, 0.24, 0.2, 0.175, 0.15, 0.125, 0.1 for ages 1 to 10+ respectively
F ratios (F10+ / F9)	fixed at 1 for the whole period (1970-1997).
Tuning Fleets	Spanish bait boats (age 2) Spanish traps (age 4+) French purse seine (age 3 split into early and late period) East Atlantic and Mediterranean Japanese long line (age 8+)
Partial catch weighting	Equation 4 of SCRS/98/54
Minimization	all errors log normal.
Stock/recruitment option	No S/R relation "penalty".

Note: the choice of excluding a S/R relation penalty relates to the peculiar shape of the recruitment and SSB time series.

Table 8. Summary of various specifications adopted for sensitivity runs of ADAPT for east bluefin.

Comparison with 1996 assessment and between 1996 and 1998 catch at age matrices	Run 1: 1996 ADAPT specifications and new data (including the 5 CPUE indices) up to 1995
	Run 2: As above but using data up to 1997
Alternative choices of Japanese CPUE indices	Run 3a: East Atlantic & Mediterranean Sea index only
1.	Run 3b: East Atlantic & Mediterranean Sea index plus Central index
Alternative choices of M	Southern Bluefin tuna vector
	Constant M = 0.14
Alternative trials concerning F ratios and the catchabilities	Run 4: catchability estimated in 1970 and as a random walk subsequently (CV = 0.03)
2.	Run 5: a. random walk with starting value (1970) set at 1 b. random walk with estimated starting value c. F ratio estimated as a single value (no random walk)
1.	Run 6: catchability and F ratio estimated as above
Retrospective analyses	Run 7: F ratio estimated as a single value
2.	Run 8: F ratio fixed at 1.0
Monte Carlo simulations and bootstrapping:	Monte Carlo simulation of the F ratio (log-normal; CV=0.4) and bootstrap of the residuals of the CPUE indices
	Monte Carlo simulation of the F ratio (log-normal; CV=0.4) and bootstrap of the residuals of the CPUE indices, with M = 0.14

Table 9. Fishing mortality (F) at age estimated by base case VPA for east bluefin stock

F estimates	Age 1	Age 2	Age 3	Age 4	Age 5	Age 6	Age 7	Age 8	Age 9	Age 10+
1970	0.221	0.217	0.116	0.084	0.032	0.017	0.034	0.025	0.055	0.055
1971	0.011	0.275	0.238	0.101	0.084	0.019	0.015	0.048	0.044	0.044
1972	0.170	0.228	0.406	0.124	0.085	0.064	0.023	0.010	0.031	0.031
1973	0.141	0.171	0.187	0.102	0.037	0.042	0.077	0.049	0.033	0.033
1974	0.127	0.219	0.253	0.220	0.154	0.076	0.053	0.070	0.067	0.067
1975	0.554	0.346	0.121	0.112	0.041	0.086	0.055	0.063	0.084	0.084
1976	0.066	0.369	0.607	0.190	0.162	0.048	0.090	0.049	0.067	0.067
1977	0.222	0.308	0.248	0.209	0.035	0.060	0.041	0.084	0.067	0.067
1978	0.241	0.348	0.268	0.124	0.038	0.012	0.040	0.022	0.054	0.054
1979	0.081	0.116	0.280	0.140	0.062	0.025	0.021	0.074	0.051	0.051
1980	0.130	0.244	0.448	0.190	0.049	0.044	0.037	0.024	0.056	0.056
1981	0.122	0.419	0.335	0.114	0.103	0.035	0.052	0.068	0.042	0.042
1982	0.313	0.374	0.488	0.172	0.066	0.039	0.037	0.136	0.093	0.093
1983	0.236	0.177	0.309	0.133	0.082	0.062	0.121	0.058	0.100	0.100
1984	0.100	0.425	0.110	0.124	0.133	0.094	0.091	0.118	0.116	0.116
1985	0.146	0.357	0.378	0.118	0.086	0.089	0.055	0.076	0.092	0.092
1986	0.261	0.358	0.330	0.148	0.034	0.052	0.044	0.036	0.082	0.082
1987	0.170	0.353	0.278	0.103	0.043	0.030	0.086	0.072	0.077	0.077
1988	0.383	0.257	0.356	0.163	0.055	0.044	0.054	0.088	0.112	0.112
1989	0.217	0.408	0.224	0.183	0.218	0.040	0.055	0.041	0.083	0.083
1990	0.170	0.305	0.407	0.184	0.154	0.067	0.053	0.072	0.087	0.087
1991	0.116	0.320	0.315	0.195	0.208	0.047	0.055	0.054	0.114	0.114
1992	0.175	0.421	0.400	0.128	0.085	0.059	0.050	0.099	0.111	0.111
1993	0.125	0.677	0.668	0.162	0.099	0.105	0.078	0.048	0.112	0.112
1994	0.169	0.407	0.302	0.200	0.138	0.135	0.204	0.249	0.257	0.257
1995	0.205	0.347	0.419	0.180	0.214	0.124	0.113	0.173	0.307	0.307
1996	0.257	0.790	0.490	0.371	0.182	0.159	0.115	0.142	0.373	0.373
1997	0.264	0.557	0.470	0.211	0.217	0.198	0.233	0.249	0.430	0.430

Table 10. Fishing mortality (F) at age estimated by base case VPA for east bluefin stock

N estimates	Age 1	Age 2	Age 3	Age 4	Age 5	Age 6	Age 7	Age 8	Age 9	Age 10+
1970	834149	420562	275775	247700	346664	420915	146533	144686	120710	487894
1971	1239913	409770	266328	193103	179088	264037	338726	118892	121517	518482
1972	937615	751560	244726	165107	137252	129589	212211	280202	97554	551637
1973	1347811	484381	470444	128235	114740	99201	99521	174151	238836	567312
1974	1926671	717288	321025	306855	91054	86977	77916	77383	142790	700287
1975	2014054	1039283	453262	196075	193771	61386	65991	62056	62072	710742
1976	1888212	709207	578493	315995	137933	146367	46126	52434	50146	641756
1977	1388264	1082440	385912	248107	205622	92294	114272	35386	42984	584676
1978	1031390	681188	625621	236805	158403	156138	71177	92104	28013	530331
1979	1265549	496769	378356	376293	164613	119997	126298	57401	77581	478119
1980	1867415	715258	348116	224960	257460	121754	95815	103846	45889	475978
1981	1687290	1004079	440959	175025	146274	192874	95401	77544	87300	445635
1982	2833143	915191	519253	248203	122881	103752	152408	76045	62356	460286
1983	3946980	1268867	495200	250726	164311	90500	81700	123247	57151	429684
1984	2211556	1910539	836257	285854	172722	119106	69668	60792	100141	397552
1985	1955951	1225700	982347	589088	198540	118958	88737	53413	46491	399123
1986	3211655	1035555	674448	529252	411718	143289	89088	70532	42615	366930
1987	1858933	1515866	569187	381300	358952	313137	111406	71537	58571	340487
1988	2989801	960763	837627	339201	270524	270582	248788	85800	57313	333031
1989	2747484	1248287	584201	461472	226649	201410	212015	197795	67658	314676
1990	3146562	1354660	653216	367427	302174	143311	158375	168435	163480	316848
1991	2953385	1626765	785366	341906	240372	203734	109755	126119	134858	394896
1992	3339173	1610942	928829	450735	221360	153561	159130	87212	102878	425081
1993	3122976	1717474	831773	489705	312081	159916	118580	127094	67992	425406
1994	2203009	1688152	686512	335357	327748	222277	117846	92114	104218	397888
1995	2683526	1139380	883967	399120	216001	224690	159005	80637	61790	349711
1996	2617605	1338757	633579	457371	262343	137204	162545	119248	58359	272928
1997	1675290	1240466	478098	305202	248330	172030	95830	121614	89046	205627

Table 11. Deterministic estimates of stock size and age-specific fishing mortality rates from the base case specified by the Committee for the 1998 western bluefin assessment, assuming a constant natural mortality rate vector of 0

YEAR	A G E S									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+
Number of fish										
1970	342034	222518	227808	115709	50194	30381	11618	34575	22759	162631
1971	269770	237059	96351	80468	80655	40214	25561	9937	29907	157270
1972	239796	176031	65071	48254	27488	60492	33403	20259	7383	156121
1973	166601	166281	62140	25405	38478	20311	60304	28509	17076	136761
1974	488875	140082	75842	25864	15442	31466	16307	51538	23347	129083
1975	144471	372954	103133	46362	16446	10480	26719	13324	43955	119873
1976	136987	85201	187199	81909	29202	13533	8601	22934	10958	132071
1977	86799	114051	55703	95713	68498	22690	11445	7286	18850	110769
1978	55476	74273	78322	39395	53420	54946	16348	9059	5857	99067
1979	79042	43452	54469	49512	28378	36658	43988	13602	7436	79754
1980	65857	66159	27979	32246	29210	21463	28618	35810	11268	63863
1981	60396	54311	42493	14077	19793	22727	15886	19739	27918	52980
1982	55470	46842	38279	21626	7381	11622	16299	11131	14175	57890
1983	93309	44939	37252	31738	18337	6099	9404	13726	9193	58952
1984	65584	77233	36798	29344	26759	15135	4455	6872	10674	53040
1985	69580	56207	60161	30270	23582	21330	11604	3321	5268	50117
1986	85118	59960	43726	40866	23697	16479	14809	9135	2318	42291
1987	59927	73474	46601	31381	32324	19551	12720	12008	7457	33498
1988	84353	50689	51478	32024	22178	24024	14841	9602	9275	31075
1989	45408	68818	35564	33846	24182	15430	16963	10803	6831	29358
1990	67582	38743	47862	29355	25876	19429	11478	12258	7659	25127
1991	93369	56548	29739	24978	23708	19940	15192	8464	8438	23136
1992	46105	78073	35671	15885	18995	19075	15320	11026	5551	21504
1993	74391	39691	62303	29152	13148	15187	15896	11536	7847	18220
1994	32323	64366	33453	49311	21912	9488	11452	12333	7748	18571
1995	38340	26248	55308	27651	40743	16506	6681	7998	8484	18708
1996	38140	32366	21675	44779	20805	31328	11959	4967	5272	18817
1997	33041	32914	21865	17494	35305	16115	25706	7585	3370	16004
1998		28552	27692	12997	14439	29139	12704	20265	4562	12252
Fishing Mortality Rate (F)										
1970	0.227	0.697	0.901	0.221	0.082	0.033	0.016	0.005	0.024	0.024
1971	0.287	1.153	0.552	0.934	0.009	0.046	0.092	0.157	0.041	0.041
1972	0.226	0.901	0.801	0.086	0.163	0.002	0.018	0.031	0.039	0.039
1973	0.033	0.645	0.737	0.358	0.061	0.080	0.017	0.060	0.035	0.035
1974	0.131	0.166	0.352	0.313	0.248	0.024	0.062	0.019	0.051	0.109
1975	0.388	0.549	0.090	0.322	0.055	0.058	0.013	0.055	0.041	0.088
1976	0.043	0.285	0.531	0.039	0.112	0.028	0.026	0.056	0.056	0.121
1977	0.016	0.236	0.206	0.443	0.080	0.188	0.094	0.078	0.065	0.140
1978	0.104	0.170	0.319	0.188	0.237	0.082	0.044	0.057	0.064	0.139
1979	0.038	0.300	0.384	0.388	0.139	0.108	0.066	0.048	0.084	0.180
1980	0.053	0.303	0.547	0.348	0.111	0.161	0.231	0.109	0.106	0.229
1981	0.114	0.210	0.535	0.506	0.392	0.192	0.216	0.191	0.112	0.241
1982	0.071	0.089	0.047	0.025	0.051	0.072	0.032	0.051	0.070	0.059
1983	0.049	0.060	0.099	0.031	0.052	0.174	0.174	0.111	0.129	0.108
1984	0.014	0.110	0.055	0.079	0.087	0.126	0.154	0.126	0.116	0.097
1985	0.009	0.111	0.247	0.105	0.218	0.225	0.099	0.219	0.152	0.127
1986	0.007	0.112	0.192	0.094	0.052	0.119	0.070	0.063	0.173	0.145
1987	0.027	0.216	0.235	0.207	0.157	0.136	0.141	0.118	0.157	0.131
1988	0.064	0.214	0.279	0.141	0.223	0.208	0.178	0.200	0.204	0.170
1989	0.019	0.223	0.052	0.129	0.079	0.156	0.185	0.204	0.259	0.217
1990	0.038	0.124	0.510	0.074	0.121	0.106	0.165	0.233	0.239	0.200
1991	0.039	0.321	0.487	0.134	0.077	0.124	0.181	0.282	0.278	0.232
1992	0.010	0.086	0.062	0.049	0.084	0.042	0.144	0.200	0.294	0.246
1993	0.005	0.031	0.094	0.145	0.186	0.142	0.114	0.258	0.225	0.188
1994	0.068	0.012	0.050	0.051	0.143	0.211	0.219	0.234	0.228	0.191
1995	0.029	0.051	0.071	0.144	0.123	0.182	0.156	0.277	0.257	0.215
1996	0.007	0.252	0.074	0.098	0.115	0.058	0.315	0.248	0.309	0.258
1997	0.006	0.033	0.380	0.052	0.052	0.098	0.098	0.368	0.368	0.308

Note: Shading indicates cells for which ADAPT estimates of stock size and fishing mortality rate are considered too unreliable and are replaced based on expected levels of recruitment from the stock recruitment model incorporated into the VPA assessment, conditioned on the observed catch at age for these years.

Table 12. Deterministic estimates of stock size and age-specific fishing mortality rates from the base case specified by the Committee for the 1998 western bluefin assessment, assuming age specific natural mortality rate vector applied in recent SBF assessments.

	A G E S									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10+
Number of fish										
1970	509085	256992	251031	123142	49188	25591	9172	24354	15418	108843
1971	402586	261951	110305	86458	77966	35445	20209	7538	20811	108119
1972	375452	198246	73080	53157	27950	60736	27510	15038	5240	109471
1973	299105	195063	70086	28034	38520	18585	49620	22573	12410	98187
1974	790735	179287	88407	28511	15759	28417	13907	40782	17999	95050
1975	232399	441226	123334	50994	16704	9606	22649	10837	34255	88997
1976	241390	108984	217319	89661	29593	12415	7371	18723	8706	100210
1977	156331	143693	68307	107484	67957	20719	9854	5999	15033	84508
1978	93856	94786	93273	45164	56342	49088	13693	7397	4689	75846
1979	138495	53533	64976	55758	29959	35047	36527	10896	5930	61070
1980	125521	82721	32820	36794	30756	20524	25544	28276	8824	48315
1981	114776	74452	50822	16116	21135	21664	14118	16400	21142	38926
1982	109169	65611	50084	25473	8078	11336	14387	9222	11148	41217
1983	177232	64150	48316	37935	19597	6052	8604	11641	7457	43369
1984	125568	105347	48307	35120	29050	14650	4135	5943	8768	39504
1985	132513	76254	76240	36366	25796	21017	10489	2929	4413	38114
1986	158218	80741	55105	49124	26121	16477	13591	7869	1955	32409
1987	114463	96492	58267	37054	35602	19551	11934	10558	6292	25663
1988	149805	68951	64140	37781	24307	24137	13918	8589	7930	24162
1989	83126	88022	46170	40110	26249	15469	15963	9623	5885	23040
1990	123108	50316	57888	34834	28184	19134	10789	10958	6560	19593
1991	180300	73586	35837	29781	25681	19745	14020	7570	7226	18057
1992	87784	107881	45090	18746	20845	18744	14213	9628	4720	16670
1993	151245	53453	79573	33704	14118	15139	14681	10182	6559	13855
1994	58716	92402	41048	57987	23257	9264	10698	10864	6496	14168
1995	77342	34432	72069	30930	43596	15881	6066	7059	7127	14311
1996	76356	46579	25998	53555	21263	30411	10687	4267	4405	14337
1997	65315	46575	30587	19171	38688	14855	23416	6214	2730	11836
1998		51195	35762	18435	14349	28958	10897	17612	3331	8446

Fishing Mortality Rate (F)

1970	0.174	0.606	0.826	0.217	0.088	0.040	0.021	0.007	0.036	0.036
1971	0.218	1.037	0.490	0.889	0.010	0.053	0.121	0.214	0.060	0.060
1972	0.165	0.800	318.000	0.082	0.168	0.002	0.023	0.042	0.054	0.054
1973	0.022	0.551	0.659	0.336	0.064	0.090	0.021	0.076	0.049	0.049
1974	0.093	0.134	0.310	0.295	0.255	0.027	0.074	0.024	0.066	0.149
1975	0.267	0.468	0.079	0.304	0.057	0.065	0.015	0.069	0.053	0.118
1976	0.029	0.227	0.464	0.037	0.116	0.031	0.031	0.069	0.071	0.159
1977	0.010	0.192	0.174	0.406	0.085	0.214	0.112	0.096	0.082	0.184
1978	0.071	0.138	0.275	0.170	0.235	0.096	0.054	0.071	0.080	0.181
1979	0.025	0.249	0.329	0.355	0.138	0.116	0.081	0.061	0.105	0.237
1980	0.032	0.247	0.471	0.314	0.110	0.174	0.268	0.141	0.137	0.308
1981	0.069	0.156	0.451	0.451	0.383	0.209	0.251	0.236	0.150	0.337
1982	0.042	0.066	0.038	0.022	0.049	0.076	0.037	0.062	0.089	0.082
1983	0.030	0.044	0.079	0.027	0.051	0.181	0.195	0.133	0.160	0.146
1984	0.009	0.083	0.044	0.069	0.084	0.134	0.170	0.148	0.142	0.130
1985	0.005	0.085	0.200	0.091	0.208	0.236	0.112	0.154	0.183	0.168
1986	0.005	0.086	0.157	0.082	0.050	0.123	0.078	0.074	0.207	0.190
1987	0.017	0.168	0.193	0.182	0.149	0.140	0.154	0.136	0.188	0.172
1988	0.042	0.161	0.229	0.124	0.212	0.213	0.194	0.228	0.241	0.220
1989	0.012	0.179	0.042	0.113	0.076	0.160	0.201	0.233	0.306	0.279
1990	0.025	0.099	0.425	0.065	0.116	0.111	0.179	0.266	0.282	0.258
1991	0.024	0.250	0.408	0.117	0.075	0.129	0.201	0.323	0.330	0.302
1992	0.006	0.064	0.051	0.044	0.080	0.044	0.159	0.234	0.353	0.322
1993	0.003	0.024	0.076	0.131	0.181	0.147	0.126	0.299	0.273	0.250
1994	0.044	0.009	0.043	0.045	0.141	0.223	0.241	0.272	0.276	0.252
1995	0.017	0.041	0.057	0.135	0.120	0.196	0.177	0.322	0.312	0.285
1996	0.004	0.177	0.065	0.085	0.119	0.061	0.367	0.297	0.379	0.346
1997	0.004	0.024	0.027	0.050	0.050	0.110	0.110	0.474	0.474	0.433

Note: Shading indicates cells for which ADAPT estimates of stock size and fishing mortality rate are considered too unreliable and are replaced based on expected levels of recruitment from the stock recruitment model incorporated into the VPA assessment, conditioned on the observed catch at age for these 1

Table 13. MSY related parameters from ADAPT and ASPM results.

SRR	M	Index weight	MSY	BMSY	FMSY
Bev-Holt	0.14	Input	10206	131765	0.062
Bev-Holt	0.14	Equal	8259	106502	0.061
Bev-Holt	0.14	Iterative	11754	159585	0.059
2-Line	0.14	Input	2977	13465	0.154
2-Line	0.14	Equal	2813	15820	0.129
2-Line	0.14	Iterative	3334	16219	0.153
Bev-Holt	SBT	Input	8661	110015	0.068
ASPM-Bev-Holt	0.14	Input	5600	48000	0.11
ASPM-Bev-Holt	SBT	Input	4800	41000	0.11

Table 14. Proportions of undersized fish in the combined catches of east, west Atlantic and the Mediterranean Sea.

		85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97
WEST	WEIGHT LT 115 CM								118490	138691	66166	107218	116370	150804
	WEIGHT LT 120 CM	331461	224371	377883	394993	204023	420121	439643						
ATLANTIC	WEIGHT GE 115 CM								2110347	2077710	2000427	2332224	2312633	2152243
	WEIGHT GE 120 CM	2417274	2195339	2310839	2839914	2770669	2398500	2590094						
	TOT. EST. WEIGHT	2748735	2419710	2688722	3234907	2974692	2818622	3029737	2228838	2216402	2066594	2439441	2429003	2303048
	% UNDERSIZED	12.06	9.27	14.05	12.21	6.86	14.91	14.51	5.32	6.26	3.2	4.4	4.79	6.55
	TOTAL FISH #	37497	27104	43961	48088	34380	40895	46054	20774	22846	19935	24242	25513	20929
EAST	# LT 6.4 KG	44882	372122	61992	352220	207264	87613	75200	241000	71366	46763	211053	352948	173458
ATLANTIC	# GE 6.4 KG	171158	132492	158037	130196	201167	117556	134360	145290	374941	173084	212302	262723	242278
	TOTAL FISH	216041	504615	220029	482415	408431	205169	209561	386289	446309	219848	423356	615672	415735
	% LT 6.4 KG	20.78	73.74	28.17	73.01	50.75	42.7	35.88	62.39	15.99	21.27	49.85	57.33	41.72
MED.	# LT 6.4 KG	537114	744926	237981	385222	146017	503456	264519	268560	225885	178252	182353	138684	113929
	# GE 6.4 KG	581793	498086	491986	474587	535213	578397	653388	789900	933478	831353	656717	954263	685106
	TOTAL FISH	1118908	1243015	729967	859810	681229	1081853	917905	1058458	1159361	1009606	839070	1092948	799037
	% LT 6.4 KG	48	59.93	32.6	44.8	21.43	46.54	28.82	25.37	19.48	17.66	21.73	12.69	14.26

Minimum size regulations are as follows:

West Atlantic

6.4 kg with a tolerance of 15% in number of fish (since 1975)

121 cm with a tolerance of 15% in weight (1983-1991)

115 cm with a tolerance of 8% in weight (1992-present)

East Atlantic and Mediterranean Seas

6.4 kg with a tolerance of 15% in number of fish (since 1975)

LT 6.4KG = Number of fish which are smaller than 6.4 kg in weight

GE 6.4KG = Number of fish which equal to or greater than 6.4 kg in weight

% LT 6.4 KG = Percentage of fish which is smaller than 6.4 kg in total in number

Table 15 Proportion of understized fish by country/entities/fishing entities, estimated from catch at size

