

2003 ICCAT ATLANTIC YELLOWFIN TUNA STOCK ASSESSMENT SESSION (Merida, Mexico, 21-26 July 2003)

SUMMARY

A stock assessment was conducted for Atlantic yellowfin tuna, including a review of their biology, a description of the fisheries, analyses of the state of the stocks and outlook, analyses of the effects of current regulations, and recommendations for statistics and research.

KEYWORDS

Stock assessment, Tuna fisheries, Yellowfin tuna

1 Opening, adoption of Agenda and meeting arrangements

1.1 Opening of the meeting

The meeting was opened by Dr. Rafael Solana-Sensores of the Instituto Nacional de Pesca (Mexico), the meeting host, who welcomed all participants to Uxmal. Dr. Solana highlighted the importance that Mexico placed on the scientific work of ICCAT and the contributions that were being made through research and data gathering efforts such as the observer program. Dr. Victor Restrepo of the ICCAT Secretariat thanked Dr. Solana-Sensores and the government of Mexico for their kind offer to host the meeting and for the organization of meeting logistics. The List of Participants is attached as **Appendix 2**.

1.2 Adoption of the Agenda

Dr. Craig Brown (United States), Yellowfin Rapporteur, chaired the meeting. The Agenda (**Appendix 1**) was adopted without changes. However, it was decided that the structure of the report would follow a slightly different outline¹. The following participants served as rapporteurs for different sections: V. Restrepo (items 1, 3.5.2, 7.2, 8; Appendices 1, 2, 3, 6), J. Ariz and A. Delgado (item 2), T. Talley-Farnham (item 3.1), D. Gaertner (items 3.2, 3.3.2), R. Pianet (items 3.3.1, 3.5.1, 7.1), R. Urbina-Pastor (item 3.3.3), J. Vaca (item 3.3.3), K. Drew (item 3.4), P. Pallarés (item 3.5.1), I. Mosqueira (item 3.5.1), E. Brooks (items 3.6 and 3.7), C. Brown (items 3.2, 4-6), and S. Calay (Appendices 4, 5, 7).

Participants agreed that an analysis of the implications for yellowfin of the moratorium on the use of FADs would take place during the 2003 Species Group Meetings in September 2003.

The List of Documents presented at the meeting is provided in **Appendix 3**.

2 Description of fisheries

2.1 Description of fisheries

Yellowfin tuna are caught in the entire tropical Atlantic, between 45°N and 40°S, by surface gears (purse seine, baitboat and handline) and by longline (**Figure 1**). **Table 1** presents the landings by flag and gear.

Baitboat. In the East Atlantic, the baitboat fisheries exploit concentrations of juvenile yellowfin in schools mixed with bigeye and skipjack. There are several baitboat fisheries that operate along the African coast. The most important, in terms of catch levels, is the baitboat fishery based at Tema, which operates in the coastal areas off the Côte d'Ivoire, Ghana, Sierra Leone and Cape Lopez. The average weight of yellowfin taken by the Ghana baitboat fishery is 2.5 kg. There is another baitboat fishery based in Dakar that began operations in 1956 in the coastal areas off Senegal and Mauritania. Other baitboat fisheries operate in the various archipelagoes in the

¹ Following the meeting, at the request of the Secretariat, the Chairman agreed that the report be restructured to conform with the new Publication Guidelines, given that the content of the report would remain unchanged.

Atlantic (Azores, Madeira, Canary Islands and Cape Verde), which target different species of tuna, including yellowfin, according to the season. The average weight of yellowfin tuna taken by these fleets is highly variable (between 7 and 30 kg). Since the early 1990s, some baitboat fleets have operated using different methods. The Ghanaian fleet began to use floating objects, while the fleets in Dakar and the Canary Islands use the boat itself as a floating object, under which the various species of tuna accumulate, including yellowfin tuna.

In the West Atlantic, Venezuelan and Brazilian baitboats target yellowfin together with skipjack and other small tuna.