	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97
WEST ATLANTIC													
ARGENTIN													
WEIGHT LT 115 CM	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0
WEIGHT GE 115 CM	5589	0	0	0	0	1390	0	0	0	0	0	0	0
TOT. EST. WEIGHT	5589	0	0	0	0	1411	0	0	0	0	0	0	0
% LT. 115 CM	0	0	0	0	0	1.44	0	0	0	0	0	0	0
TOTAL FISH #	19	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0
CANADA													
WEIGHT LT 115 CM	0	0	129	5237	2738	0	0	0	4059	0	0	0	0
WEIGHT GE 115 CM	147102	41945	82721	555061	667541	447043	483378	443926	454984	390306	575139	599793	504582
TOT. EST. WEIGHT	147102	41945	82850	560298	670280	447043	483378	443926	459044	390306	575139	599793	504582
% LT. 115 CM	0	0	0.16	0.93	0.41	0	0	0	0.88	0	0	0	0
TOTAL FISH #	329	96	452	3495	3656	2261	2349	1906	2182	1535	2059	2058	1842
CHINA-TAIPEI													
WEIGHT LT 115 CM	975	207	0	0	49	0	0	0	0	0	0	0	0
WEIGHT GE 115 CM	2209	3570	0	0	2493	0	0	0	0	0	0	0	0
TOT. EST. WEIGHT	3184	3778	0	0	2543	0	0	0	0	0	0	0	0
% LT. 115 CM	30.63	5.5	0	0	1.95	0	0	0	0	0	0	0	0
TOTAL FISH #	73	49	0	0	27	0	0	0	0	0	0	0	0
JAPAN													
WEIGHT LT 115 CM	131374	36676	44138	80037	8468	14239	9971	7620	13040	19100	4316	12636	2125
WEIGHT GE 115 CM	964243	549109	933687	1055146	459135	536104	678205	504073	567814	407778	382914	423495	326421
TOT. EST. WEIGHT	1095618	585786	977825	1135183	467603	550343	688177	511693	580854	426878	387231	436131	328546
% LT. 115 CM	11.99	6.26	4.51	7.05	1.81	2.59	1.45	1.49	2.25	4.47	1.11	2.9	0.65
TOTAL FISH #	20005	8322	13970	17271	4748	6322	7576	4976	6575	6670	5006	5054	3290
USA													
WEIGHT LT 115 CM	166237	163061	282624	257846	178919	390355	401500	110870	121591	47066	102901	103733	148679
WEIGHT GE 115 CM	1313921	1584547	1341502	1276733	1620968	1390707	1419093	1130499	1053428	1158281	1364304	1286482	1316392
TOT. EST. WEIGHT	1480158	1747609	1624126	1534580	1799887	1781063	1820593	1241369	1175020	1205347	1467205	1390216	1465072
% LT. 115 CM	11.23	9.33	17.4	16.8	9.94	21.92	22.05	8.93	10.35	3.9	7.01	7.46	10.15
TOTAL FISH #	17008	18273	29526	27304	25756	32044	35962	13755	14082	11462	17118	18386	15771
MEXICO													
WEIGHT LT 115 CM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
WEIGHT GE 115 CM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3789	0	0	2450
TOT. EST. WEIGHT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3789	0	0	2450
% LT. 115 CM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TOTAL FISH #	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	12
TRINIDAD													
WEIGHT LT 115 CM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
WEIGHT GE 115 CM	511	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TOT. EST. WEIGHT	511	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
% LT. 115 CM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TOTAL FISH #	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
URUGUAY													
WEIGHT LT 115 CM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
WEIGHT GE 115 CM	16013	6326	3919	1804	0	0	723	0	0	0	1418	0	0
TOT. EST. WEIGHT	16013	6326	3919	1804	0	0	723	0	0	0	1418	0	0
% LT. 115 CM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TOTAL FISH #	57	19	12	7	0	0	3	0	0	0	6	0	0
BRAS.JPN													
WEIGHT LT 115 CM	0	0	0	0	7	5	0	0	0	0	0	0	0
WEIGHT GE 115 CM	555	0	0	0	1467	511	0	0	0	0	0	0	0
TOT. EST. WEIGHT	555	0	0	0	1474	517	0	0	0	0	0	0	0
% LT. 115 CM	0	0	0	0	0.5	1.02	0	0	0	0	0	0	0

Table 15 Proportion of understized fish by country/entities/fishing entities, estimated from catch at size

	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97
TOTAL FISH #	1	0	0	0	7	3	0	0	0	0	0	0	0
NEI													
WEIGHT LT 115 CM	0	0	0	0	200	478	0	0	0	0	0	0	0
WEIGHT GE 115 CM	0	0	0	0	30196	23404	23392	17458	1483	0	0	0	0
TOT. EST. WEIGHT	0	0	0	0	30397	23882	23392	17458	1483	0	0	0	0
% LT. 115 CM	0	0	0	0	0.66	2	0	0	0	0	0	0	0
TOTAL FISH #	0	0	0	0	170	157	104	74	6	0	0	0	0
ST. VICENT													
WEIGHT LT 115 CM	0	0	0	0	10	312	0	0	0	0	0	0	0
WEIGHT GE 115 CM	0	0	0	3040	2494	14049	13471	14390	0	40272	8447	2377	0
TOT. EST. WEIGHT	0	0	0	3040	2505	14361	13471	14390	0	40272	8447	2377	0
% LT. 115 CM	0	0	0	0	0.42	2.17	0	0	0	0	0	0	0
TOTAL FISH #	0	0	0	10	14	96	59	60	0	248	51	11	0
BERMUDA													
WEIGHT LT 115 CM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
WEIGHT GE 115 CM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	485	2396
TOT. EST. WEIGHT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	485	2396
% LT. 115 CM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TOTAL FISH #	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	12
CAN.JPN													
WEIGHT LT 115 CM	0	26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
WEIGHT GE 115 CM	0	34237	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TOT. EST. WEIGHT	0	34263	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
% LT. 115 CM	0	0.08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TOTAL FISH #	0	342	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EAST ATLANTIC													
CHI.TAIPEI													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	39	142	59	258	1108
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	0	0	39	142	59	258	1108
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DENMARK													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	406	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	6	2	0	0	0	0	0	0	2527	0	0	0	0
TOTAL FISH	6	2	0	0	0	0	0	0	2934	0	0	0	0
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	13.86	0	0	0	0
FRANCE													
# LT 6.4 KG	3738	31926	12385	76996	25919	16190	18632	45013	12041	20984	45285	36534	12875
# GE 6.4 KG	32532	12572	35974	27712	29918	25848	34303	51737	75104	16650	35930	19124	13059
TOTAL FISH	36271	44498	48359	104709	55837	42039	52935	96751	87146	37634	81215	55659	25935
% LT 6.4 KG	10.31	71.75	25.61	73.53	46.42	38.51	35.2	46.53	13.82	55.76	55.76	65.64	49.65
GREECE													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	43	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	270	0	0	0	0
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	0	0	314	0	0	0	0
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	13.93	0	0	0	0
JAPAN													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	8	13	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	2658	4745	5990	6879	6379	10855	20155	23179	17884	15198	31089	23479	21584
TOTAL FISH	2658	4745	5990	6879	6379	10855	20163	23193	17884	15198	31089	23479	21584
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0.04	0.06	0	0	0	0	0

Table 15 Proportion of understized fish by country/entities/fishing entities, estimated from catch at size

	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97
KOREA													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	478	0	0	0	0	0	0	0	0	27	1592	641	0
TOTAL FISH	478	0	0	0	0	0	0	0	0	27	1592	641	0
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LIBYA													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	1744	0	0	0	0	0
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	0	1744	0	0	0	0	0
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MAROC													
# LT 6.4 KG	12821	154056	1393	41246	48939	15428	15334	138600	8166	0	0	67165	39642
# GE 6.4 KG	1321	5623	2425	1299	1792	2573	3269	735	1959	5006	3364	35157	48152
TOTAL FISH	14142	159680	3818	42546	50732	18002	18603	139334	10125	5006	3364	102322	87795
% LT 6.4 KG	90.66	96.48	36.5	96.95	96.47	85.7	82.43	99.47	80.65	0	0	65.64	45.15
NORWAY													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	0	90	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TOTAL FISH	0	90	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PORTUGAL													
# LT 6.4 KG	191	9224	2440	11169	319	6629	3600	6800	4417	240	0	587	0
# GE 6.4 KG	2040	3580	7139	692	7	3	617	188	18	1593	92	1965	3880
TOTAL FISH	2232	12805	9579	11862	326	6633	4218	6988	4435	1833	92	2552	3880
% LT 6.4 KG	8.57	72.04	25.47	94.16	97.7	99.94	85.36	97.3	99.59	13.09	0	23	0
ESPANA													
# LT 6.4 KG	28131	176914	45773	222807	132085	49364	37624	50572	43770	25538	165706	248662	120844
# GE 6.4 KG	131963	105773	106476	93612	163022	78213	75991	67705	260424	130022	136450	181488	149105
TOTAL FISH	160095	282688	152248	316418	295108	127578	113615	118277	304195	155561	302155	430151	269948
% LT 6.4 KG	17.57	62.58	30.06	70.42	44.76	38.69	33.12	42.76	14.39	16.42	54.84	57.81	44.77
SWEDEN													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PANAMA													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	140	75	31	0	0	0	0	0	0	0	136	111	672
TOTAL FISH	140	75	31	0	0	0	0	0	0	0	136	111	672
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
IRELAND													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	2083	0	0	0	95
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	12987	0	0	0	92
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	0	0	15070	0	0	0	188
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	13.82	0	0	0	50.64
NEI-71													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	745	0	0	0	0
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	0	0	745	0	0	0	0
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Table 15 Proportion of understized fish by country/entities/fishing entities, estimated from catch at size

	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97
# GE 6.4 KG	16	27	0	0	46	60	22	0	246	0	0	0	0
TOTAL FISH	16	27	0	0	46	60	22	0	246	0	0	0	0
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI 105													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1352	0	0
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1352	0	0
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ST.VINC.													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	437	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	2733	0	0	0	0
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	0	0	3170	0	0	0	0
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	13.8	0	0	0	0
U.K.													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	62	0	0
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	47	0	0
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	109	0	0
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	56.99	0	0
CHINA.PR													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	69
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	69
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-21													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4443	837	0	3073
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4443	837	0	3073
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-81													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1352	497	1478
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1352	497	1478
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MEDITERRANEAN													
ALGERIE													
# LT 6.4 KG	38753	58	0	0	0	273	304	2127	1349	3207	343	0	0
# GE 6.4 KG	3992	6967	3020	5261	13190	14223	12082	23680	20991	43524	3269	903	0
TOTAL FISH	42746	7025	3020	5261	13190	14496	12386	25807	22340	46732	3613	903	0
% LT 6.4 KG	90.66	0.83	0	0	0	1.88	2.45	8.24	6.04	6.86	9.52	0	0
CHI.TAIPEI													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	1388	3662	1893	1879	1120
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	0	0	1391	3662	1893	1879	1120
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0.24	0	0	0	0
FRANCE													
# LT 6.4 KG	15095	92119	63033	161814	58976	175088	86256	35702	92484	49175	33501	30674	40165
# GE 6.4 KG	240081	139452	215378	220420	237002	238813	223558	420782	388873	200858	261819	370523	262560
TOTAL FISH	255177	231572	278411	382235	295978	413900	309813	456485	481358	250033	295320	401197	302726
% LT 6.4 KG	5.92	39.78	22.64	42.33	19.93	42.3	27.84	7.82	19.21	19.67	11.34	7.65	13.27
GREECE													
# LT 6.4 KG	94	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	51	546	446	417	768	874	730	578	383	2850	2686	8639	3124

Table 15 Proportion of understized fish by country/entities/fishing entities, estimated from catch at size

	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97
TOTAL FISH	145	546	446	423	768	874	730	578	383	2850	2686	8639	3124
% LT 6.4 KG	64.73	0	0	1.46	0	0	0	0	0	0	0	0	0
JAPAN													
# LT 6.4 KG	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	5921	2023	1828	1404	557	981	456	569	3075	2773	3589	3566	2052
TOTAL FISH	5938	2023	1828	1404	557	981	456	569	3075	2773	3589	3566	2052
% LT 6.4 KG	0.29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
KOREA													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3513	1677	2357	0
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3513	1677	2357	0
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LIBYA													
# LT 6.4 KG	2580	1481	0	20	0	0	0	0	0	683	9392	2009	156
# GE 6.4 KG	1443	13797	2477	1428	496	1456	1663	2115	2023	9529	18459	26457	2354
TOTAL FISH	4024	15278	2477	1448	496	1456	1663	2115	2023	10213	27852	28466	2511
% LT 6.4 KG	64.13	9.7	0	1.43	0	0	0	0	0	6.69	33.72	7.06	6.24
MALTA													
# LT 6.4 KG	15	4	0	0	0	16	23	93	185	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	425	504	258	197	471	874	965	1034	2891	1767	2028	1491	1372
TOTAL FISH	441	508	258	197	471	890	989	1127	3077	1767	2028	1491	1372
% LT 6.4 KG	3.6	0.79	0	0	0	1.85	2.43	8.25	6.03	0	0	0	0
MAROC													
# LT 6.4 KG	1789	22977	0	8980	3058	0	343	1422	13	3178	0	0	0
# GE 6.4 KG	184	2865	679	4523	1877	7793	13716	1259	390	11114	9600	4693	3588
TOTAL FISH	1973	25842	679	13504	4935	7793	14059	2682	404	14292	9600	4693	3588
% LT 6.4 KG	90.67	88.91	0	66.5	61.97	0	2.44	53.04	3.39	22.24	0	0	0
PORTUGAL													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	1480	1479	703	2198	1955	1091	147
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	1480	1479	703	2198	1955	1091	147
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ESPANA													
# LT 6.4 KG	427945	416581	3701	6674	7541	195692	106675	211895	56622	91	54729	6995	8135
# GE 6.4 KG	13464	14819	16216	14718	28833	45458	51686	91285	86687	26263	104041	83194	60316
TOTAL FISH	441408	431403	19918	21392	36375	241152	158360	303177	143310	26354	158770	90190	68452
% LT 6.4 KG	96.95	96.56	18.58	31.2	20.73	81.15	67.36	69.89	39.51	0.35	34.47	7.76	11.88
TURKEY													
# LT 6.4 KG	1664	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	2127	2502
# GE 6.4 KG	44923	72411	43165	73524	83663	85306	97241	6286	10447	13833	14125	25699	16357
TOTAL FISH	46587	72411	43165	73524	83663	85306	97241	6293	10447	13833	14125	27827	18860
% LT 6.4 KG	3.57	0	0	0	0	0	0	0.11	0	0	0	7.65	13.27
YUGOSLAV													
# LT 6.4 KG	1272	11017	0	23324	12348	43336	0	0	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	53413	34887	38748	60017	32233	52813	0	0	0	0	0	0	0
TOTAL FISH	54685	45904	38748	83341	44582	96150	0	0	0	0	0	0	0
% LT 6.4 KG	2.33	24	0	27.99	27.7	45.07	0	0	0	0	0	0	0
YUGOSLAVIA-FR													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	13	0
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	52	162	0
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	59	176	0
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11.43	7.66	0

Table 15 Proportion of undersized fish by country/entities/fishing entities, estimated from catch at size

	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97
NEI-28													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	1974	5798	4667	3238	2331
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	0	0	1974	5798	4667	3238	2331
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ISRAEL													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	47	0
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	567	0
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	614	0
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7.66	0
CYPRUS													
# LT 6.4 KG	7	1	0	0	0	3	2	19	18	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	209	125	64	105	201	202	123	212	277	0	0	0	0
TOTAL FISH	217	126	64	105	201	206	126	231	296	0	0	0	0
% LT 6.4 KG	3.59	0.94	0	0	0	1.94	2.37	8.32	6.27	0	0	0	0
NEI													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	0	987	1666	3804	3332	2367	9617	6241	6246	0	0	0	0
TOTAL FISH	0	987	1666	3804	3332	2367	9617	6241	6246	0	0	0	0
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-81													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	482	0	0
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	482	0	0
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TUNISE													
# LT 6.4 KG	1146	5287	3222	6387	3715	5255	24286	5001	26488	10814	8280	7215	9756
# GE 6.4 KG	8293	16051	10060	7739	8532	8629	60598	60482	111985	53972	55793	90400	66872
TOTAL FISH	9440	21340	13282	14127	12249	13885	84884	65483	138470	64787	64074	97616	76627
% LT 6.4 KG	12.14	24.78	24.26	45.21	30.33	37.85	28.61	7.64	19.13	16.69	12.92	7.39	12.73
CROATIE													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	3032	816	7326	15481	2454	16391	5358
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	65950	45241	66464	126143	54664	119138	35084
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	68983	46057	73790	141624	57118	135529	40442
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	4.4	1.77	9.93	10.93	4.3	12.09	13.25
NEI2													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	643	354	250	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	450	965	2958	0	0	0	0	0
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	1094	1319	3209	0	0	0	0	0
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	58.78	26.83	7.81	0	0	0	0	0
CHINA.PR													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	109
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	109
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ITALY													
# LT 6.4 KG	52849	296378	218926	307367	93450	83144	43238	11221	41391	95617	73642	73207	47313
# GE 6.4 KG	269355	260604	261050	133684	210928	118149	112545	125689	228670	315764	109756	200767	223131
TOTAL FISH	322204	556984	479977	441054	304381	201295	155789	136914	270063	411385	183400	273977	270446
% LT 6.4 KG	16.40	53.21	45.61	69.69	30.70	41.30	27.75	8.20	15.33	23.24	40.15	26.72	17.49
NEI 21													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Table 15 Proportion of understized fish by country/entities/fishing entities, estimated from catch at size

	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5576	3403	1564	742
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5576	3403	1564	742
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-134													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	748	1459	0	0
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	0	0	0	748	1459	0	0
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-105													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1456	879	7923	1456
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1456	879	7923	1456
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-81													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	405	0	2800
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	405	0	2800
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEI-118													
# LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
# GE 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	119
TOTAL FISH	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	119
% LT 6.4 KG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

West Atlantic

6.4 kg with a tolerance of 15% in number of fish (since 1975)

121 cm with a tolerance of 15% in weight (1983-1991)

115 cm with a tolerance of 8% in weight (1992-present)

East Atlantic and Mediterranean Seas

6.4 kg with a tolerance of 15% in number of fish (since 1975)

LT 6.4KG = Number of fish which are smaller than 6.4 kg in weight

GE 6.4KG = Number of fish which equal to or greater than 6.4 kg in weight

% LT 6.4 KG = Percentage of fish which is smaller than 6.4 kg in total in number

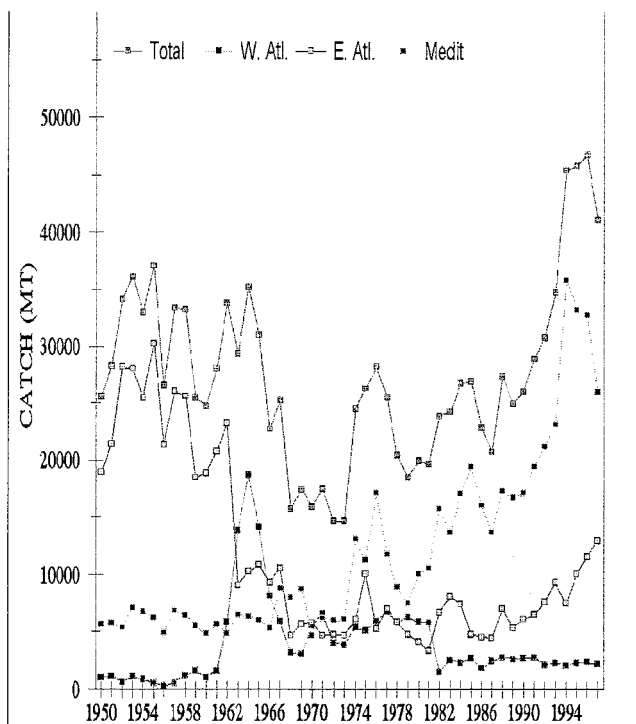


Fig. 1. Total catch (including discards in MT) of bluefin tuna in east, west Atlantic and the Mediterranean Sea.

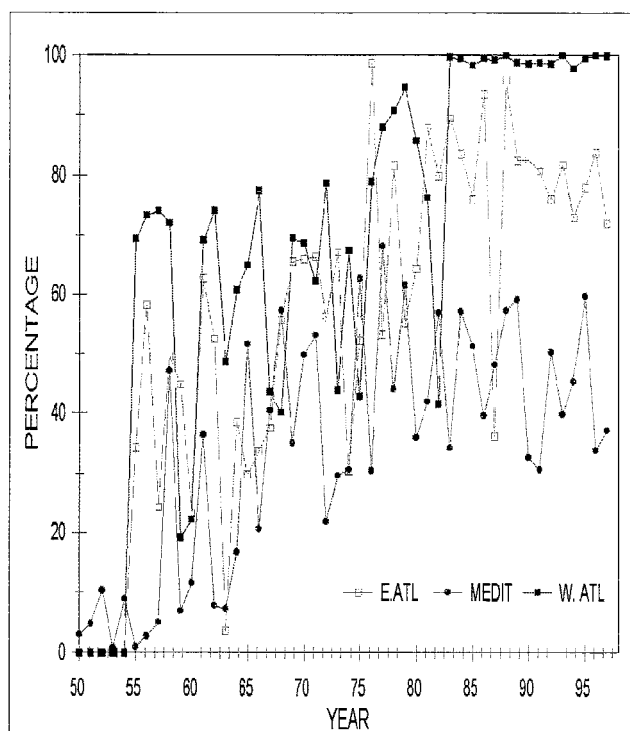


Fig. 3. Ratio of landings matched with samples from the same landings, shown by region.

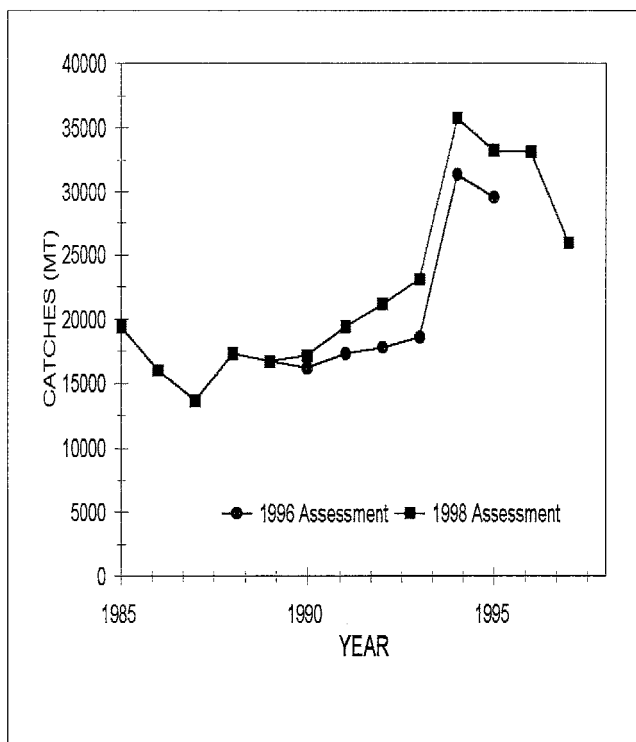


Fig.2. Comparison between Mediterranean bluefin Task I catch base used in 1996 stock assessments and in 1998 stock assessments.

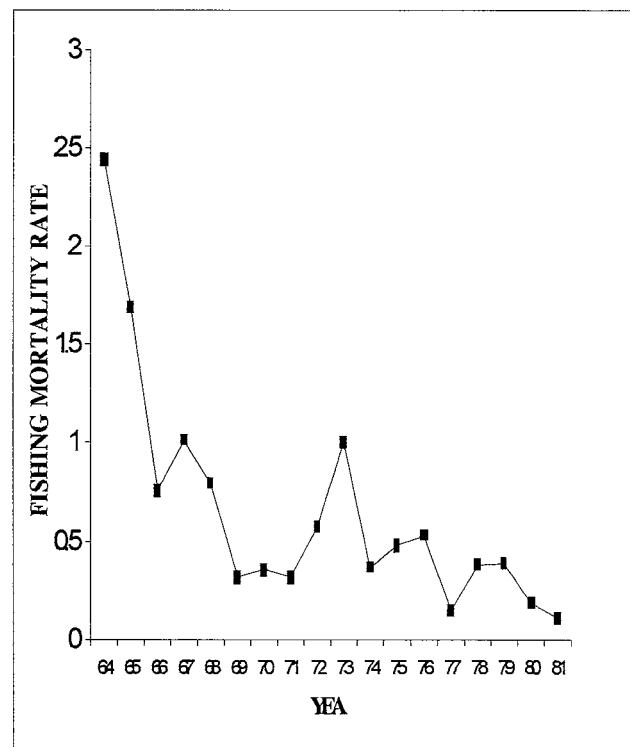


Fig. 4. Estimated fishing mortality rates for west Atlantic bluefin aged 1-3 based on analysis of time-at-large for tagging data as described in SCRS/98/65.

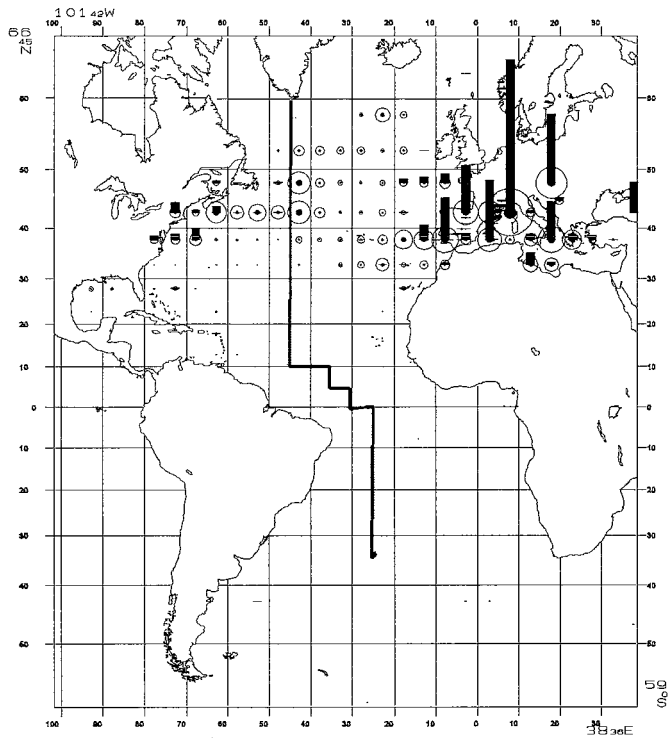


Fig. 5. Distribution of Atlantic bluefin catches by longline (in circles) and surface gears (histogram), accumulative for the period of 1990-1996. The data for 1997 and revisions made in 1998 session is still not incorporated. The division lines for east and west stocks are also shown.

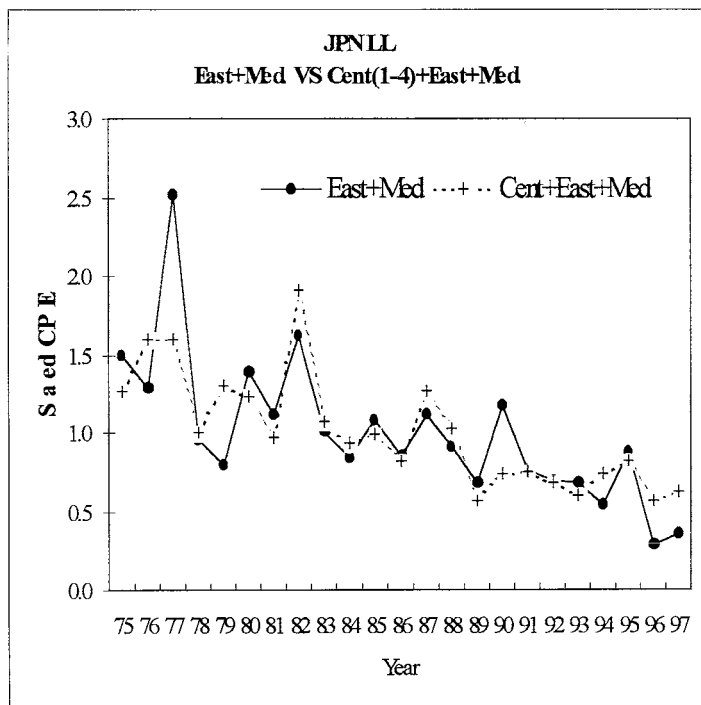


Fig. 7. Comparison of Japanese longline catch rates between the east Atlantic + Mediterranean Sea and all combined (central Atlantic + east Atlantic + Mediterranean Sea).

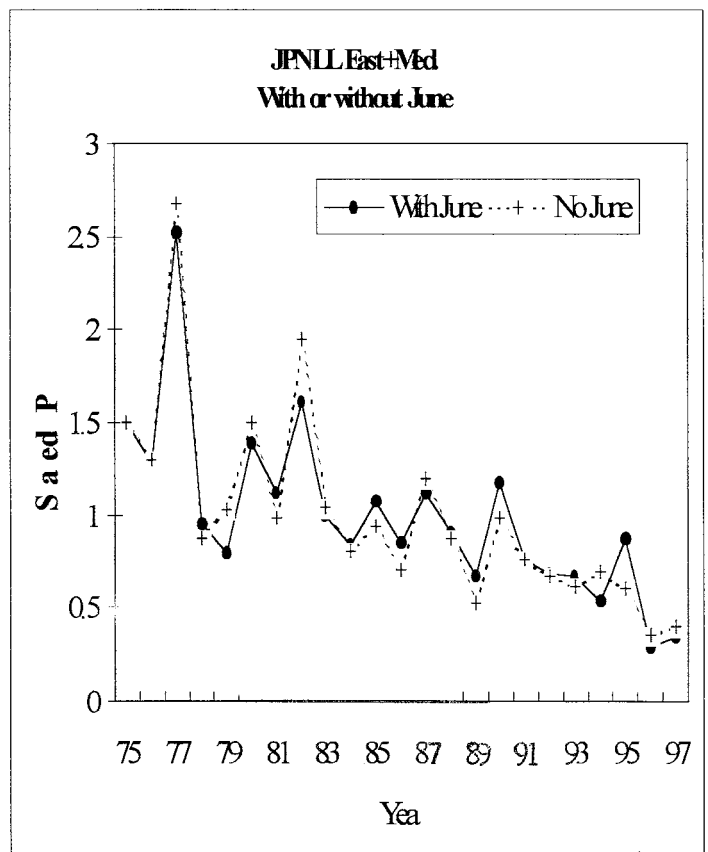
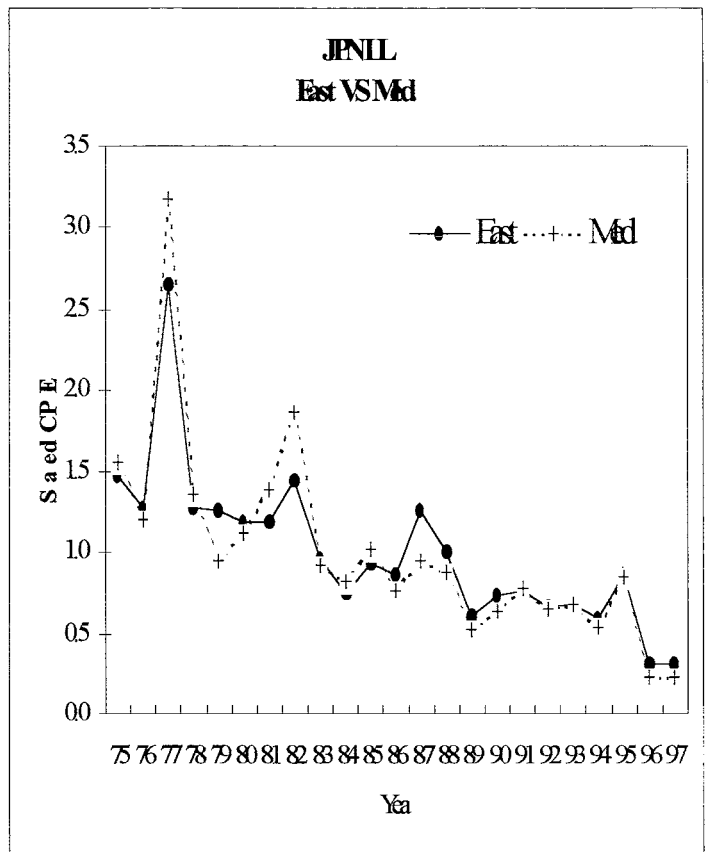


Fig. 6. Comparison of Japanese longline catch rates between the east Atlantic and Mediterranean Sea (upper panel), and between data with June and without June (lower panel).

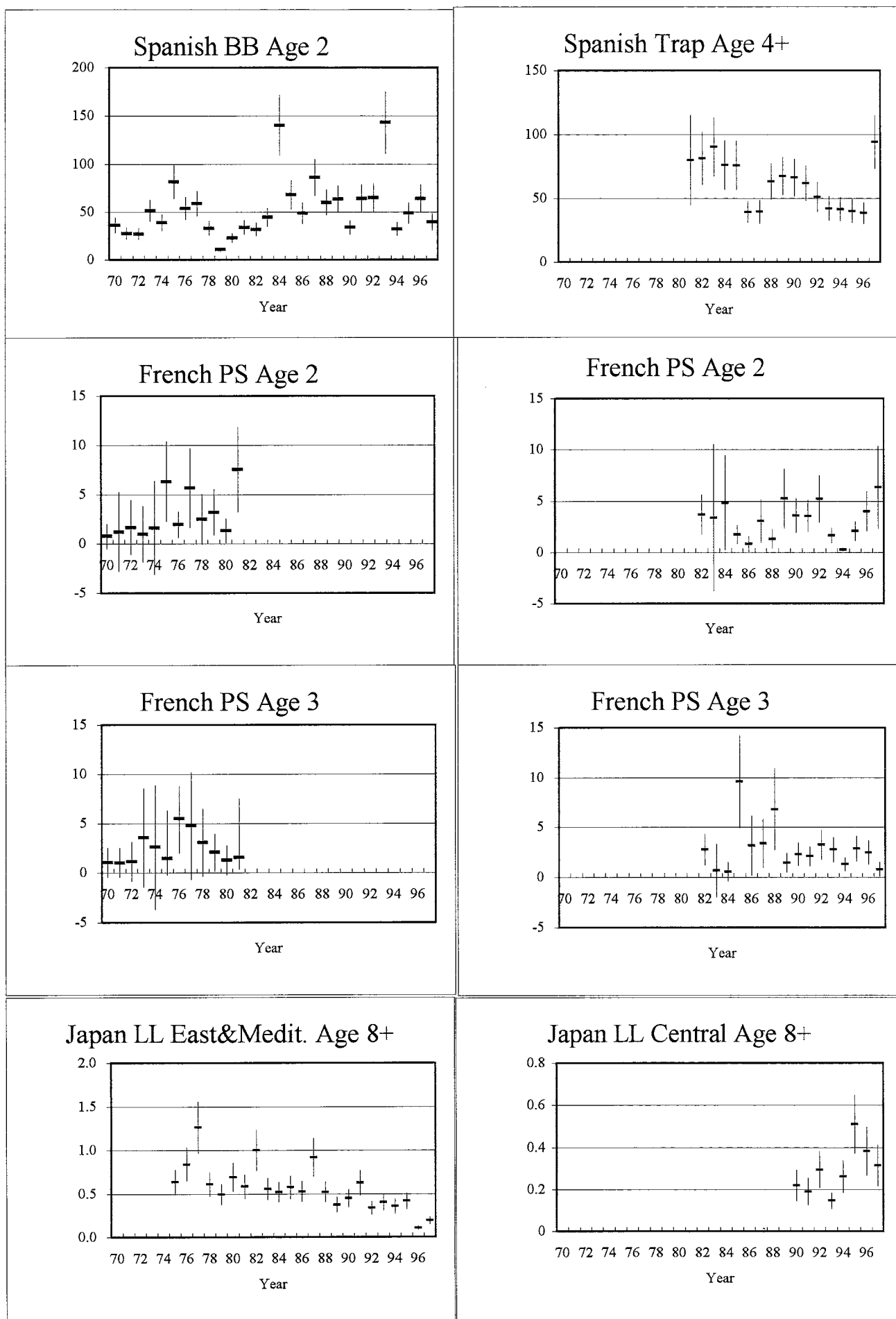


Fig. 8. Standardized catch rates and their (+/-) one standard error for the East Atlantic bluef

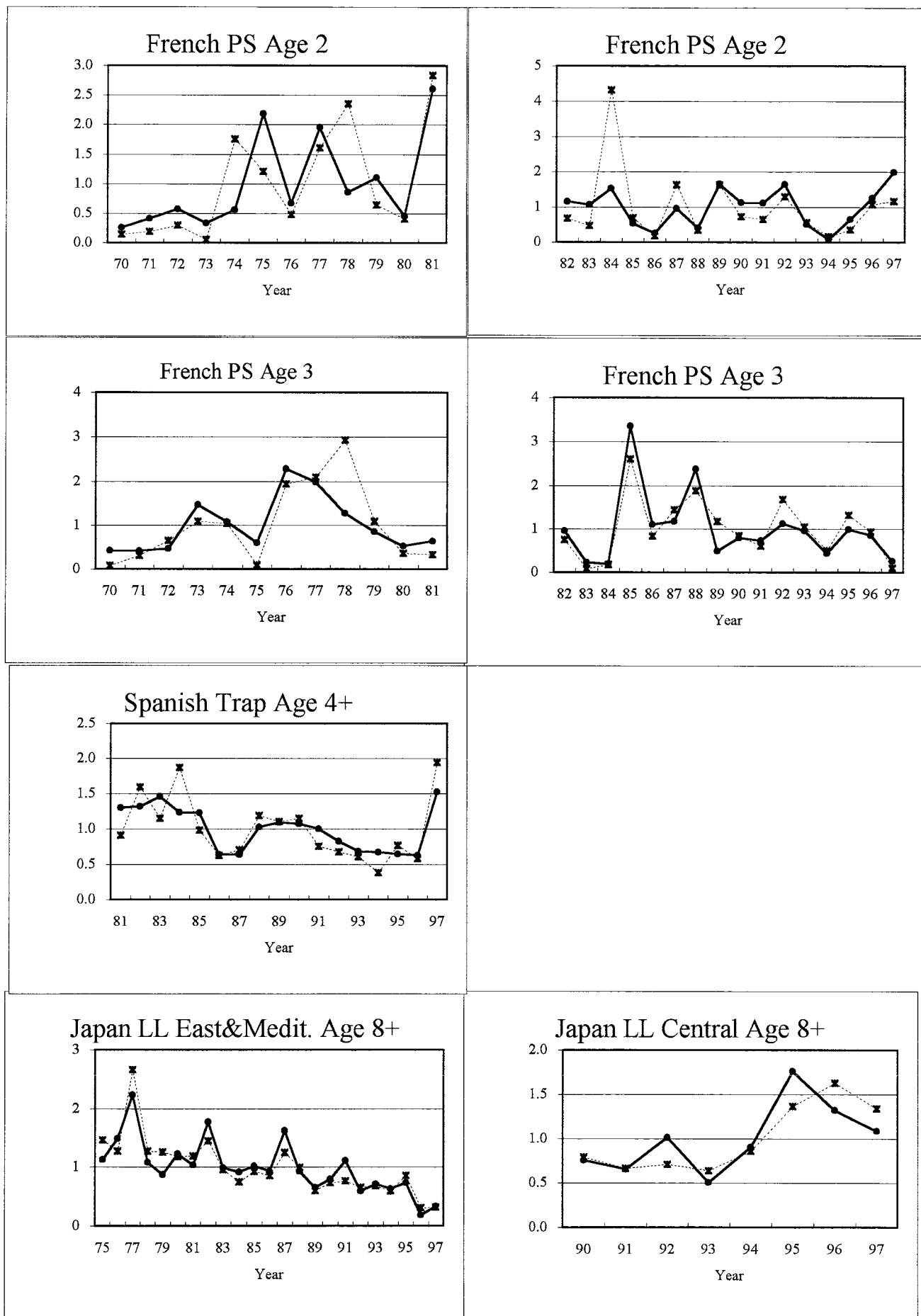


Fig. 9. Comparison of CPUE indices between random effects model (solid line) and original one (nominal or standardized; broken line) for the east Atlantic bluefin.

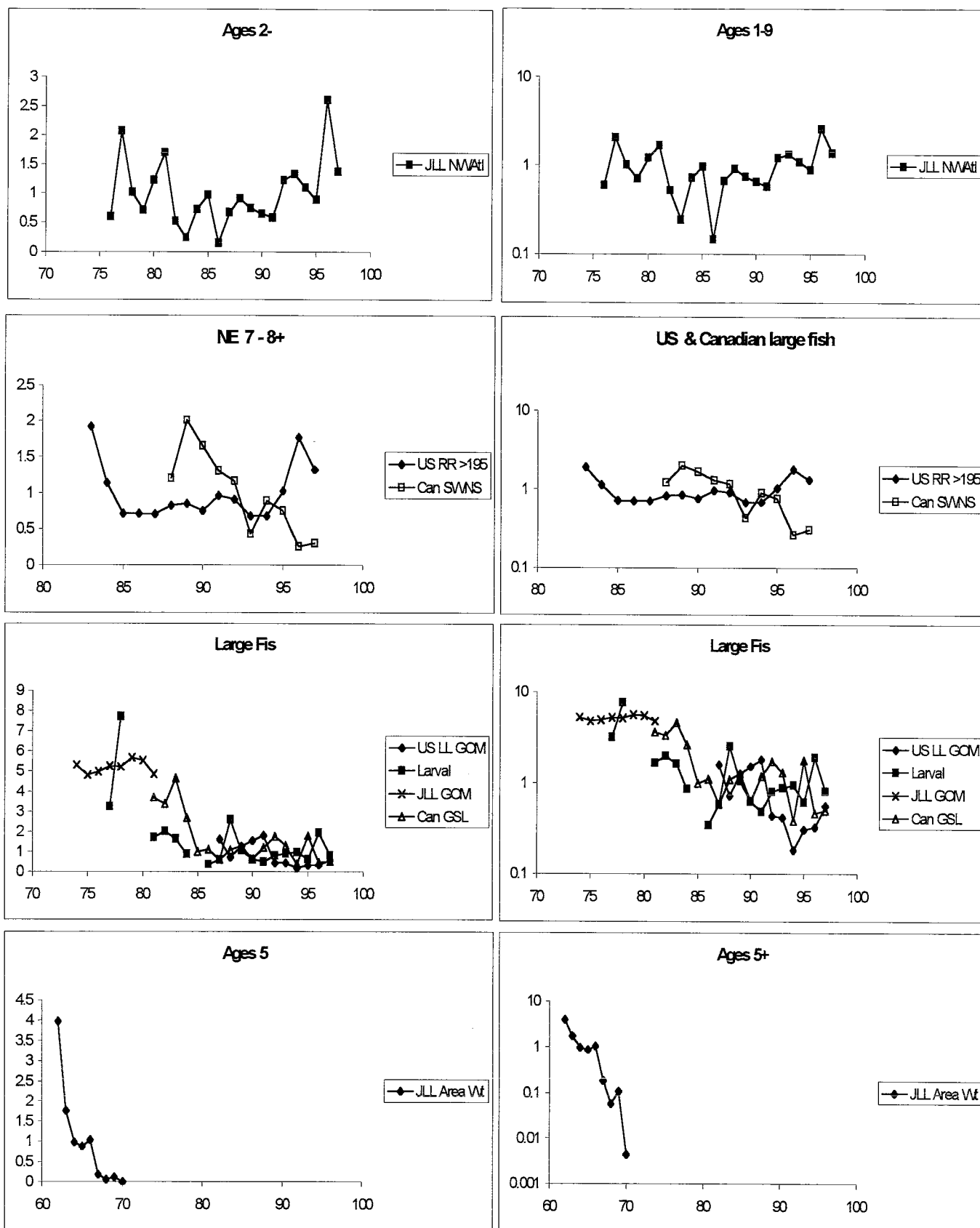


Fig. 10. Catch series used in calibration for west bluefin. Each series is scaled to its own mean and shown in both arithmetic and log scale.

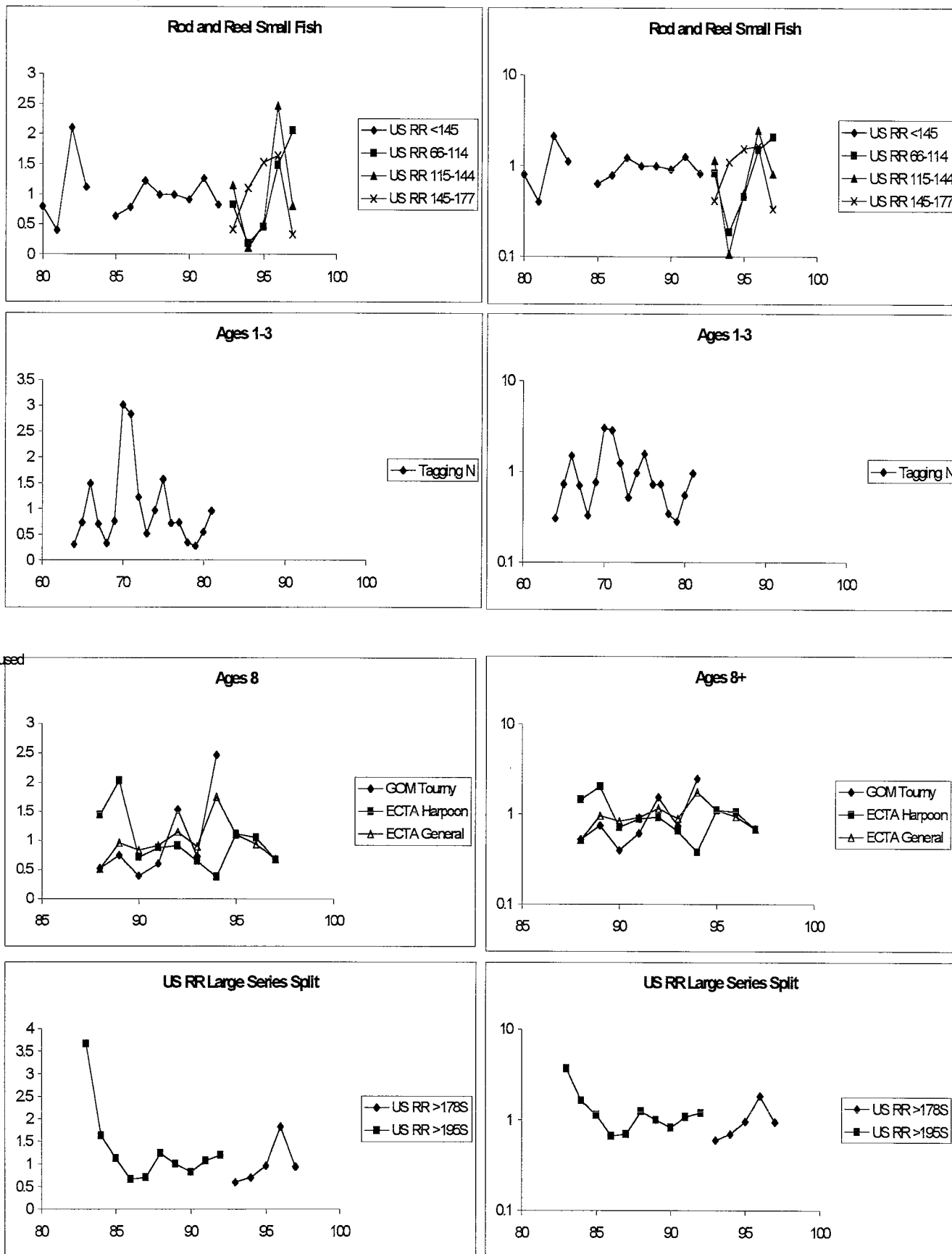


Fig. 10. Cont.

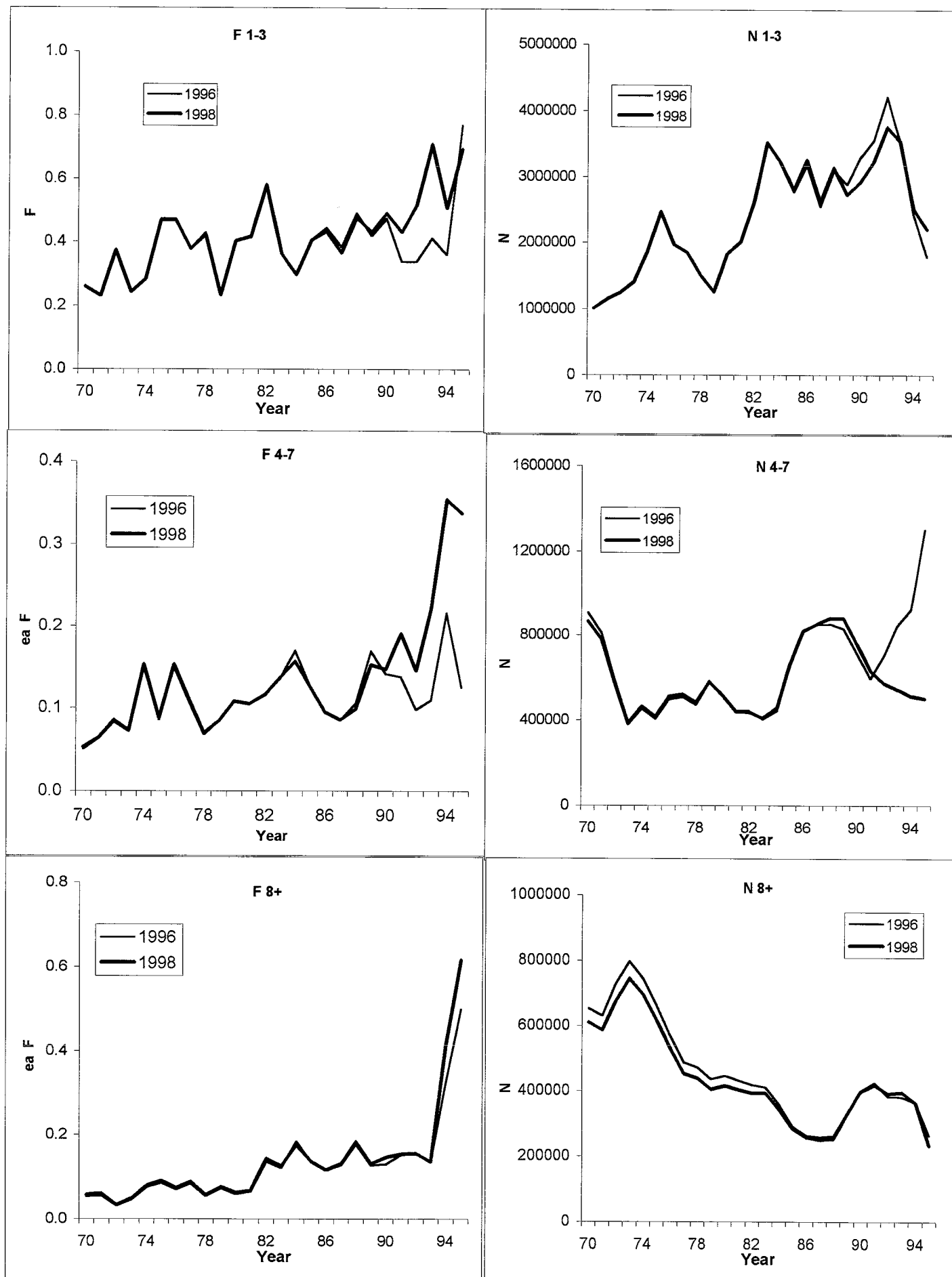


Fig. 11. Comparison of 1996 SCRS stock assessment base case 1 technical specifications on the 1998 catch at age, up to 1997 (Run 1) - east bluefin stock.