Purse seine. The East Atlantic purse seine fisheries began in 1963 and developed rapidly in the mid-1970s. They initially operated in coastal areas and gradually extended to the high seas. Purse seiners catch large yellowfin in the Equatorial region in the first quarter of the year, coinciding with the spawning season and area. They also catch small yellowfin in association with skipjack and bigeye. Since the early 1990s, several purse seine fleets (France, Spain, Ghana and NEI) have operated fisheries using objects, with between 45 and 55% of the total catch being taken by this method, whilst before this, the proportion of the catch taken by this fishing method was 15% of the total. Fishing with floating objects takes place mainly in the first and fourth quarter of the year, with skipjack as the dominant species (**Table 2**), together with lesser quantities of yellowfin and bigeye. The species composition of the schools associated with floating objects is very different from that of free schools. Yellowfin catches from this fishery comprised between 14% and 21% of the total catch in the years between 1991 and 2002 (19% in 2002 for the French, Spanish and NEI fleets). There are several purse seiners in the Ghanaian fleet that are closely associated with baitboats, with or without objects; after freezing their catch, these are transhipped on the high seas to baitboats from the same company, so that the purse seiners only have to return to land every three months. This explains the high catch levels of this fleet. The East Atlantic purse seine fishery shows a bimodal distribution in the size classes, with modes near 50 cm and 150 cm but with very few intermediate sizes and a high proportion of big fish (more than 160 cm). The average weight of yellowfin tuna caught by the purse seine fleets is 18 kg (2002).

In the West Atlantic, the purse seine fisheries, which were sporadic between 1970 and 1980, have operated in coastal areas since 1980 to the north of the coast of Venezuela and in the south of Brazil. Sizes are in a smaller range than those taken in the east (from 40 to 140 cm), the majority being of intermediate size. Yellowfin is not the target species of these fleets.

Longline. The longline fishery began at the end of the 1950s, and soon became important, with significant catches being taken by the early 1960s. Since then the catches have gradually decreased. Longline fisheries capturing yellowfin tuna are found throughout the Atlantic (**Figure 1**). The degree of targeting toward yellowfin varies across the longline fleets. In the Gulf of Mexico, both U.S. and Mexican longline vessels target yellowfin. Venezuelan vessels also target yellowfin, at least seasonally. In contrast, Japanese and Chinese Taipei vessels began, in the early 1980s, to shift targeting away from albacore and yellowfin toward bigeye tuna through the use of deep longline.

2.2 Catches

Table 1 and **Figures 2-5** show the development of yellowfin catches in the East Atlantic, West Atlantic and total Atlantic. Total yellowfin catches in 2001 amounted to 159,156 t, an increase of 20% with respect to 2000.

Baitboat. Total catch by this gear for the whole Atlantic was 25,201 t. Overall baitboat catches remained relatively stable over the period shown, at around 15,000 t in the East Atlantic (**Figure 3**), although in 2001 the catch was nearly 20,000 t. The development is different for the various fisheries, boats from Angola, Cape Verde and Japan, which took significant catches in the early period of the fishery (1961-1975) have decreased their catch, while other fisheries have increased theirs, as is the case of Ghanaian baitboats, the catches of which have increased spectacularly, exceeding 30,000 t in 2001. Documents SCRS/2003/058, SCRS/2003/066, SCRS/2003/067 and SCRS/2003/117 show the various statistical data for the FIS fleet, Canary Island, Spanish tropical and total European and NEI fisheries, respectively.

In the West Atlantic (**Figure 4**) baitboat catches started in 1974, increasing regularly from 1,300 t in 1974 to 7,000 t in 1994, and later decreasing to about 5,000 t in recent years.

Purse seine. Yellowfin catches by this fleet reached 103,326 t for the entire Atlantic in 2001. Purse seine catches in the East Atlantic (**Figure 3**) increased spectacularly in the early years of the fishery, from 10,000 t in the 1960s to 100,000 t in 1980, stabilizing at this level until 1983 before decreasing by half in 1984, as a result of the

drastic decrease in effort which took place following the fall in yield of large sized yellowfin, mainly due to the French, Spanish and NEI purse seine fleets abandoning the fishery. Catches later increased again, with a record catch in 1990 of over 127,000 t, followed by a decreasing trend in subsequent years, reaching, in 2001, around 89,000 t. The Ghanaian purse seine fishery has once again begun to report catches, after a period of several years (1988 to 1995) with no catch. In 2001 catches reached 13,000 t. Documents SCRS/2003/058, SCRS/2003/067, and SCRS/2003/117 present statistical data for the FIS, Spanish, European and NEI purse seine fisheries.

In the West Atlantic (**Figure 4**) catches increased since the beginning of the fishery in the early 1960s to 1985, when they reached 21,000 t. Catches in the following years show considerable variation as a part of this fleet shifted its fishery to the Pacific Ocean. Catches in 2001 were around 14,000 t. The most important catches in the West Atlantic are taken by the Venezuelan purse seine fishery (in some years being 100% of the total catch).

Longline. After a maximum of over 50,000 t reached in 1959-1961, longline catches decreased in two steps to a level of around 30,000 t in the early 1970s. Longline catch levels in the 1990s have been about 25,000 t. Longline catches in 2001 reached 17,694 t. The main fisheries are those of Chinese Taipei, Japan, United States, Mexico and Brazil. The appearance of important catches, beginning in 1985, by NEI fleets in unknown areas is of concern as it is uncertain to what extent these catches actually occurred in the Atlantic.

2.3 Effort

Table 3 and **Figure 6** show the development of carrying capacity of the surface fleets in the East Atlantic for the period 1972-2002. The baitboat carrying capacity has remained stable since the late 1970s, at around 10,000 t. The carrying capacity of the purse seine fleet, on the other hand, has undergone significant changes during the whole period under consideration, with a constant increase from the start of the fishery until 1983, when carrying capacity exceeded 70,000 t. After that, until 1990, carrying capacity decreased considerably to 37,000 t, due to part of the fleet abandoning this fishery. There was a slight recuperation in the following two years (1991 and 1992), followed since then by a progressive decline, with capacity at around 30,000 t in the last year (2002).

For the East Atlantic purse seine fleet, effort in days fishing was standardized to category 5 FIS purse seiners, assuming a 3% annual increase in fishing efficiency of the fleet from 1981. The objective of incorporating an increase in efficiency is to take account of the appreciable changes that have occurred in the purse seine fleet in recent years including gear modifications, increased use of electronic equipment and satellite imagery, improved setting and handling procedures, supplies vessels and, most importantly, the adoption of fishing under artificial floating objects. The estimate of a 3% annual increase in efficiency is derived from a study by Gascuel *et al.* (1993). Using an annual 3% adjustment in all years from 1981-2001 indicates an overall increase in fishing efficiency of 86% during this period. The estimation of effective effort and potential increases in fishing power is further complicated by the development of fishing on floating objects starting about 1991 and becoming widely adopted in almost all the purse seine fleets of the East Atlantic since 1993. In effect, in the case of a purse seiner that only fishes under floating objects, there is relatively little time spent actively searching for fish. If the floating objects are equipped with a fish finder that can be accessed from a distance, the purse seiner does not even approach the object unless it is known to have aggregated fish. Traditionally, the East Atlantic purse seine effort index has been considered to have developed in a similar manner for the FIS and Spanish fleets due to their similar characteristics (assuming similar areas and fishing seasons, and similar type of vessels and fishing methods). Notwithstanding, changes in fishing strategy of these fleets have taken place during the recent period (1991-2002). In 2002, both fleets operated a fishery on free schools in similar areas however, we can observe the absence of catches on free schools in Senegal area and an increase of fishing effort to the south of the equator.. Fishing with floating objects has operated more intensely in the area off Cape Lopez by the French fleet than by the Spanish fleet, while this latter has exerted more effort in the last year in the area north of Liberia, an area in which the French fleet hardly takes any catch. **Figure 7** shows the development of both nominal fishing effort measures for EC and NEI purse seiners: the number of 1-degree rectangles explored and the number with effort greater than 1 fishing day and total purse seiners fishing days (1991-2002). It can be observed that, while the searching area has increased slightly in these periods, the number of fishing days has diminished considerably.