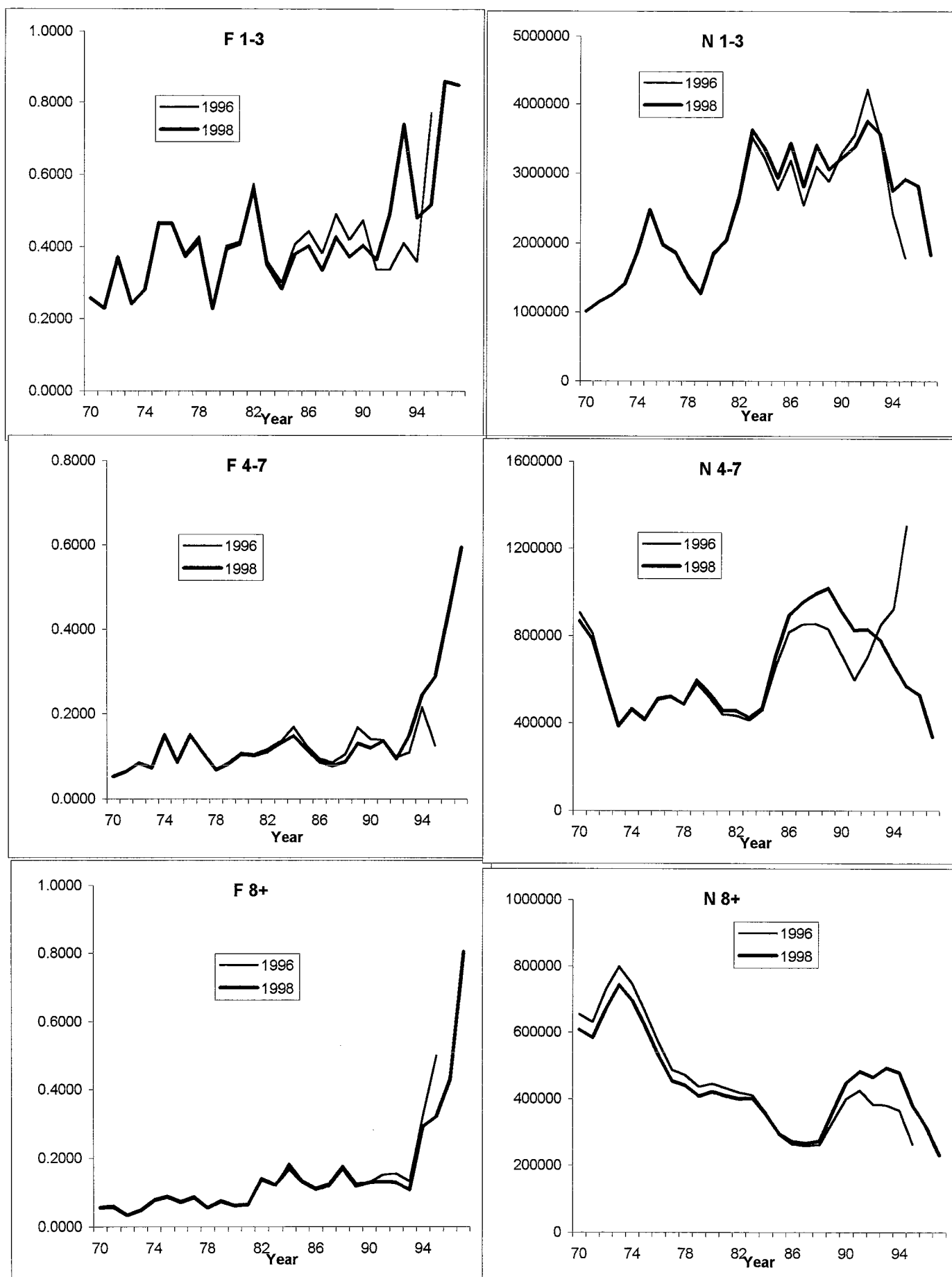


Fig. 12. 1996 SCRS assessment base case 1 technical specifications on (1) the 1996 catch-at-age data and (2) the 1998 catch-at-age data (Run 2) - east bluefin stock.

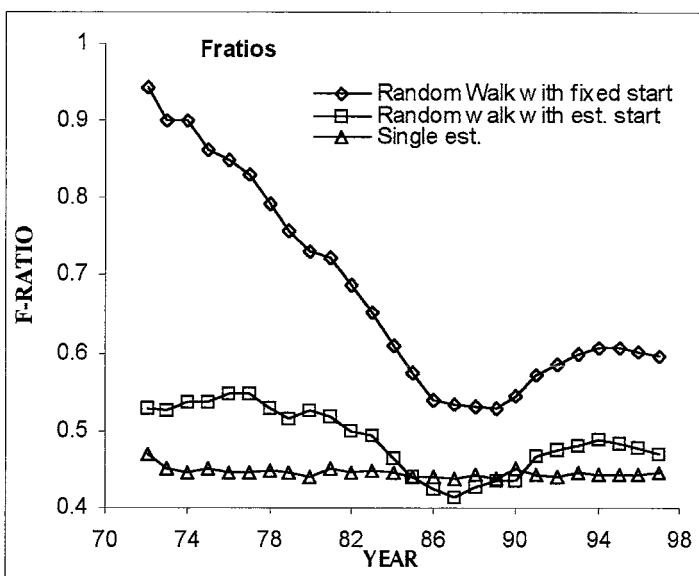
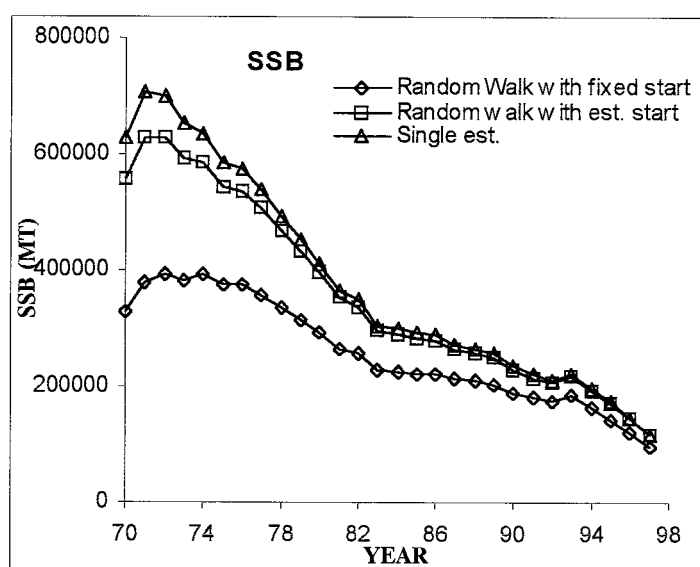
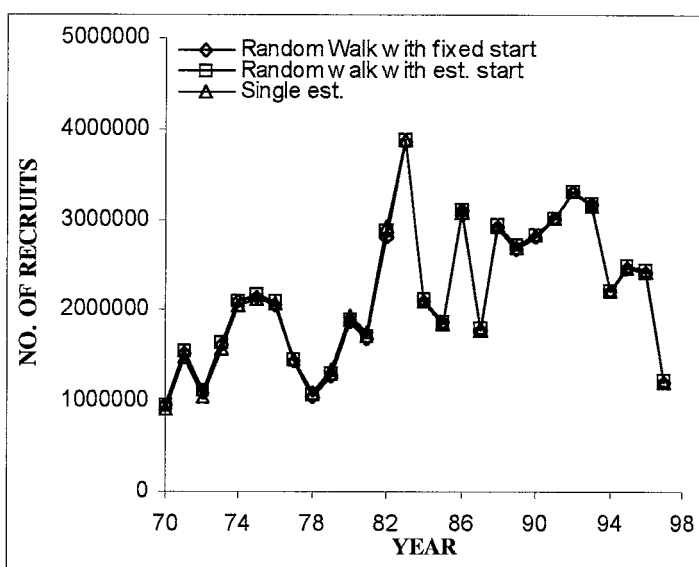
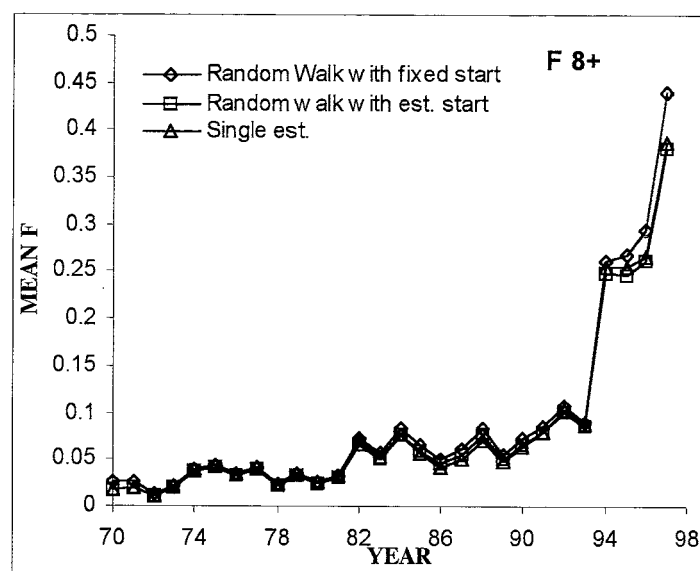
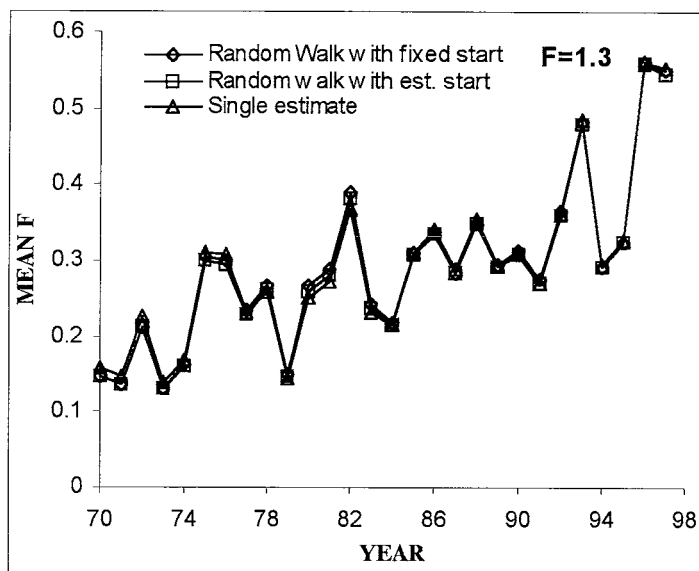


Fig. 13. Random walk in F-ratio compared to fixed and single estimates (run 5) for east bluefin stock

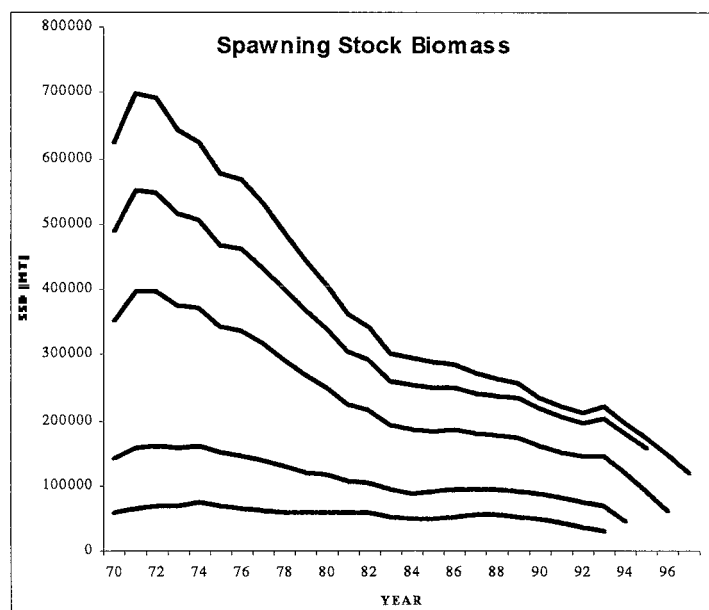
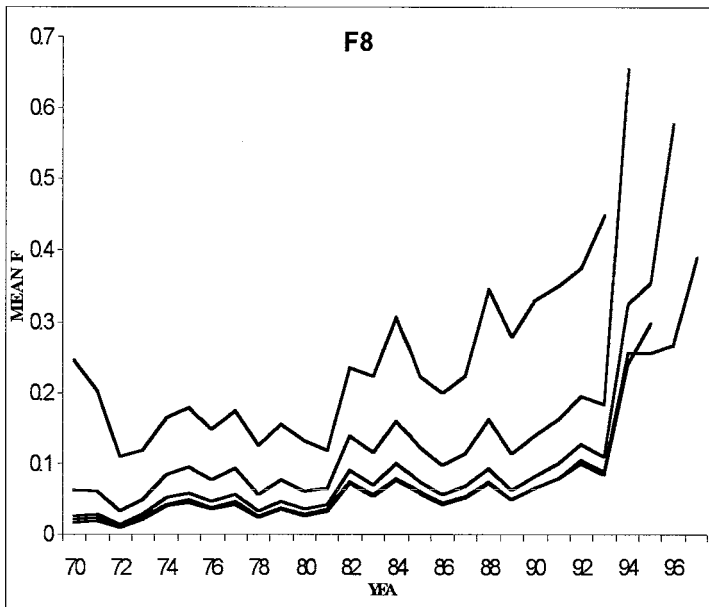
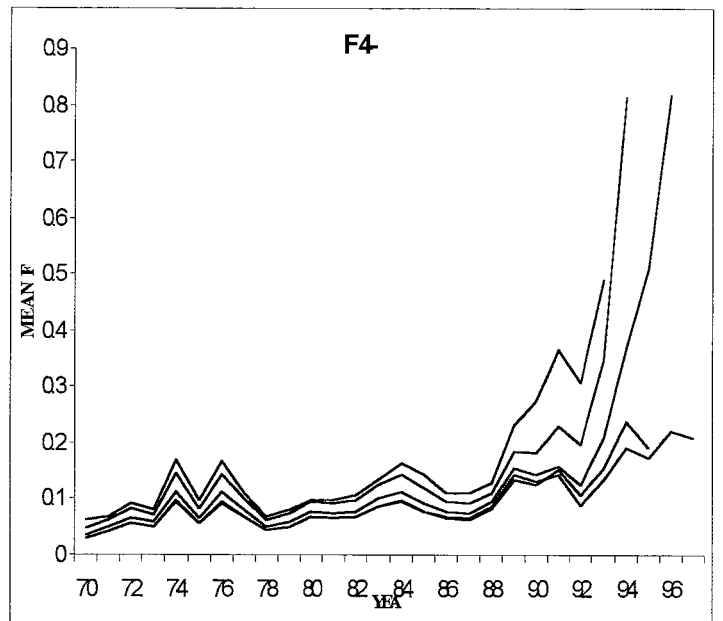
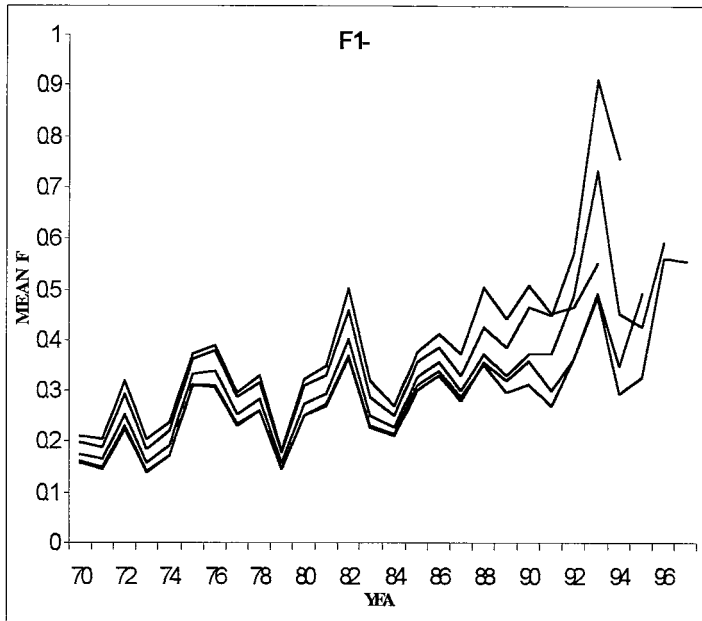


Fig. 14. First retrospective analysis (run 7) for east bluefin stock.

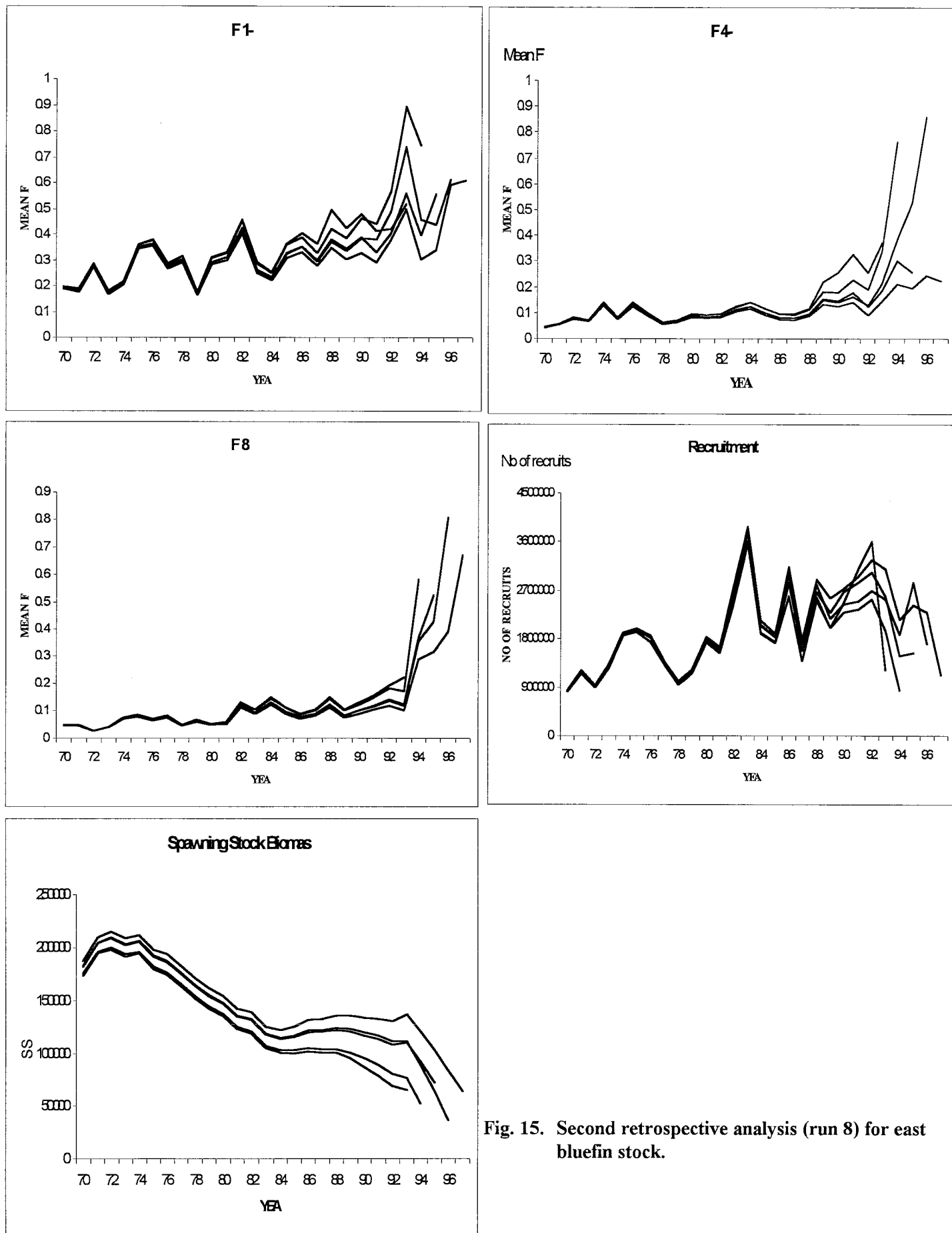


Fig. 15. Second retrospective analysis (run 8) for east bluefin stock.

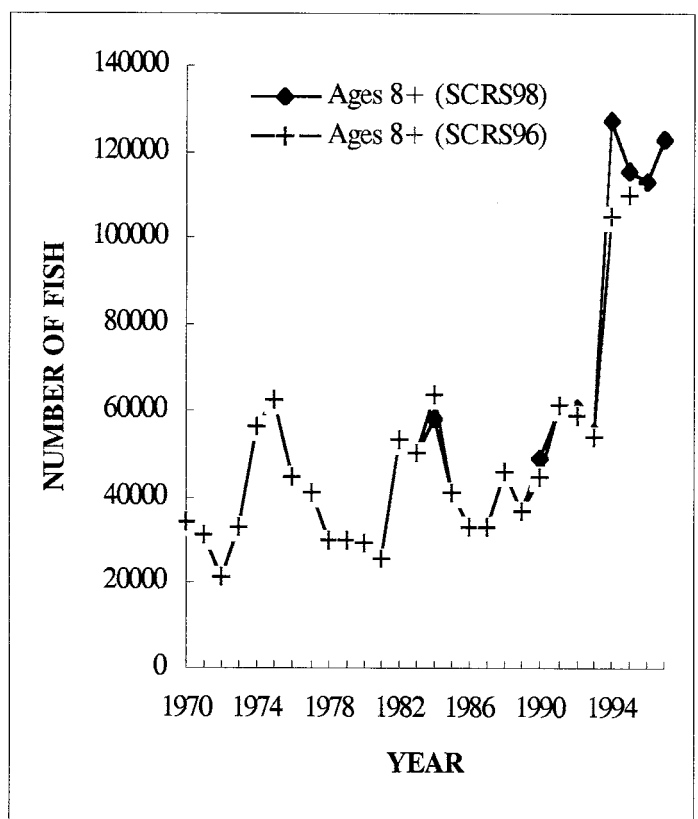
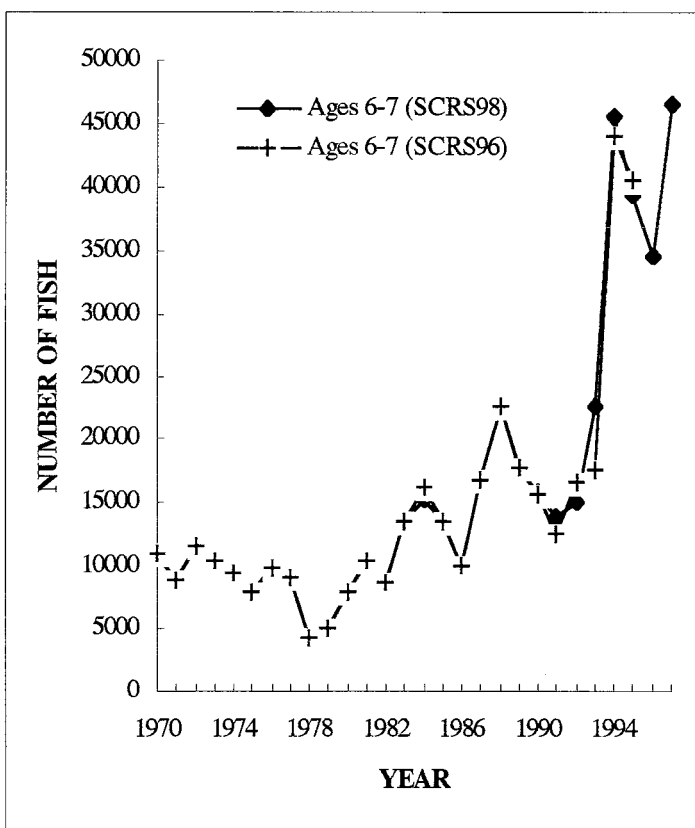
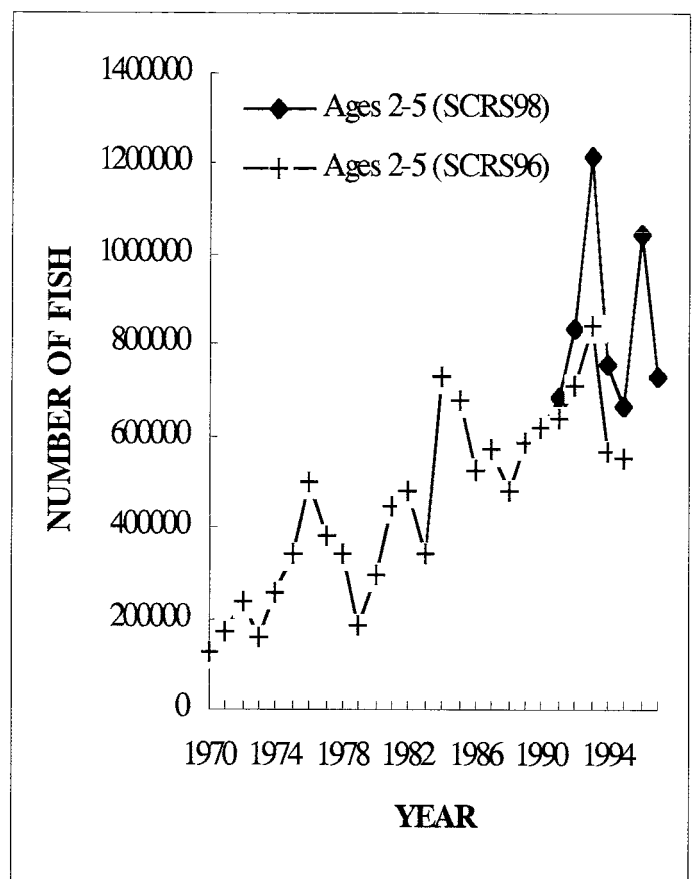
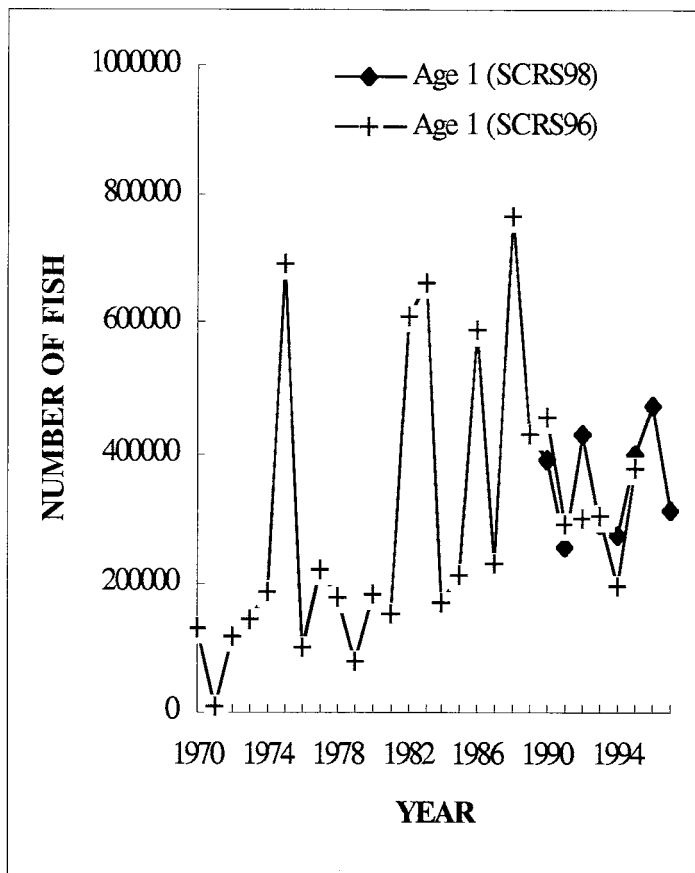


Fig. 16. Catch-at-age data for the east and central Atlantic and the Mediterranean Sea of the 2 last SCRS assessments.

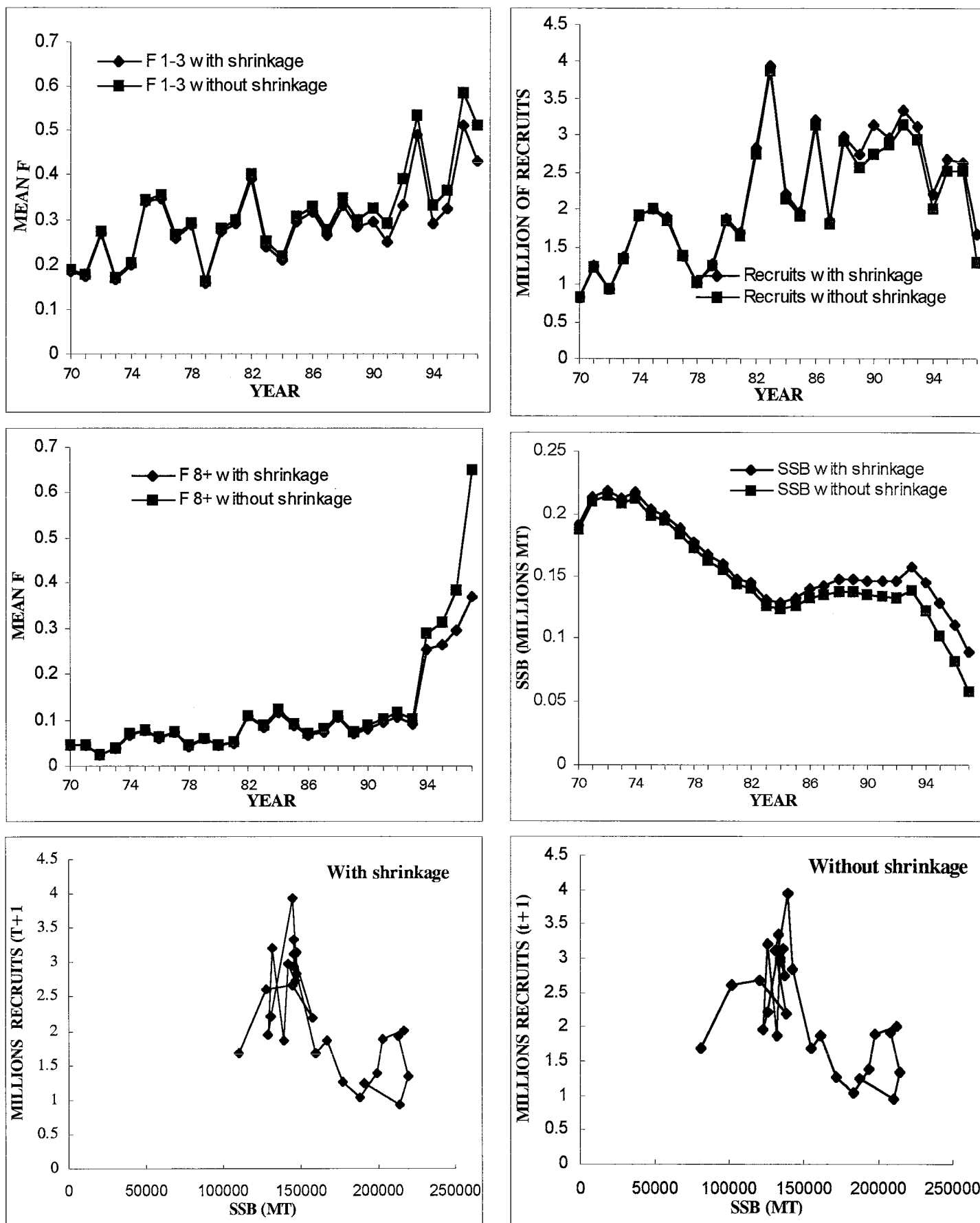


Fig. 17. Comparison of the estimates and the trends for east bluefin stock with and without shrinkage.

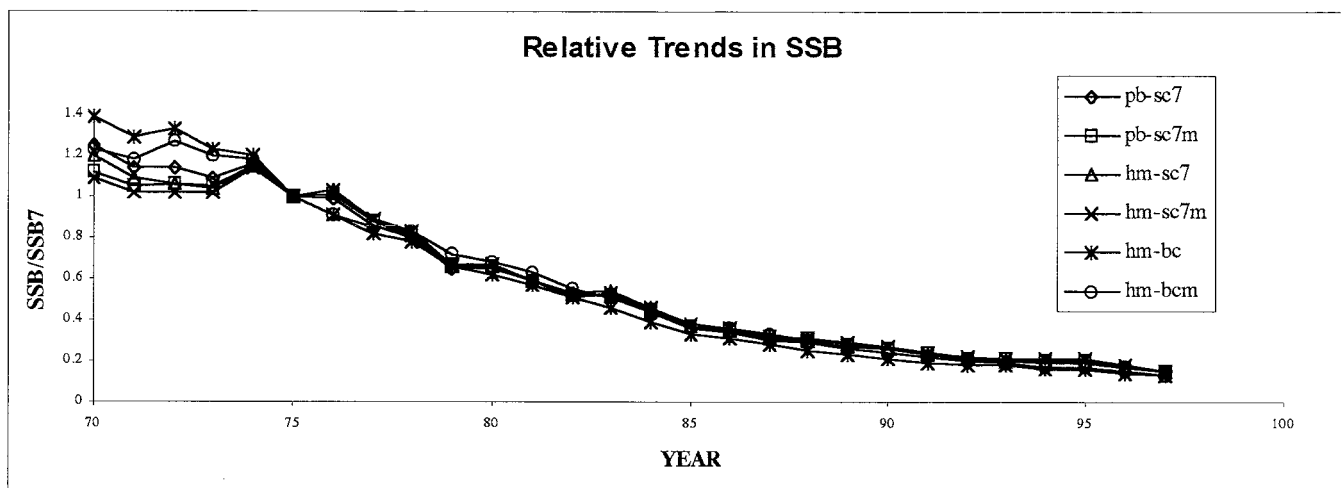


Fig. 18. Estimates of west bluefin relative spawning biomass trajectories for different numbers of F-ratios estimated and different assumptions about natural mortality rate vectors. Key: Pb-sc7=base case 1 (penalty on recent F-ratio estimate); Pb-sc7m = SBF M vector; Hm-sc7 =estimate only middle period F ratio; Hm-sc7m=SBF M vector; Hm-bc=estimate middle and recent period F ratios; and Hm-bcm=SBF M vector.

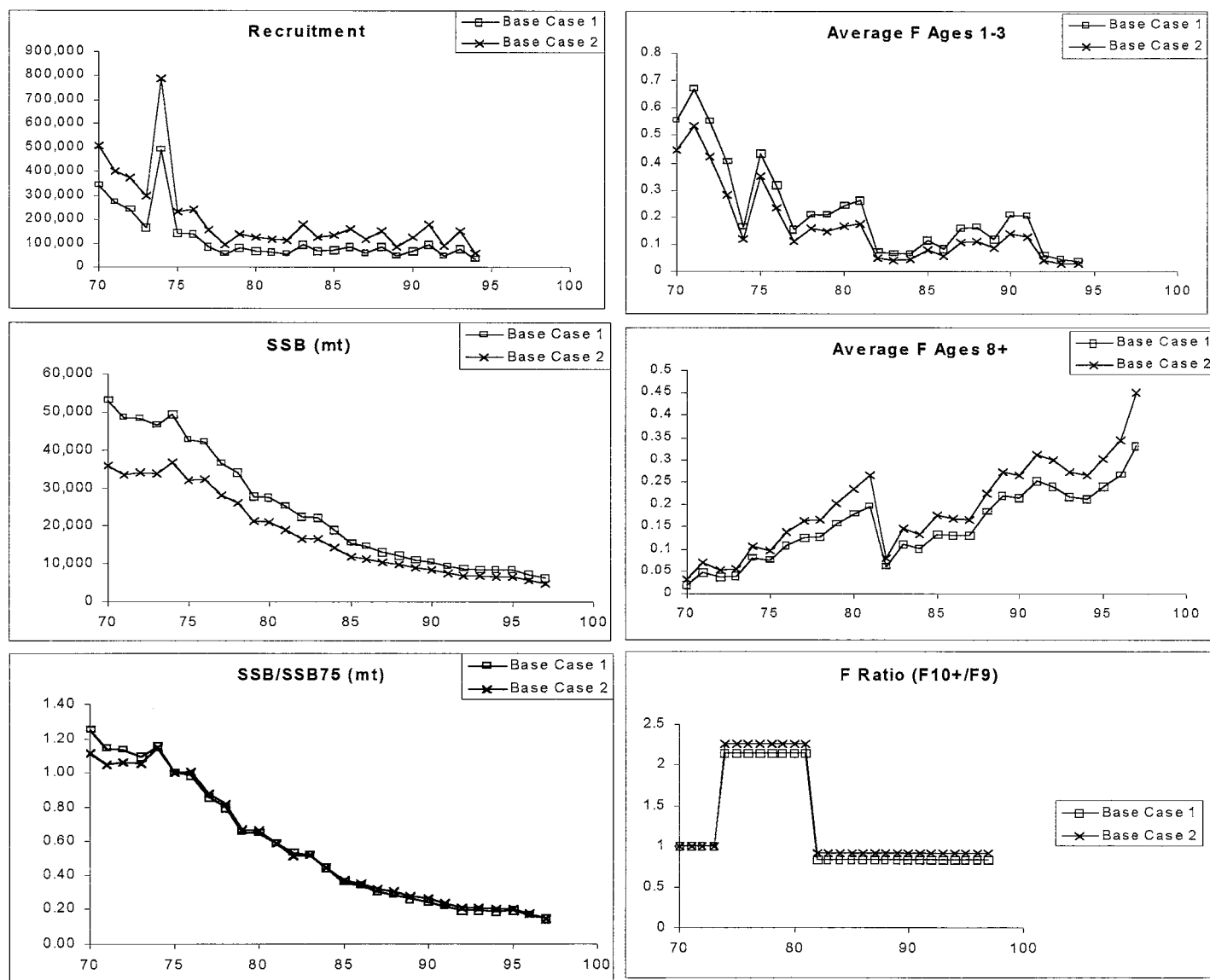


Fig. 19. Results of the base case ADAPT assessments for west bluefin agreed by the Committee for M specifications of 0.14 (Base Case 1) and for the SBF M vector specification (Base Case 2).

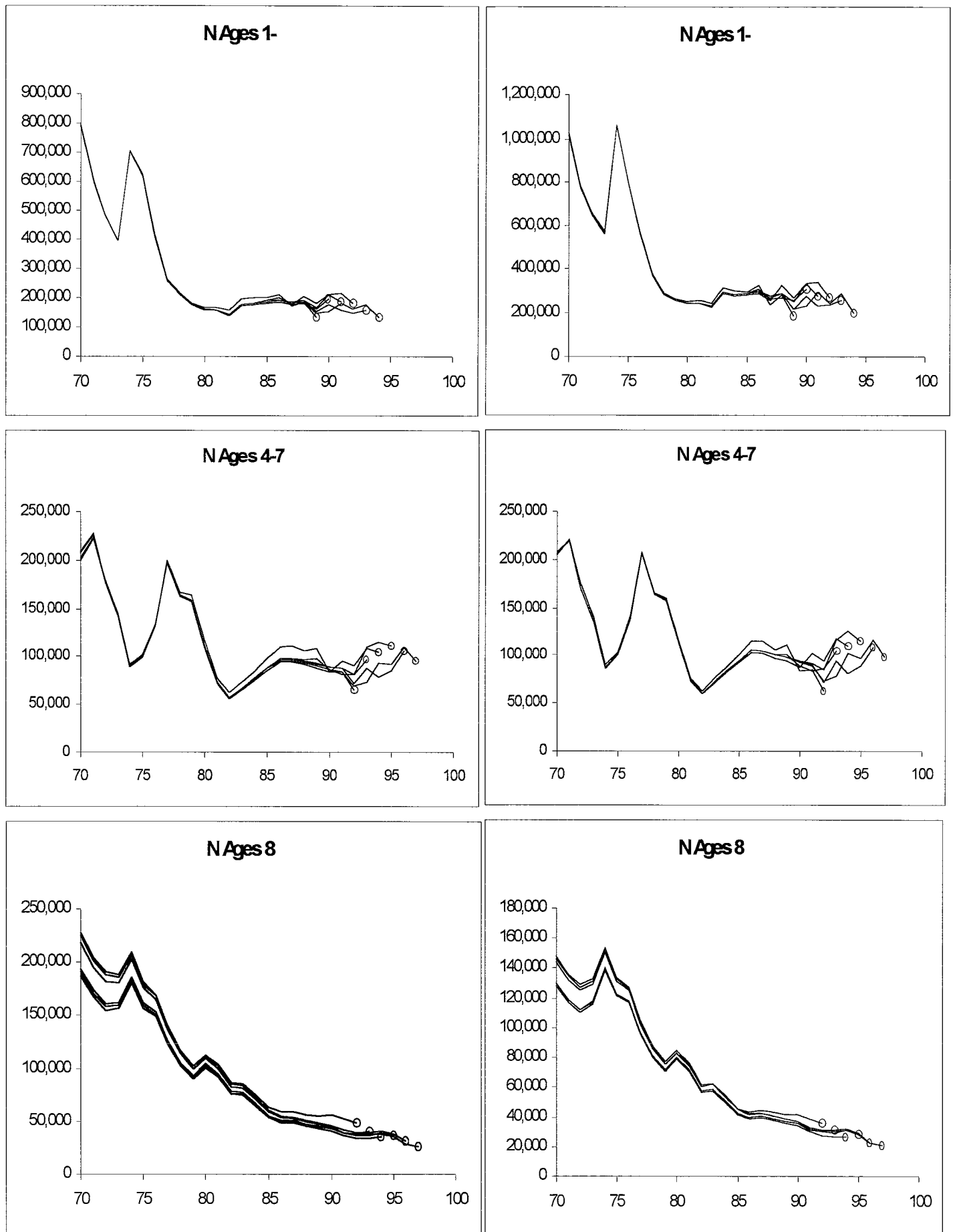


Fig. 20. Retrospective pattern evaluation results for the base case assessments for west bluefin agreed to by the Committee.

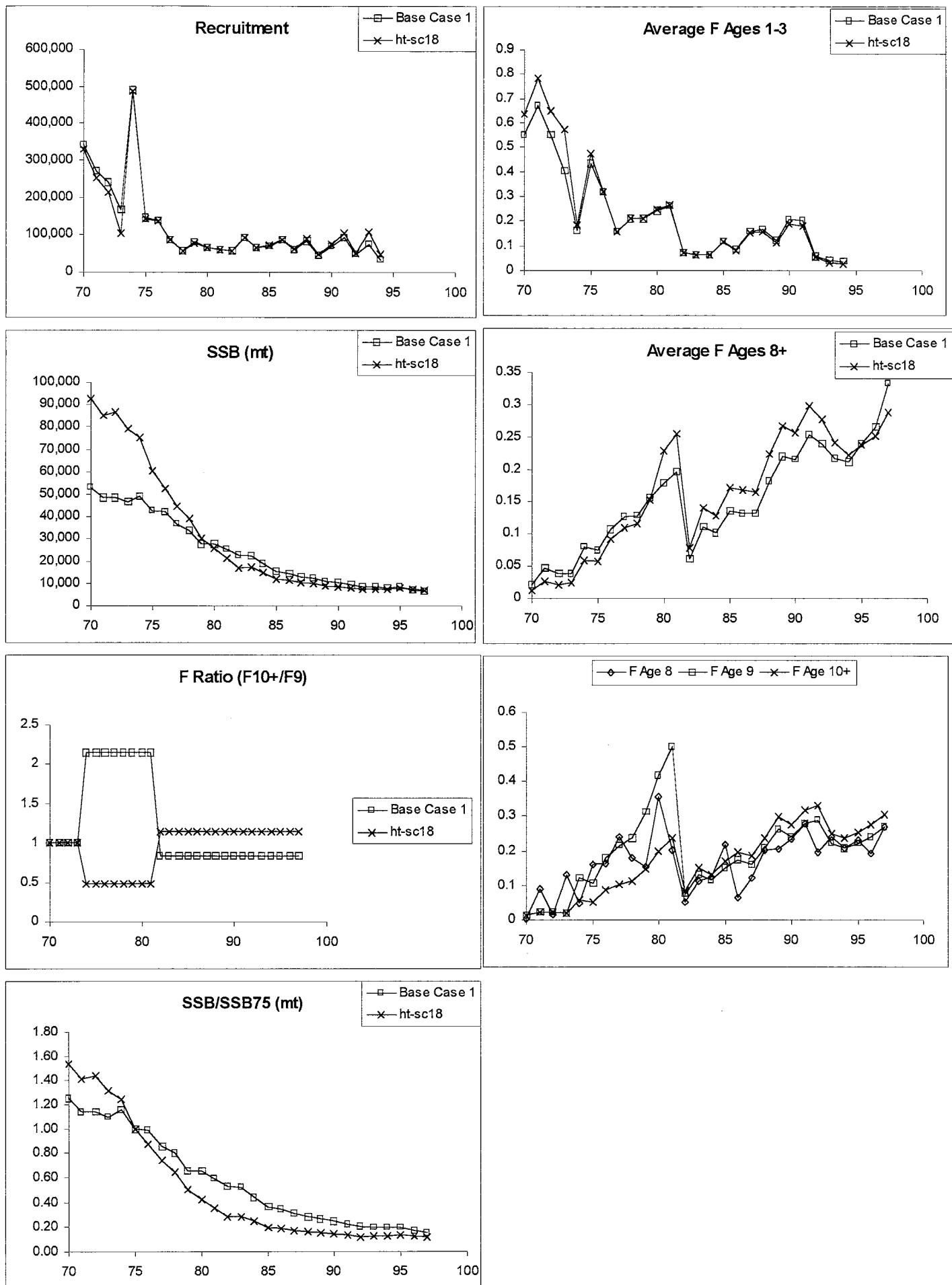


Fig. 21. Sensitivity test 1 for west bluefin: Base Case 1 of west bluefin, except CAN-SWNS, JLL GOM and Tagging indices deleted, no stock-recruitment penalty, recent F ratio set to 1.14.

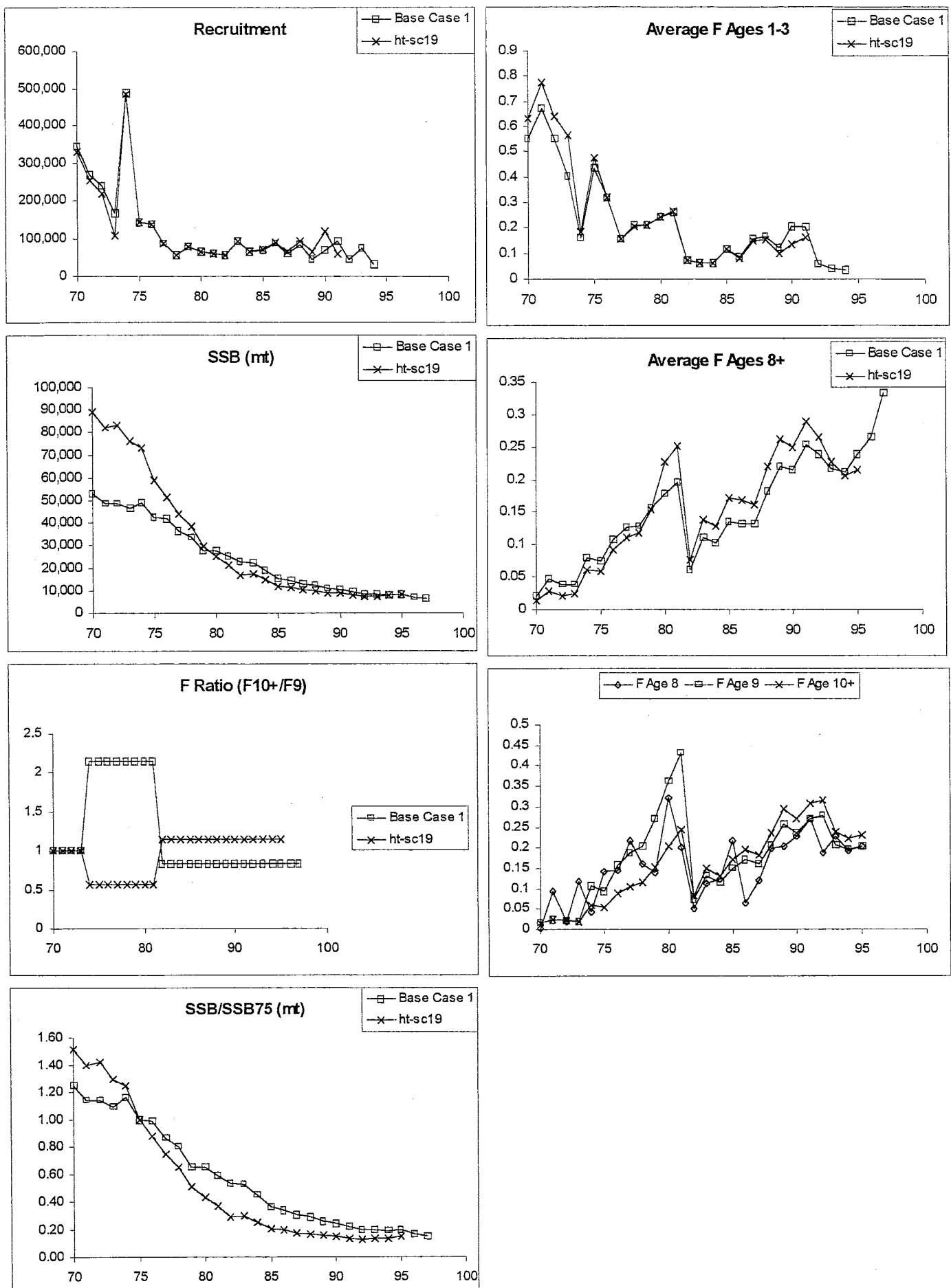


Fig. 22. Sensitivity test 2 for west bluefin: Base Case 1 except CAN SWNS, JLL GOMN and Tagging indices deleted: no stock-recruitment penalty; F ratio in recent period set to 1.14; all data truncated at 1995.