For the West Atlantic, there have been substantial recent changes in the amount and distribution of fishing effort in the Brazilian longline fishery. Until 1995, sharks were the primary target species (58% of the total catches). However, since 1993, the proportion of sharks has declined at the expense of swordfish, which is now the dominant species in this fishery (48%). Effort in the Venezuelan surface fisheries has been high since 1992 (more than 8,000 t vessel carrying capacity). Effort in the U.S. longline fishery, which is active off the East Coast and in the Gulf of Mexico, has declined somewhat in the last few years. Japanese longline effort for yellowfin tuna has also declined in recent years. This fleet mainly targets other species (bigeye and bluefin).

Venezuelan and Mexican longline effort for yellowfin tuna has increased in recent years. Trends in standardized effort for some longline and other fleets were estimated using standardized CPUE divided into fleet-specific catch rates.

2.4 Trends in mean weight

The trends in mean weight were examined for the different segments of the fisheries and are depicted in **Figure 8**. For purse seine, a regular decline is observed for all catches combined (computed from the catch at age composition for purse seine) since 1990-2000. This trend is likely due to the declining mean weight of the fishery on floating objects, combined with the increasing catches of that fishery, but in the last two year the mean weight increased. However, the mean weight remained relatively stable for the period (1970-2002). For free swimming schools, the mean weight varies but is relatively stable during this period, with a sharp decline in 1999 and 2000 recovering in the last two years. For baitboat, mean weights remained relatively stable around 2 kg for the Ghanaian fishery and varied between 5 and 10 kg for the others. For longline, the trends in mean weight are quite variable among the different fisheries. Overall (computed from the catch at age composition), longline mean weights have declined from around 38 kg (1980-1990) to 31 kg in the recent period.

3 State of the stocks

3.1 Stock structure

In the Atlantic Ocean, tagging and catch-at-size data analyses have shown that yellowfin tunas move at different scales in the whole tropical Atlantic (SCRS/1993/041, SCRS/1993/043). Over the period 1956-1998, the U.S. Cooperative Tagging Center program tagged more than 9,000 Atlantic yellowfin tuna, mostly in the northwest Atlantic and the Gulf of Mexico. A total of about 370 recaptures have been reported in that period. From 1987 to 1998, a total of 50 transatlantic recaptures were recorded (all west to east), distributed more or less evenly throughout the time period.

A genetic study (SCRS/2003/063) comparing samples from the Gulf of Mexico and the Gulf of Guinea was presented and was the only new information on stock structure. In it, the allele frequencies of mitochondrial control region sequences and four microsatellite loci were compared. Heterogeneity was initially detected at one of the microsatellite loci, though it did not remain significant after Bonferroni correction for multiple tests. The results of this study are preliminary and based on small sample sizes but are consistent with a single stock.

In view of the lack of knowledge on transatlantic migration rates and the genetic structure for yellowfin, the Group considered that the assessment should be conducted under a single Atlantic-wide stock hypothesis as it continues to be supported by the best available data. The single stock hypothesis has yet to be proven and some degree of population structure, whether it be separate stocks or sub-populations largely homogenized by migration, could exist given the occurrence of four distinct spawning grounds on both sides of the Atlantic. The Group feels that continued research on the population structure of yellowfin, including the genetic structure, is valuable and worthwhile to improving the understanding of the status of the stock.