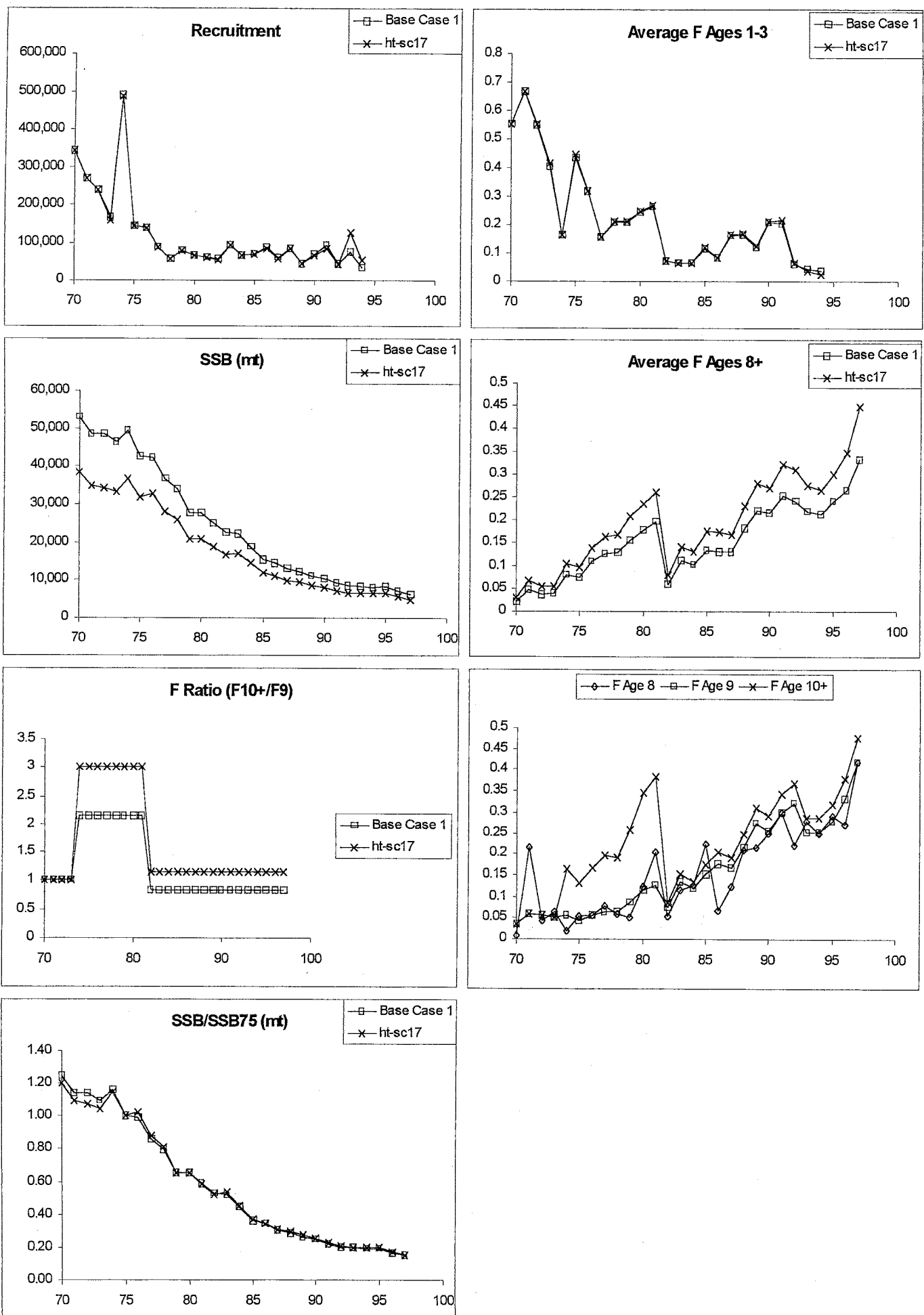


Fig. 23. Sensitivity test 3 for west bluefin: no stock recruitments penalty, F ratio for recent period fixed at 1.14.

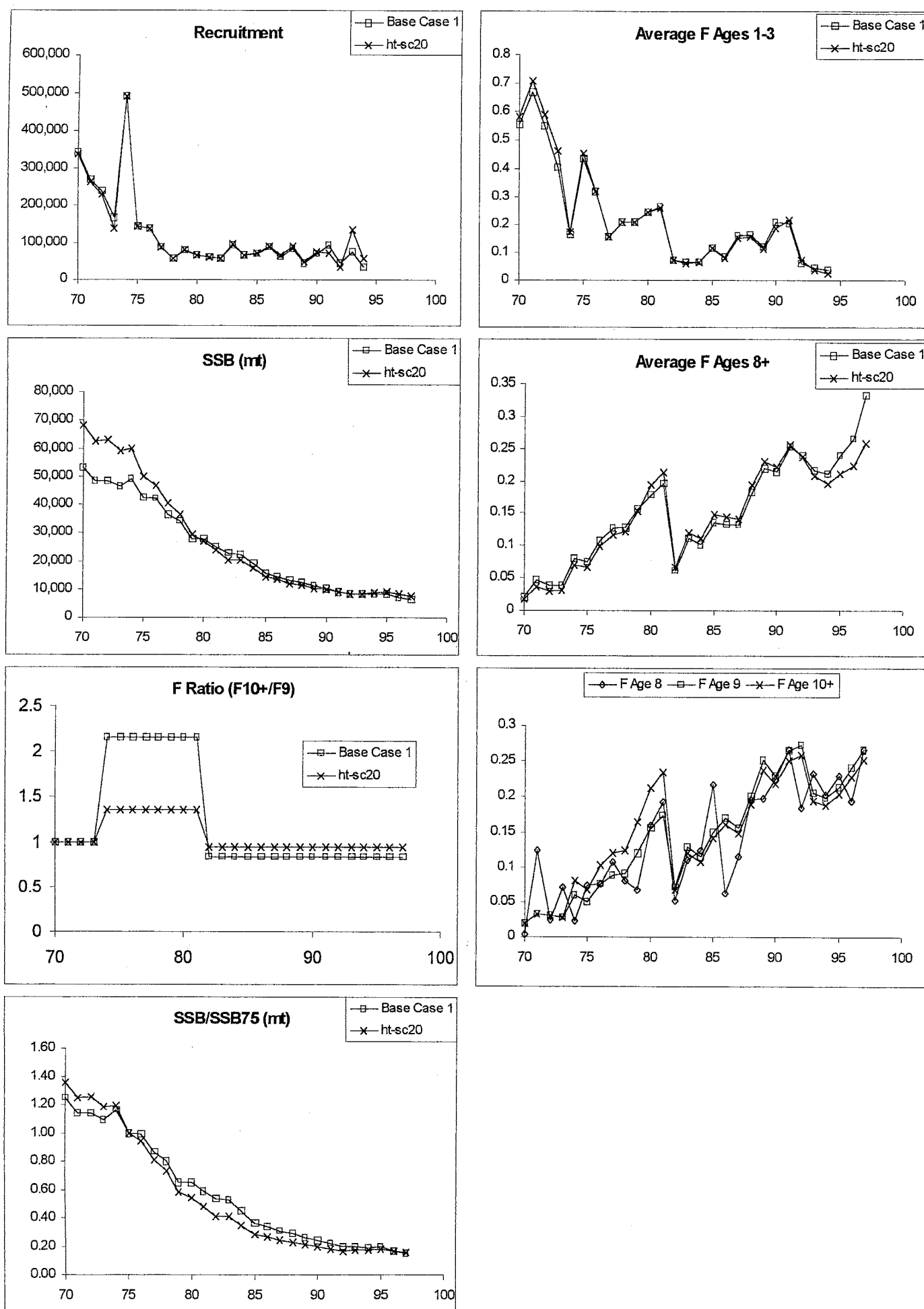


Fig. 24. Sensitivity test 4 for west bluefin: Base Case 1 except no stock-recruitment penalty and all index CV's set to 0.4 (equal weighting).

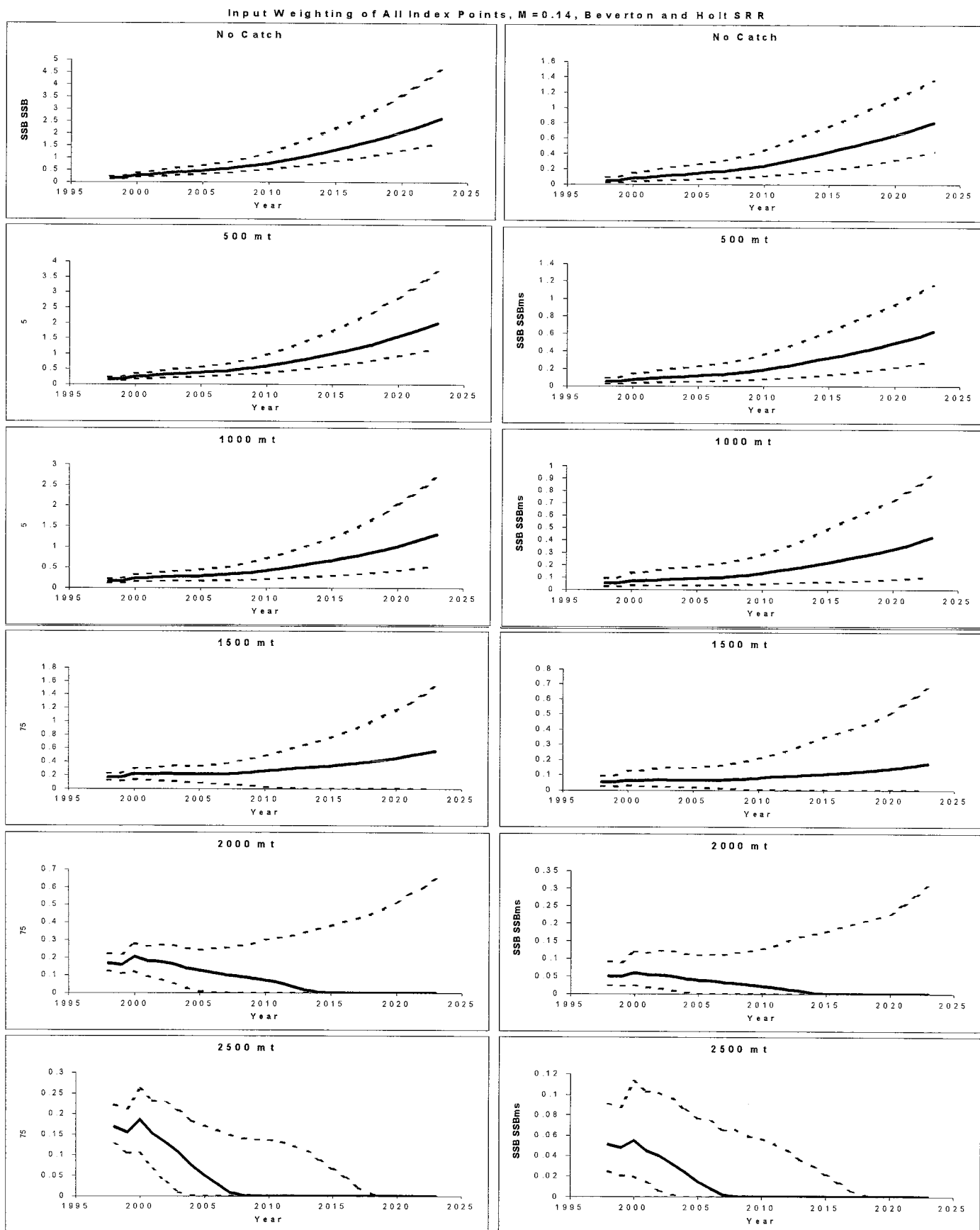


Fig 25a. Input weighting of tuning indices, Beverton and Holt stock-recruitment - west bluefin

Iterative Reweighting of All Index Points, $M=0.14$, Beverton and Holt SRR

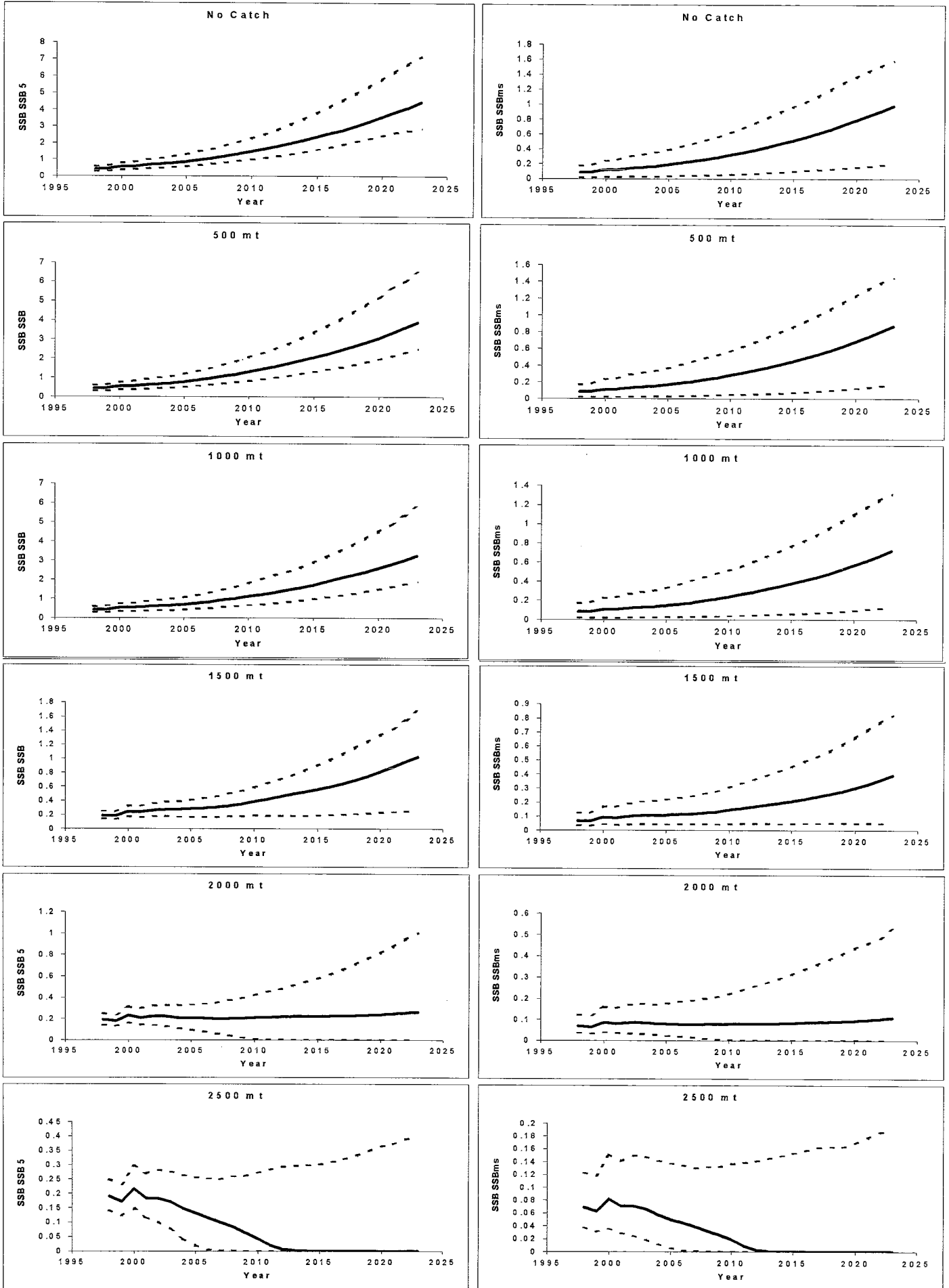


Fig. 25b. Equal weighting of tuning indices for west bluefin, Beverton and Holt stock-recruitment.

Iterative Reweighting of All Index Points, $M=0.14$, Beverton and Holt SRR

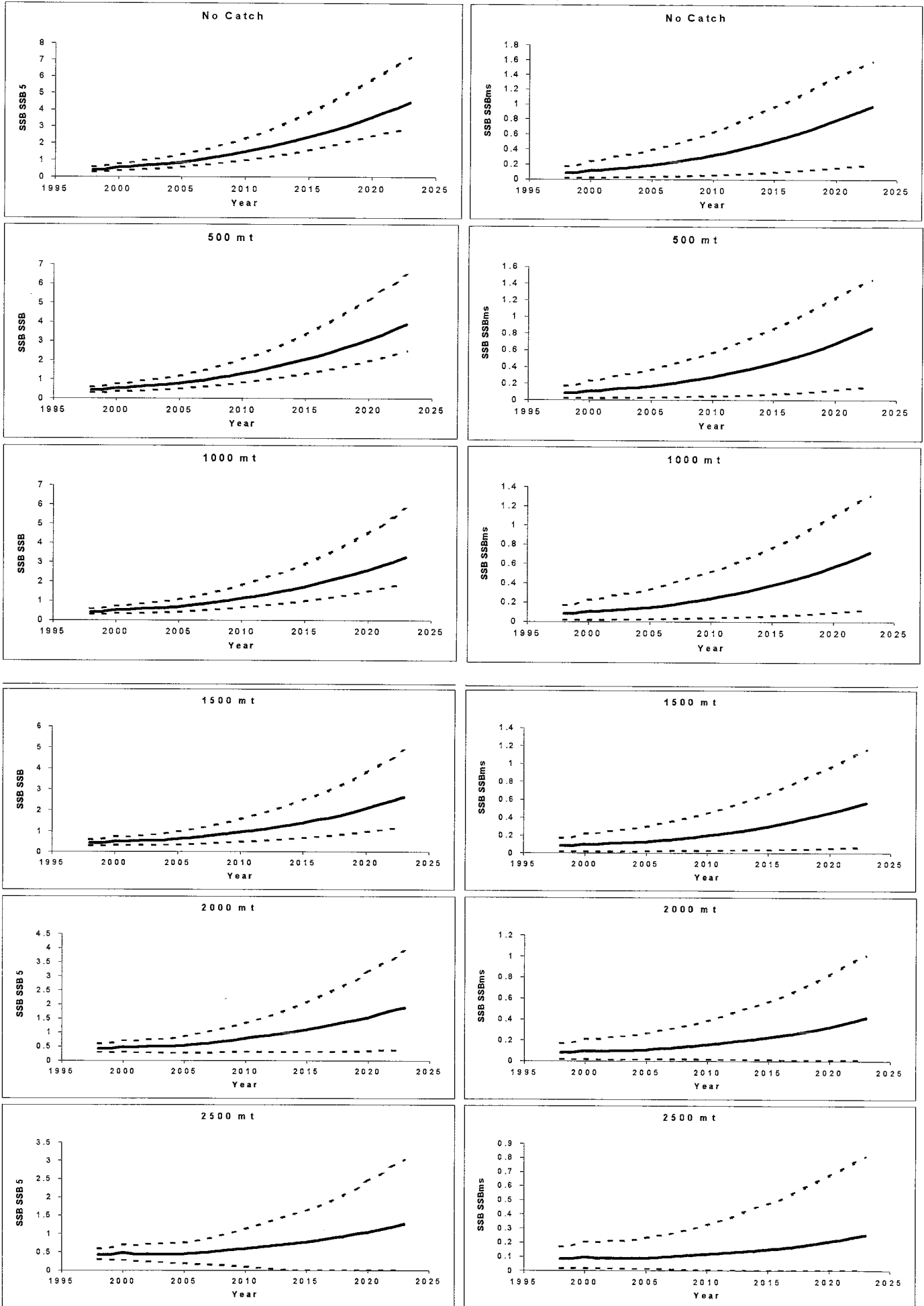


Fig. 25c. Iterative reweighting of tuning indices for west bluefin, Beverton and Holt stock-recruitment.

Input Weighting of All Index Points, $M=0.14$, Two Line SRR

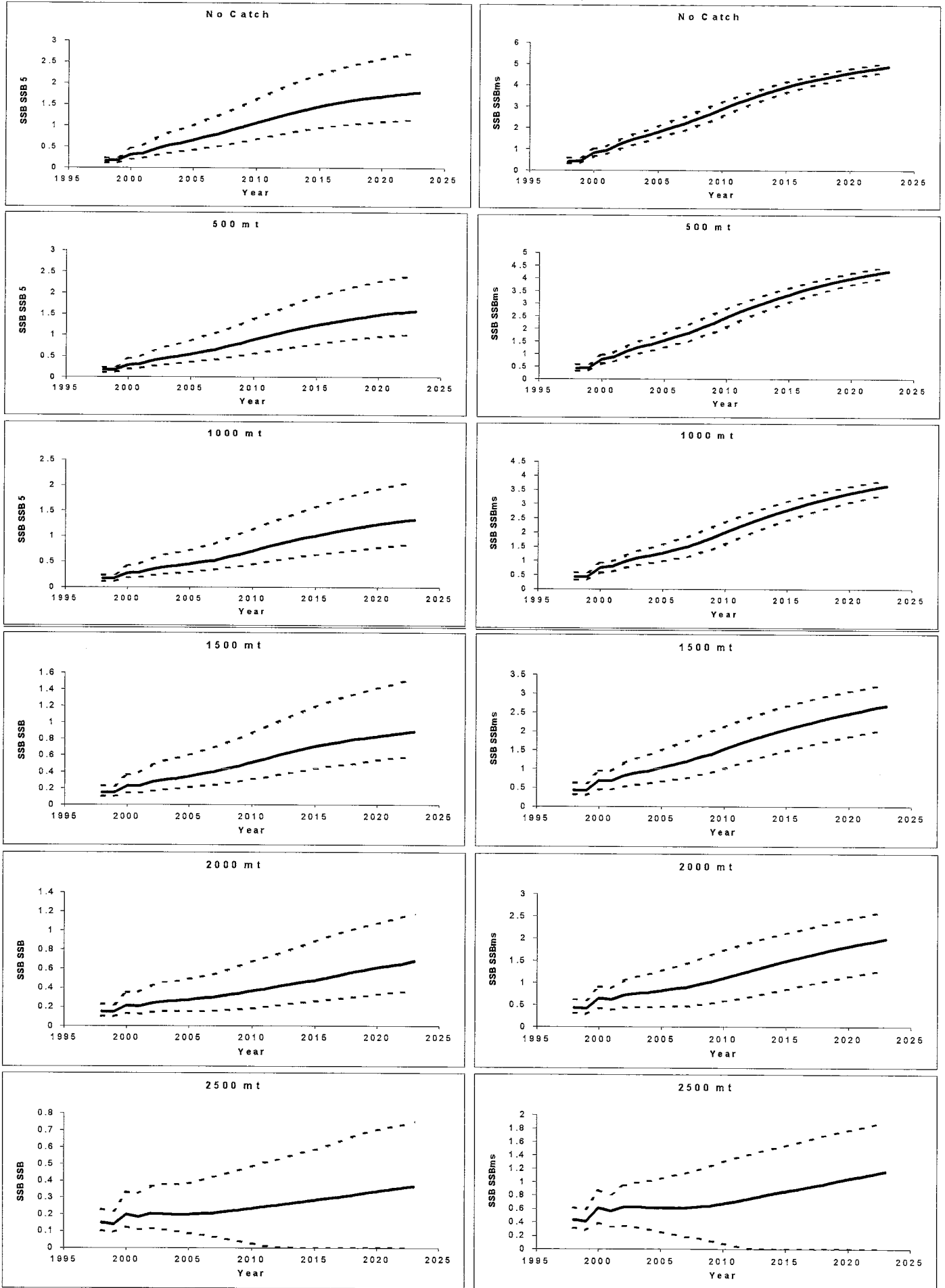


Fig. 26a: Input weighting of tuning indices for west bluefin, 2-line stock-recruitment.

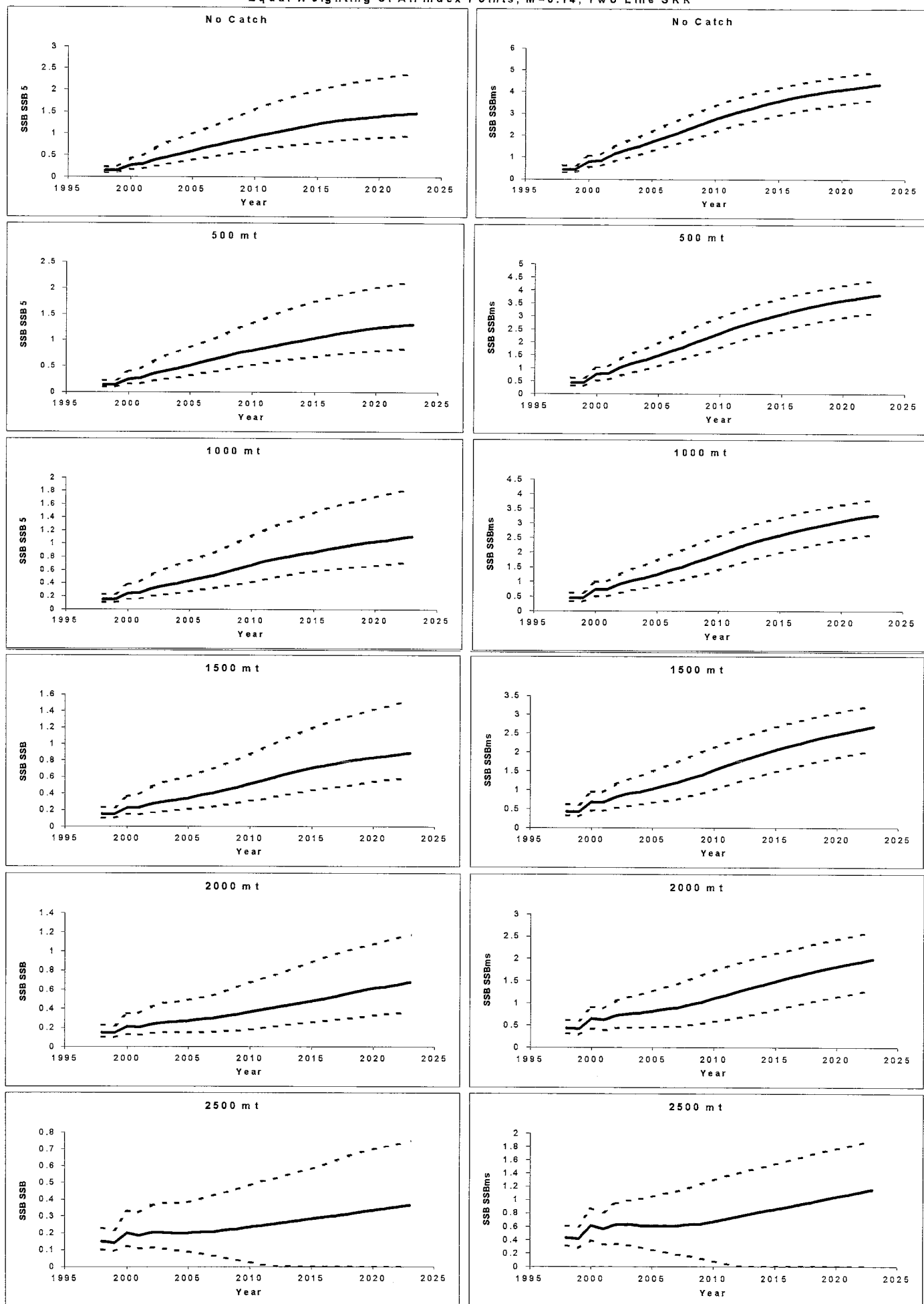


Fig. 26b: Equal weighting of tuning indices for west bluefin, 2-line stock-recruitment

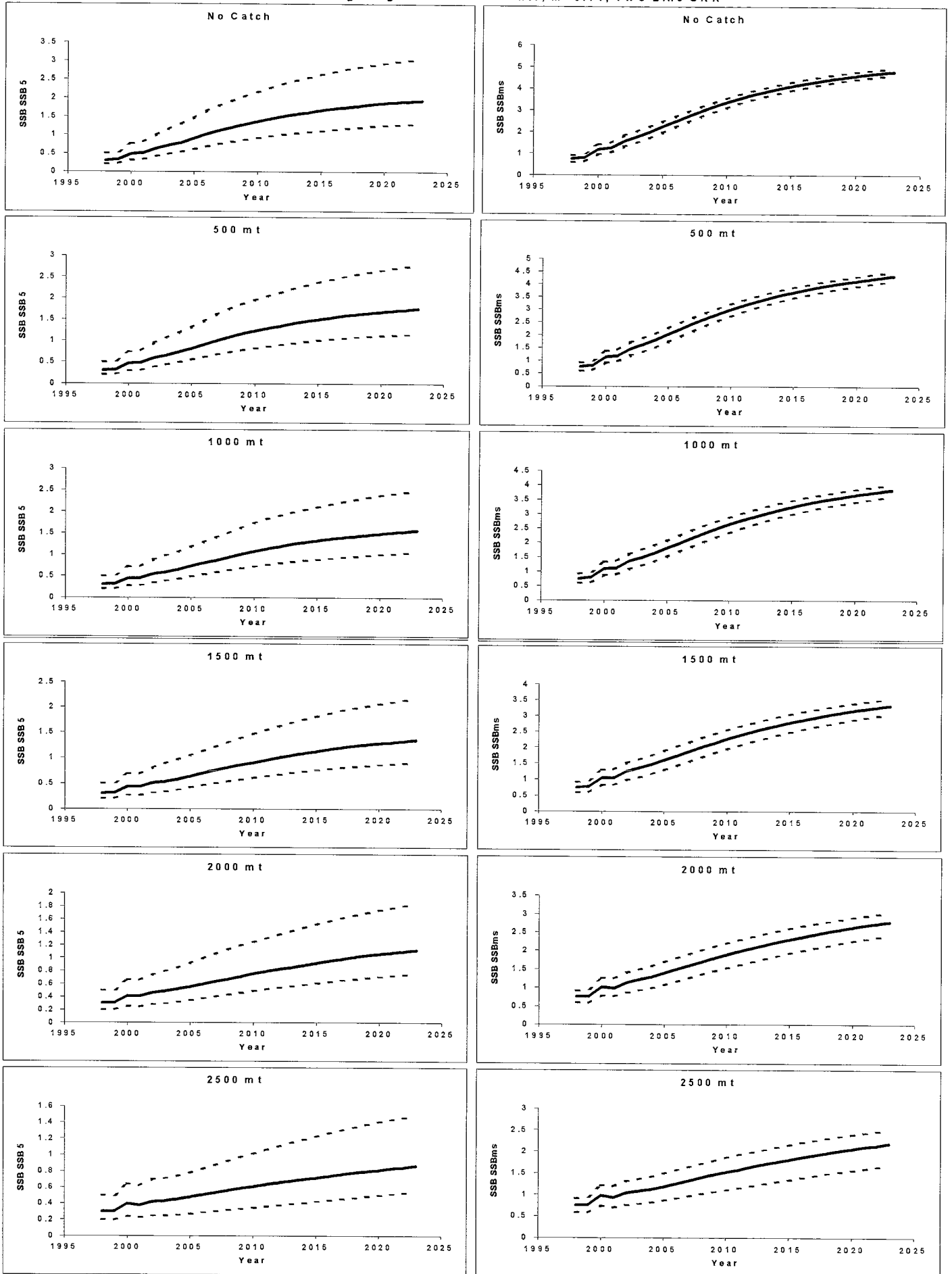


Fig. 26c. Iterative reweighting of tuning indices for west bluefin, 2-line stock-recruitment.

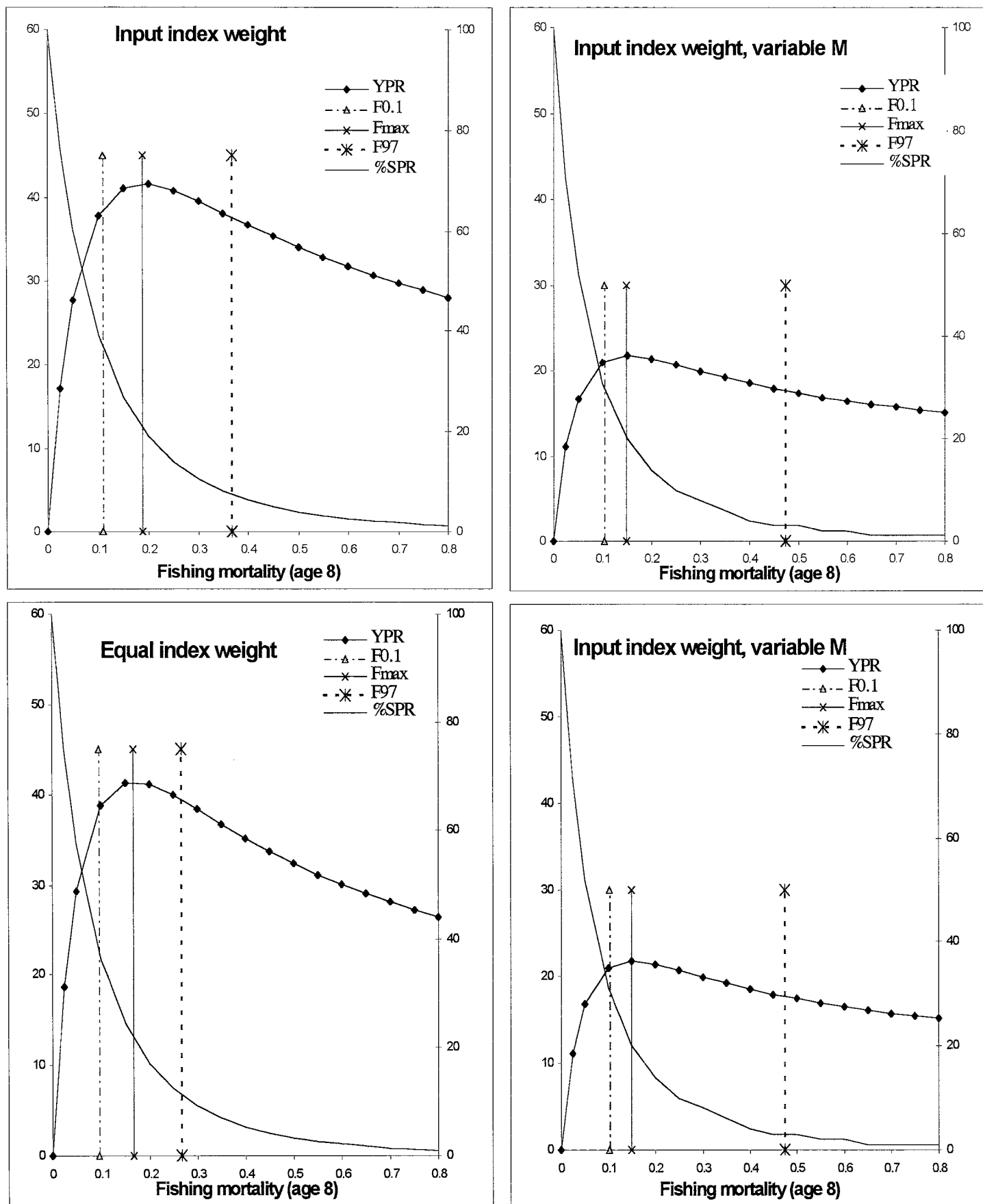


Fig. 27. Yield per recruit analyses for four ADAPT runs with west bluefin, showing $F_{0.1}$, F_{max} and $F_{current}$.

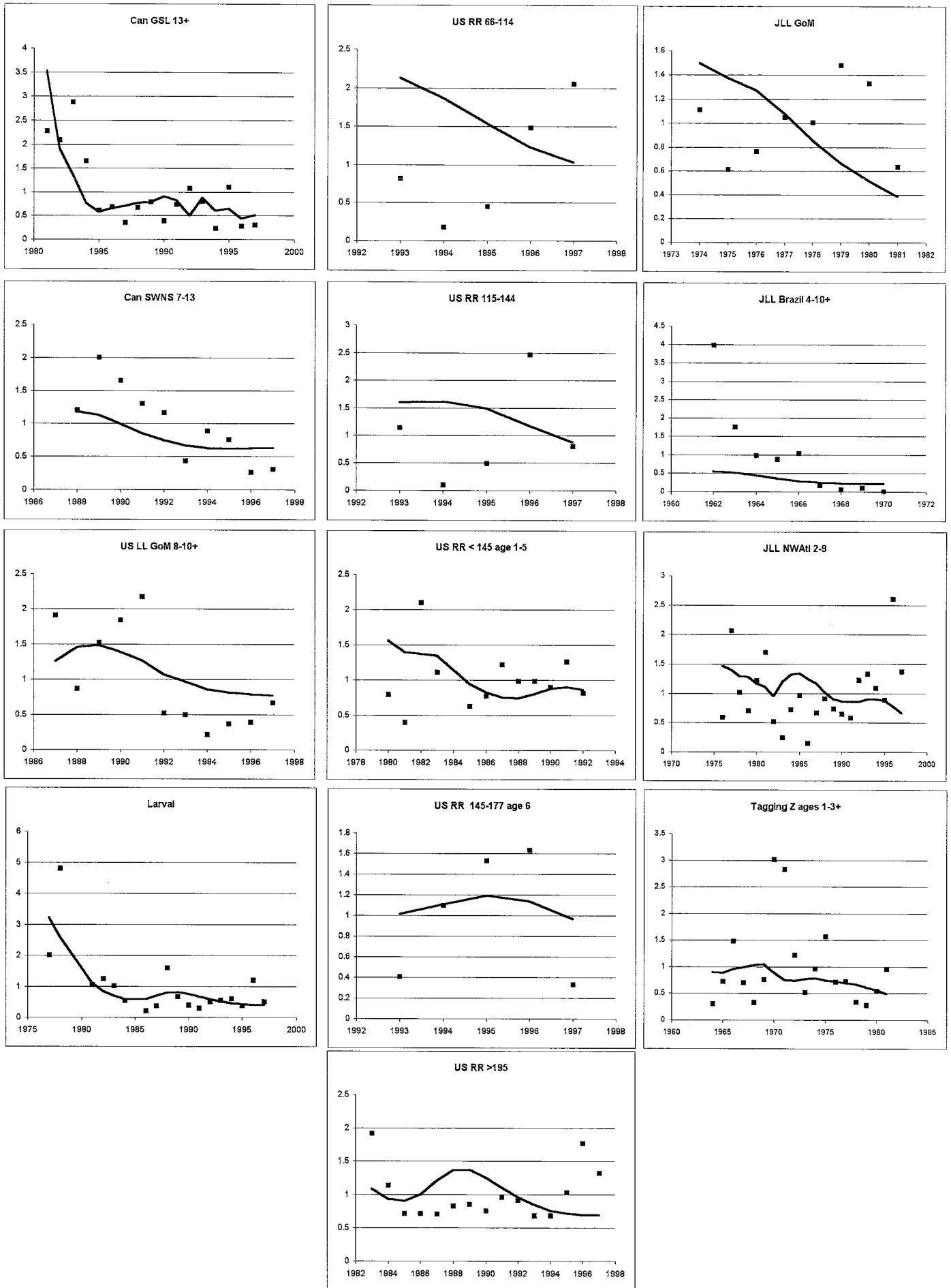


Fig. 28. Predicted values of abundance indices estimated from ASPM (solid line) for the case with constant $M=0.14$ compared with observed values (points).

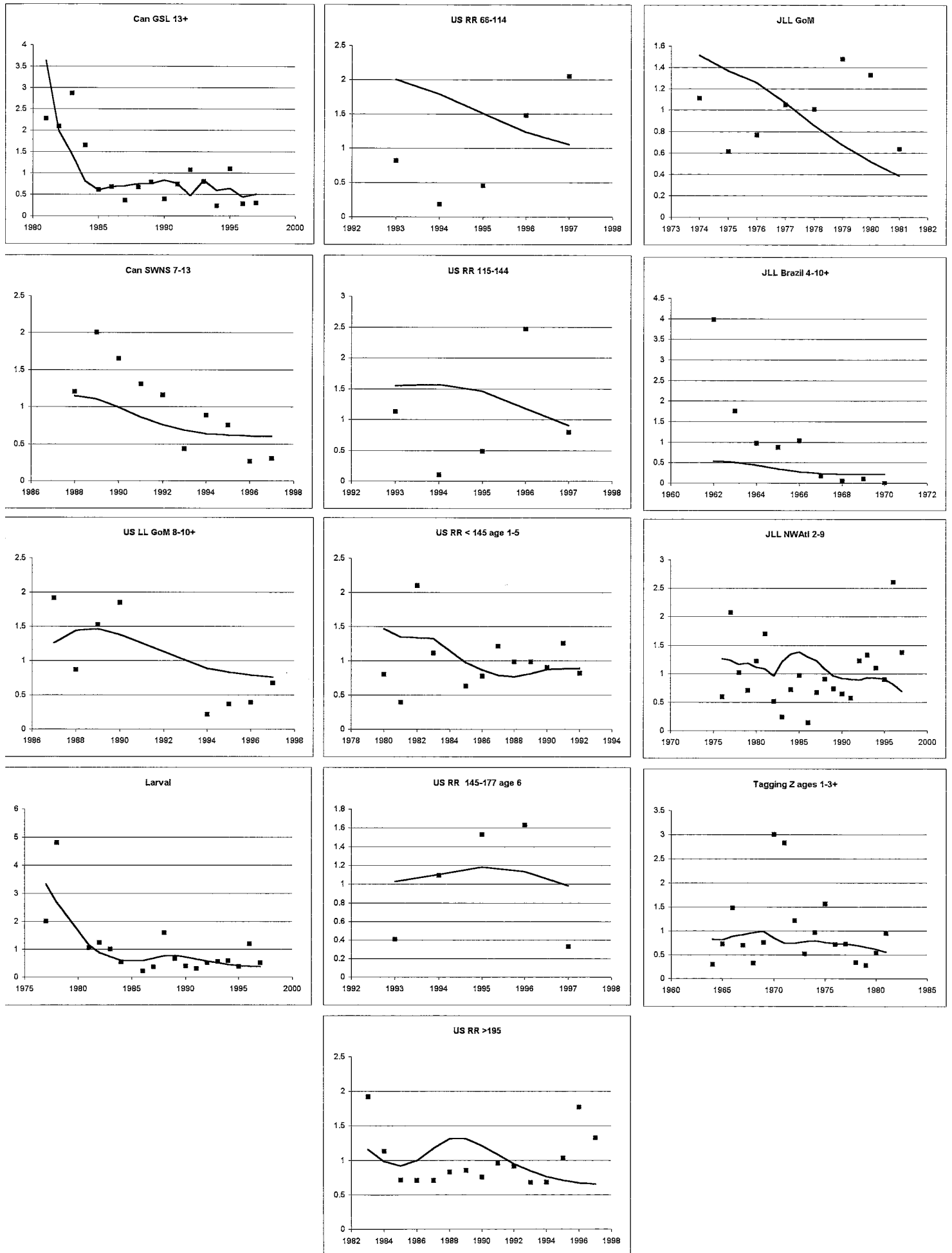


Fig. 29 Predicted values of abundance indices estimated from ASPM (solid line) for the case with variable M compared with observed values (points).

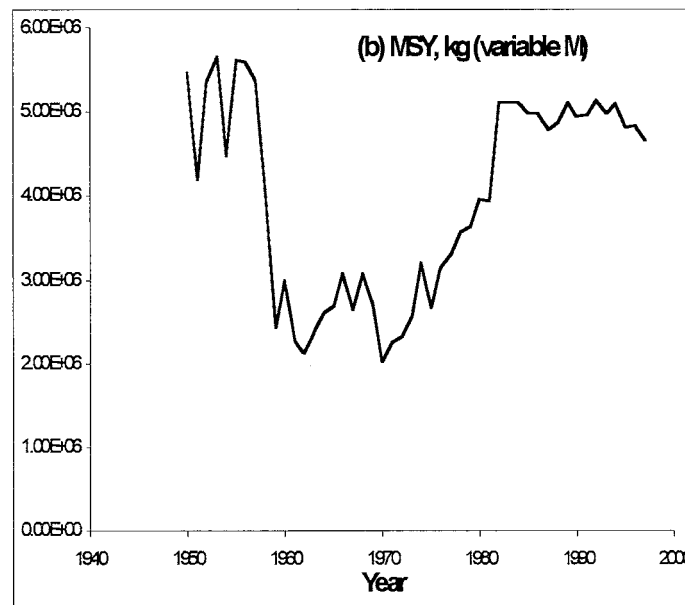
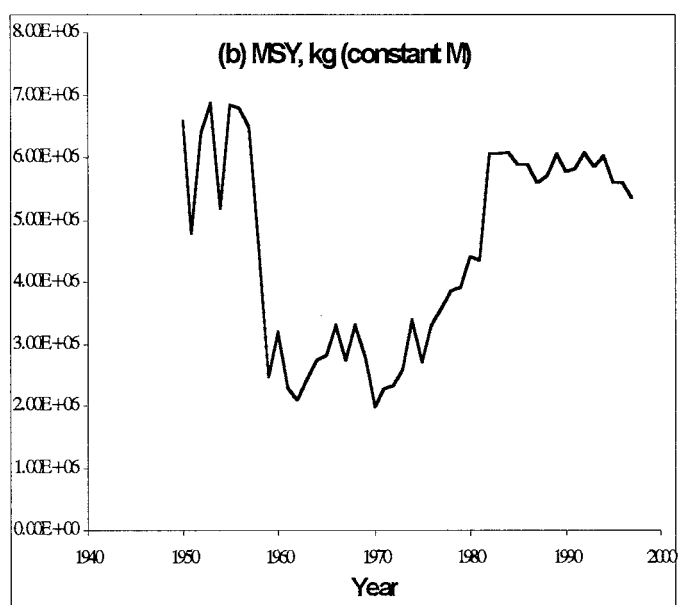
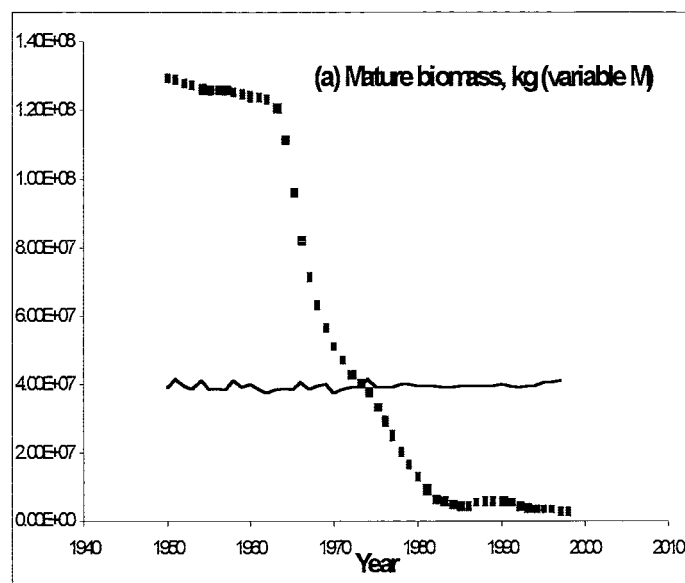
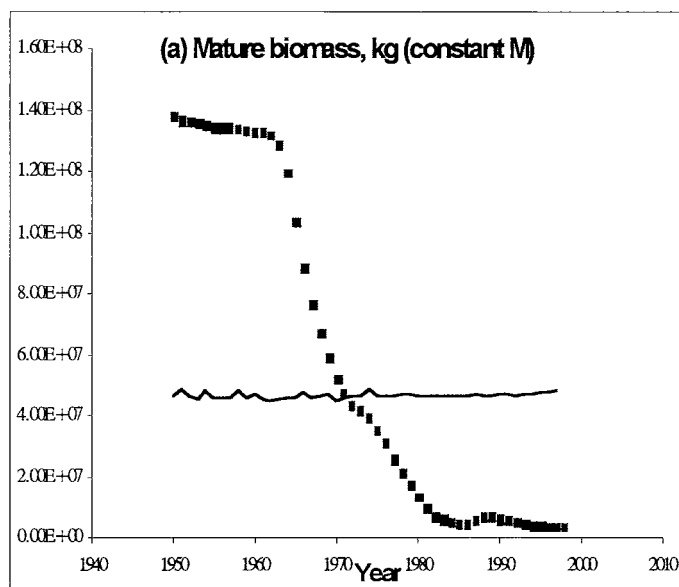


Fig. 30. Results from ASPM run with constant M for (a) mature biomass (points) relative to B_{MAY} and (b) MSY, west bluefin.