3.2 Catch-at-size/age data

At the start of the meeting the Secretariat presented the new catch-at-size for the period 1970-2001. Due to the lack of data for 2002 only catch-at-size data up to 2001 were created. Changes made in the historical series of catch-at-size data and new rules used for substitution in 2000-2001 by the ICCAT Secretariat for the 2003 Yellowfin Stock Assessment Meeting are explained in detail in document SCRS/2003/064. New catch-at-size data for the years 1991-2002 were provided to the ICCAT Secretariat by EC-France and EC-Spain. These data were used to replace the historic catch-at-size series but no adjustments were made to Task 1. Consequently, in some cases, there are discrepancies of more than 5% between Task 1 and corresponding catch-at-size. The changes made by the ICCAT Secretariat included new data added to the data base (*e.g.*, from 1991-2002) as well as reallocation of some NEI data to some specified countries (*e.g.*, Congo, Morocco, ex-USSR in the east, several Antillean countries in the west). Pending clarification concerning the species composition of the Russian purse seine catches for 1993 to 1999, the corresponding catch-at-size was created based on the previous Species Group reclassification. New Russian catch for the year 2000 was estimated by the Group according to the same procedure, based on expected species composition; catch-at-size was readjusted accordingly.

There are potential problems in size-sampling in Ghana, due to the poor quality of size data observed in recent years for the baitboat and purse seine fisheries based at Tema. However, based on personal communications made by participants to the *Ad Hoc* Working Group meeting, held recently in Tema (SCRS/2003/010, Section 7.1), it appears that any bias is likely to affect the species composition of the catch to a greater degree than the size distribution.

The data substitution method used to create catch-at-size data for the Japanese Atlantic longline was revised (SCRS/2003/055). In the previous method no substitution was made when the sample size was larger than 200 fishes or when the sample size represented a minimum of 5% of the total catch. It has been shown that in some circumstances a threshold of 5% is inadequate and could lead to an unsuitable choice in terms of substitution. Based on sampling methods at different sample size levels, document SCRS/2003/055 indicates that an additional restriction must be applied. Results show that a minimum sample size of 100 fishes by strata is reasonably good. The different criteria used to substitute spatial and temporal strata, when sample size was insufficient, were not modified. Consequently a new Japanese longline catch-at-size data set (1962-2001) was updated and submitted during the meeting to the Secretariat and incorporated into the ICCAT database.

Catch-at-age per fleet were created by the Secretariat based on cohort slicing using the length classes given in **Table 4**. The catch-at-age used in the current assessments is shown in **Table 4** and in **Figure 9** separately for the fisheries where abundance indices were available as well as for all gears combined. The number of age 0 yellowfin observed in 1997 in the catch-at-age matrix of the Venezuelan purse seiners contrasted with the numbers of age 0 commonly observed in this fishery during the surrounding years (more than 1 million fish versus less than 100,000). Although verified in the ICCAT catch-at-size database, there was consensus that the small sizes indicated are not realistic. The need to check in detail the entire purse seine Venezuelan data was highlighted by the participants. However, due to the lack of time, the 1997 catch-at-age for Venezuelan purse seine was modified based on the age composition of 1996 (applying the age composition from 1996 to the total catch reported in 1997). The Working Group noted also the absence of observations in the mid-1970s for the Venezuelan longline catch-at-size.

The increase in ages observed for the Japanese longline since the late seventies was discussed. It was suggested that this trend might be related to the adoption of the deep longline by the Japanese fleet in order to target bigeye tuna. However, the observations on the average weight of the catches, reported by the Japanese fishermen on the logbooks, were not in agreement with this hypothesis. Concerning the EC purse seine fishery for which the major part of the yellowfin catches (in number) is comprised of fish of ages 0 and 1, it was noted that the increase in juvenile catches occurred at the beginning of the 1980s and not in the 1990s as expected (which would correspond to the development of FADS fishing operations). Catch-at-age from other fisheries (e.g., U.S. rod and reel, U.S. longline, Mexican and U.S. longline operating in the Gulf of Mexico, Brazilian baitboat and Brazilian longline) were also reviewed during the meeting.

3.3 Catch rate data

3.3.1 Purse seine and baitboat in the East Atlantic

The largest catch and effort database, which covers the largest and most widespread fishery for yellowfin tuna, is that for the eastern tropical Atlantic baitboat and purse seine fisheries. Documents SCRS/2003/066 and SCRS/2000/67 (Spain), SCRS/2000/58 (France) and SCRS/2000/68 (EC fleet, including "European" NEI) present the main results and characteristics of these fisheries from 1991 up to 2002.