Fig. 31. Results from ASPM run with variable M for (a) mature biomass (points) relative to B_{MAY} and (b) MSY, west bluefin.

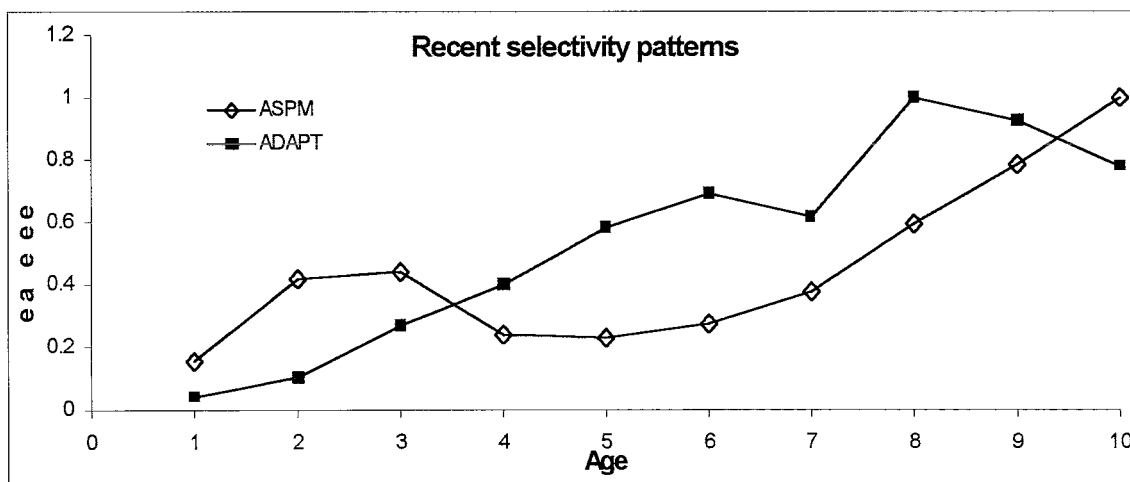


Fig. 32. Nominalized geometric mean selectivities for the period 1993-1995 estimated from the ASPM and ADAPT runs with input weighting of indices and constant $M=0.14$, west bluefin.

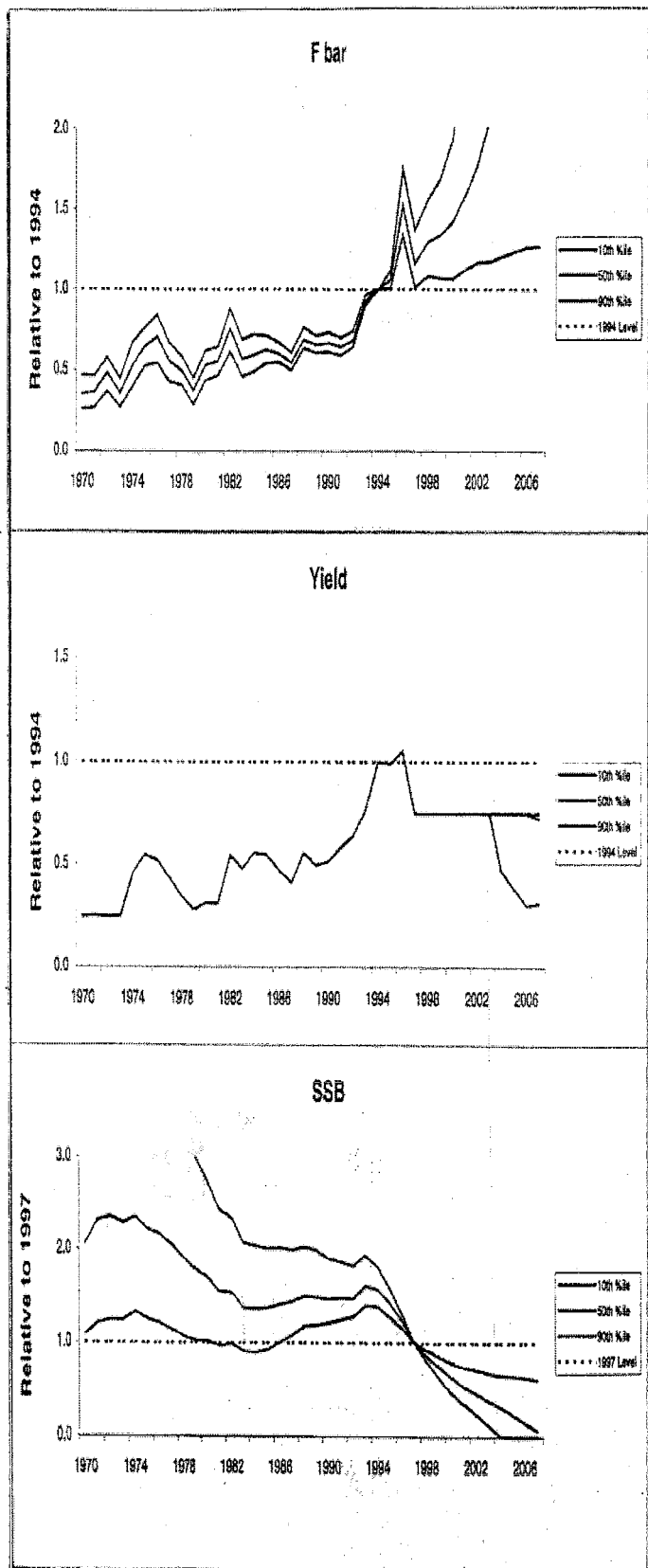


Fig. 33. Results of projection of east bluefin spawning biomass assuming constant annual catch of 42,000 MT - east bluefin.

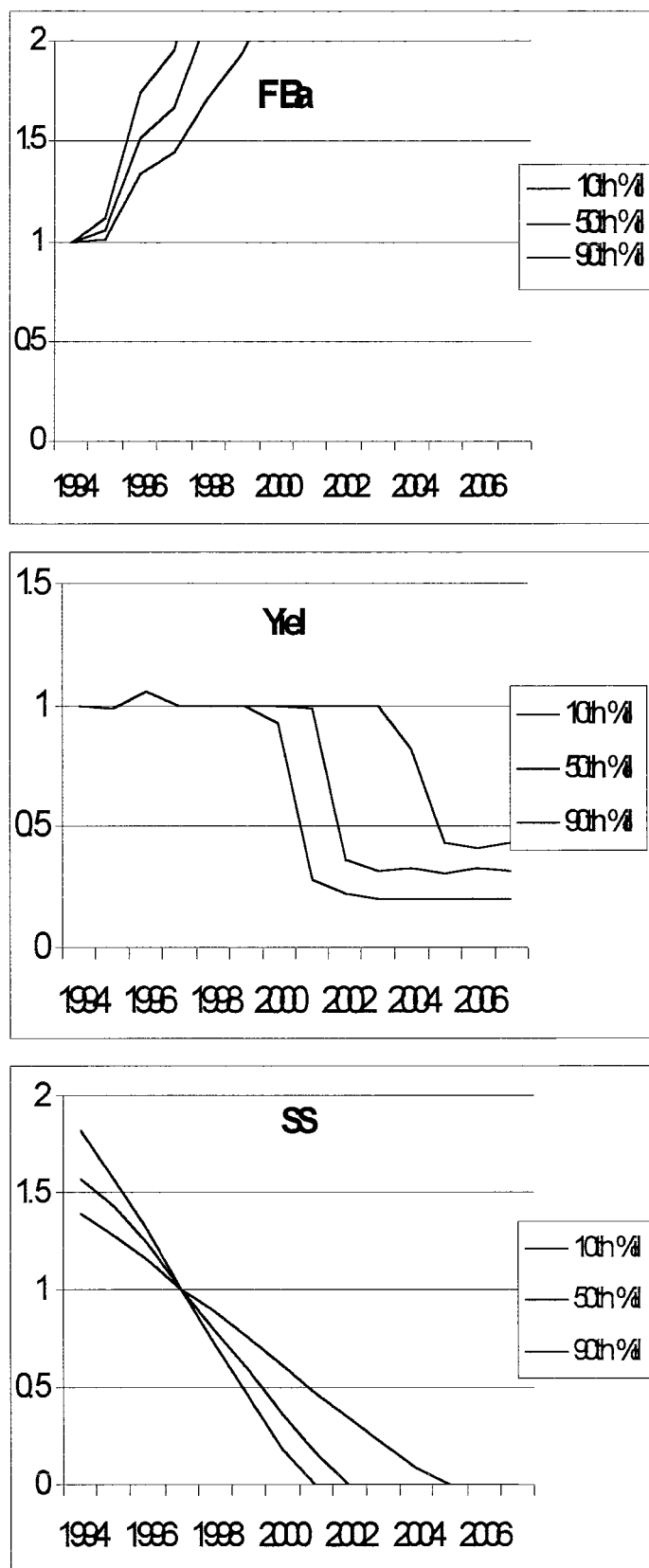


Fig. 34. Results of projection of east bluefin spawning biomass assuming constant annual catch of 32,000 MT - east bluefin.

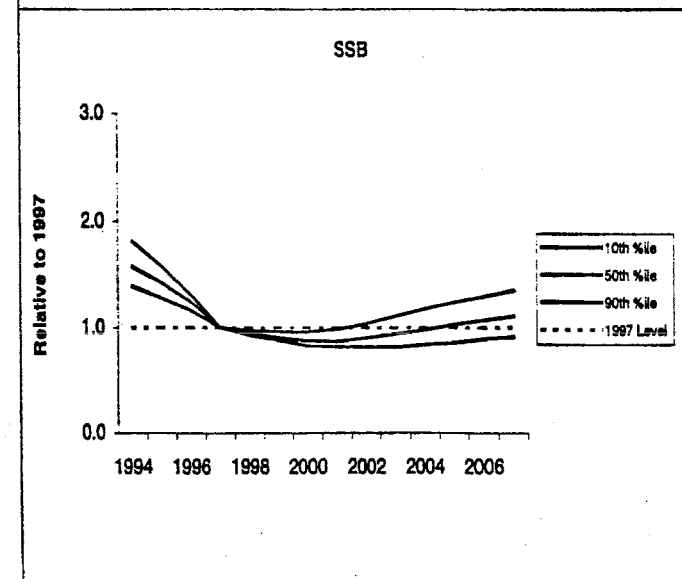
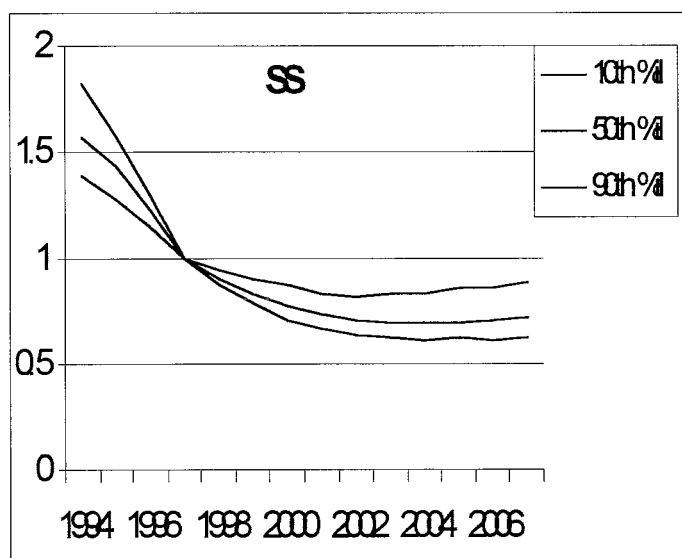
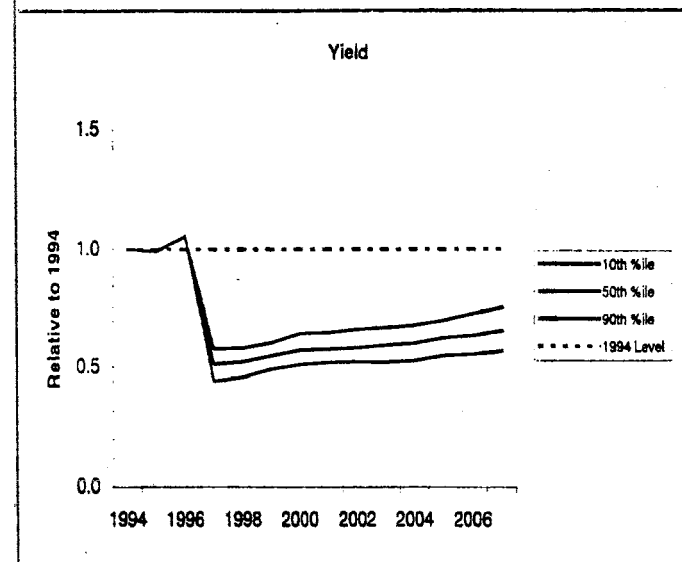
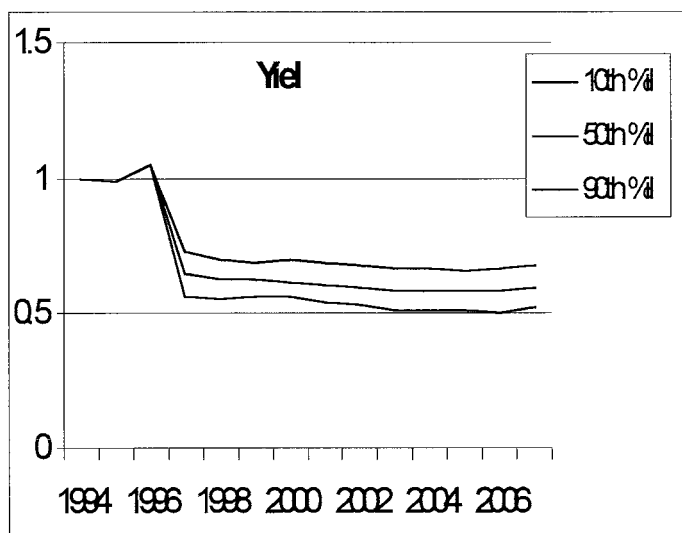
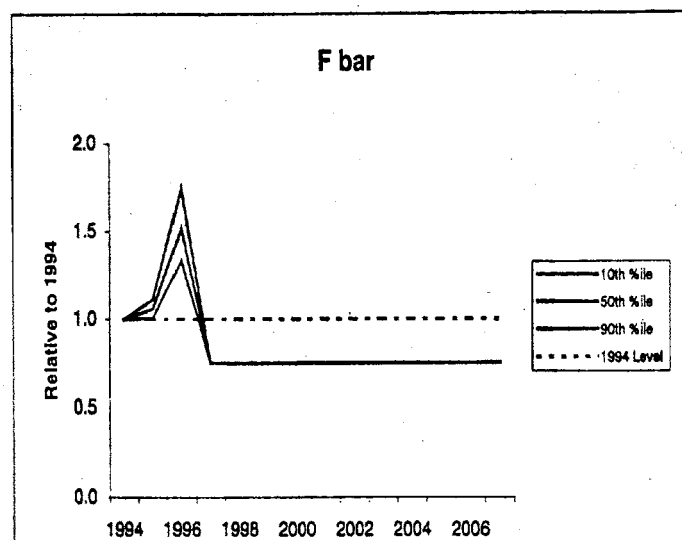
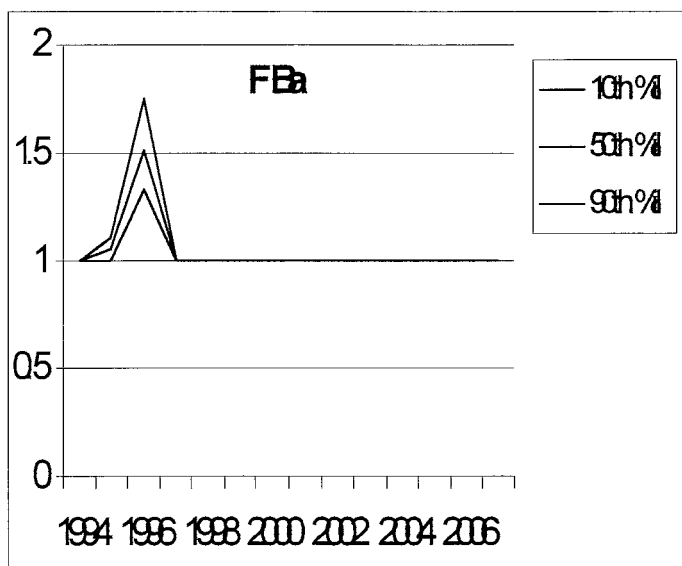


Fig. 35. Results of projection of east bluefin spawning biomass assuming constant F at 1994 level, for east bluefin.

Fig. 36. Results of projection of east bluefin spawning biomass assuming constant F at 75% of the 1994 level, for east bluefin.

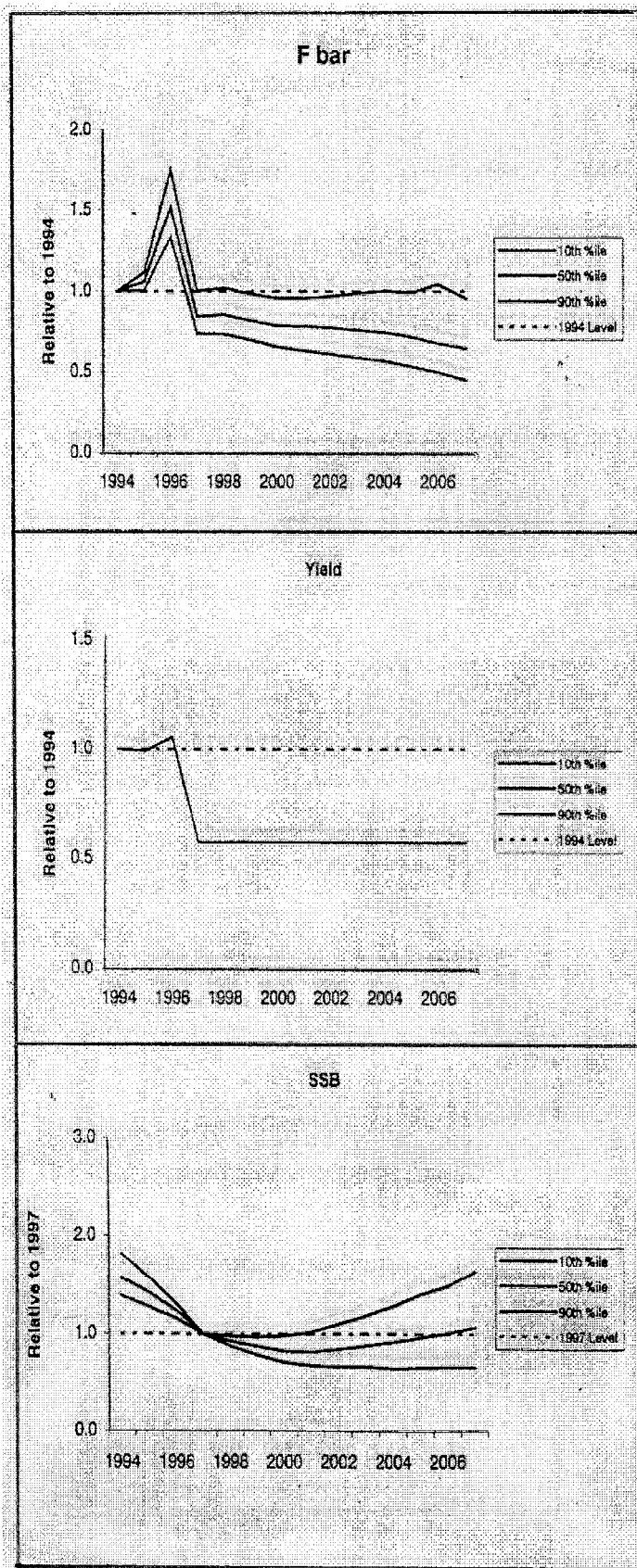


Fig. 37 Results of projection of east bluefin spawning biomass assuming constant annual catch of 25,000 MT - east bluefin

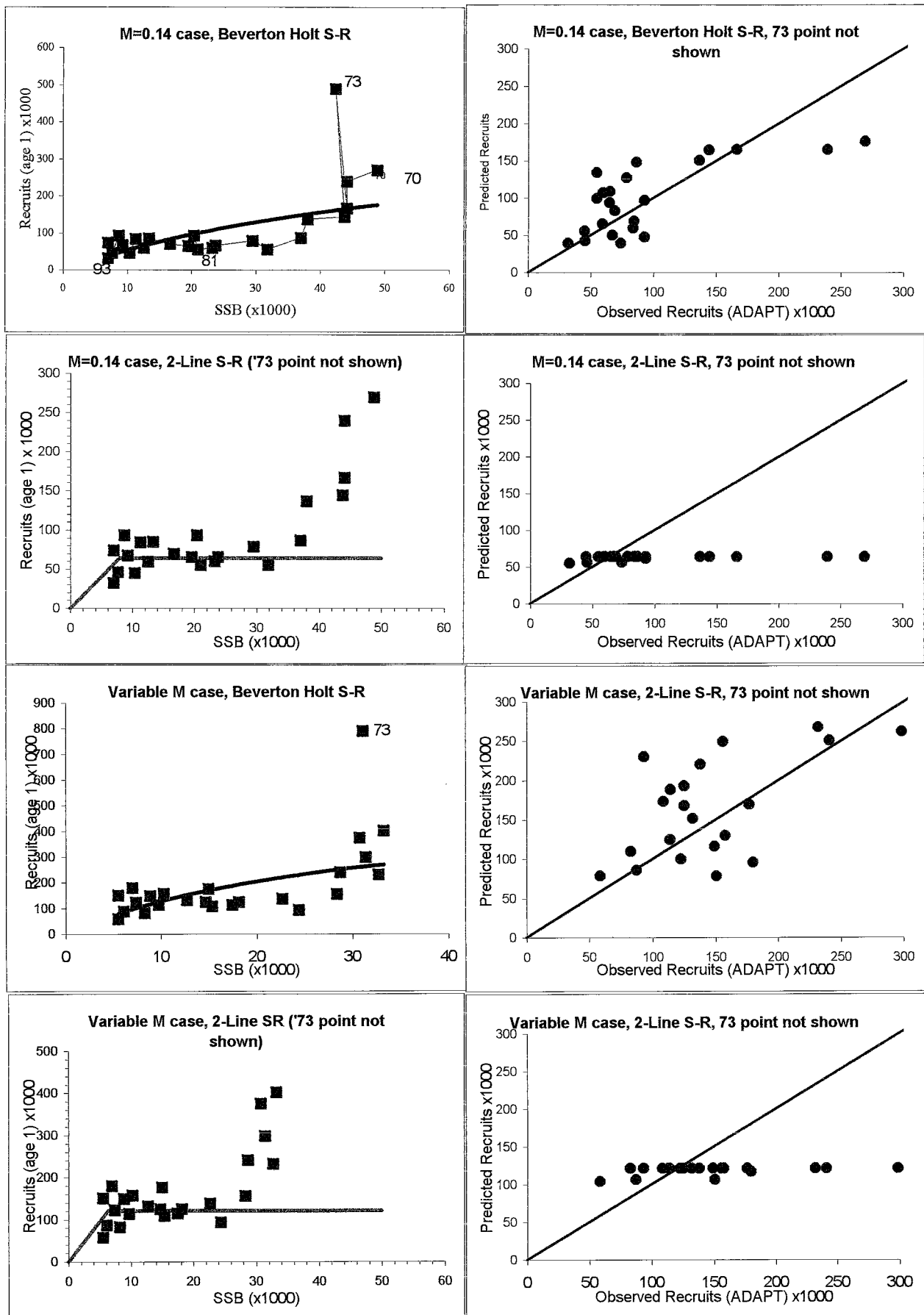


Fig. 38. Stock recruitment fits to the observations for constant M and variable M cases considered at the meeting. Beverton-Holt and 2-line stock recruitment model fits are shown (left panels) as are comparisons of observed and predicted recruitments (right panels).