This database covers the period 1969-2002, but Spanish data are only available since 1979. Data from the earliest stage of this fishery have been collected and used in the past (from 1956 for the baitboat fishery based in Dakar and 1962 for the offshore baitboat and purse seine fishery); they are available on a month x 1-degree rectangle basis, but should be recovered for detailed daily information. The data from 1969 to 1990 do not differentiate between sets made on log schools and sets made on free schools, but a study is underway to retrieve the information if possible. The practice of setting on logs is believed to represent less than 15% of total sets in any year up to 1990, but increased rapidly thereafter. The database from 1991-1999 does differentiate between log and free school sets and includes greater detail on other important variables. The retrieving of data from 1970 in the new database is done, and verifications and inclusion of the set mode information is underway.

Several indices were developed: nominal CPUE, with and without consideration of fishing on log vs. free school sets; *ad hoc* standardized indices based on adjusting individual fishery indices by ratios of CPUEs between fisheries conducted during similar areas in similar time periods; and indices developed using standard GLM and

GENMOD analyses. However, none of them was considered satisfactory, and further analysis was recommended.

Document SCRS/2003/065 presents a new tentative standardization of European purse seine fishery CPUEs for adult yellowfin (>30 kg); this standardization was made using GLM with the delta method which allows the positive CPUEs and the probability to get a positive CPUE to be processed separately. The explicative variables taken into account were year, country, boat category, boat age, interaction between boat age, category and country, and the proportion of skipjack in the catch. This document proposes a standardized CPUE based on a year effect as an index of adult yellowfin biomass trend. Nevertheless, the high variability of this index compared with the nominal CPUEs indicate some problems in their interpretation, and the Group decided not to use it and recommended further analyses.

Several sets of purse seine indices were elaborated by the Working Group. The CPUE raw indices of the French, Spanish and total EC and associated fleets from 1991-2002 period exhibit similar trends, with generally higher CPUEs for the French fleet than for the Spanish one (**Figure 10**), even if their total CPUEs are comparable. This may be explained by different fishing strategies between both fleets. This is partially reflected in the total number of 1-degree rectangles explored which is higher for the Spanish fleet than for the French one (**Figure 11**).

Ultimately, the Group decided to create a CPUE index for the EC and associated purse seine fleets using the index which had been developed for the previous assessment, corrected for the period 1970-1998 and updated for the most recent years (EC-PS, Table 5).

The baitboat fleet based in Dakar is still actively fishing mixed schools of skipjack, bigeye and yellowfin. Their nominal total CPUEs increased strongly in the early 1980s as a consequence of new fishing strategies. Yellowfin nominal CPUEs are quite variable, and show a strong decline since 1990, while the total CPUEs remained relatively stable (**Figure 12**); there is no clear explanation of this fact.

The tuna fishery in Ghana, started by the Japanese in the early 1960s, traditionally targeted skipjack, with minor landings of juvenile yellowfin and bigeye. The introduction of Fish Aggregating Devices (FADs) in the early 1990s changed the fishing strategy of baitboats, with an increasing proportion of bigeye and yellowfin. The re-introduction of purse-seiners in 1997, cooperation between purse seiners and baitboats, and the increasing use of carrier boats for transshipment at sea resulted in a complex fishery, where the origin of the fish is often difficult to determine. At present, there are no reliable CPUE indices for this fishery for the recent period.

3.3.2 Purse seine in the West Atlantic

Standardized CPUEs estimated at the last Yellowfin Working Group in Cumaná, Venezuela (2000) for the period 1987-1999 were used (*cf.* last Yellowfin Detailed Report SCRS/2000/022, Appendix 4). No update was possible due to the lack of the original detailed data.

3.3.3 Longline, rod-and-reel, and baitboat indices

Several CPUE indices were available for inclusion in the assessment analyses from fisheries other than purse seine. All of the indices were standardized using GLM, differing in the assumption of the error distribution (log-normal or Poisson). They had the same basic factors in common, such as year, season and area, along with other factors particular to each case.

Document SCRS/2003/056 presents an index for the Japanese longline fleet (1965-2001) in number of fish using, in addition to the common factors, environmental factors such as sea surface temperature and depth of the mixed layer. A new area and model definition (covering all the Atlantic Ocean) was used to more completely incorporate the distribution of longline effort and size-specific CPUE. The index shows a higher variability in the 1960s and 1970s, compared to the most recent two decades. Document SCRS/2003/054 presents indices derived from the Venezuelan longline fleet observer program (1991-2002), in both biomass and number of fish, using the following particular variables: fishing time, and fishing depth. The confidence intervals for this index are relatively wide, but this may be due to the incorporation of random effects in the model. Two indices were presented for the U.S. pelagic longline from 1981 to 2002 (SCRS/2003/060) using gear and fishing characteristics, in number of fish using logbooks and in biomass using landings records of fish dealers. For the Mexican and U.S. longline fishery in the Gulf of Mexico (1992-2002), a combined index in number of fish was presented (SCRS/2003/061), based on available observer data from Mexico (1994-2001) and the U.S. (1992-

2002). Particular variables used included sea surface temperature and set start time. The index shows high variability in the first year. A biomass index for the Brazilian longline fishery (1975-2001) was calculated during the meeting based upon data and preliminary analyses submitted by Brazilian scientists who were unable to attend the meeting (**Appendix 4**). Target and fleet identifier were particular to this analysis, as were a large number of interaction terms.

A U.S. rod and reel index in numbers of fish from the Virginia-Massachusetts fishery (1986-2002) was presented in document SCRS/2003/062, showing a high variability. This model considered particular factors such as boat type, interview type (dockside or phone) and fishing method. Due to concerns that the high variability might reflect changes in availability (one alternative explanation might be large changes in the catch at age distribution from year to year), the Group decided not to use this index in the Base Case for the assessment models but to consider it in VPA sensitivity analyses.

A biomass index was also calculated for the Brazilian baitboat fishery (1982-2001) during the meeting based upon the data and preliminary analyses submitted by the Brazilian scientists (**Appendix 5**). The Group was concerned that the fluctuations in this index might reflect changes in targeting rather than in abundance. However, the Group agreed to use the index in the models, with the exception of production models where individual indices were not used. A bait-boat index (not standardized) for the Dakar fishery was created during the meeting, but the Group discussed that it may not necessarily be representative of abundance, as there were known changes in the fishery which likely affected catch rates but were not accounted for; it was therefore decided not to consider this index in the assessment models.

The available indices are presented in **Table 5** and are shown in **Figure 13**.

3.4 Biological population parameters

Document SCRS/2003/063 presented new information from a genetic study of yellowfin tuna from the Gulf of Guinea and the Gulf of Mexico. Phylogenetic analysis of the sequences combined with comparative genotyping of four microsatellite loci revealed the presence of siblings in several sampling tows for juvenile tuna. Given the high level of genetic diversity at both the mitochondrial and microsatellite loci, the probability of such sampling is extremely low and can best be explained by the unequal reproductive output of certain females. The increase in vulnerability of juvenile yellowfin tuna to fisheries in the Atlantic may have serious consequences to the genetic integrity of the population if levels of reproductive variance are confirmed to be large. Further studies are needed.

The Group determined that the values for biological parameters used in the previous assessment should be used for all of this year's analyses, as no new data on these parameters were presented. The values used are listed in **Table 6**.

3.5 Stock assessment results

3.5.1 Production model results

– General issues

The Group decided to use two non-equilibrium production models; a multi-fleet production model used in the previous assessment (SCRS/2000/037), as well as the ASPIC package (Prager 1994) in its last version (4.45 beta), which allows for the use of a generalized production model. These models provide additional information, such as biomass trends and biomass based reference points, when compared to equilibrium production models such as PRODFIT. The latter was still applied, both because of its simplicity and fewer assumptions, and to be able to better compare the latest assessment with previous ones.

A working document was presented (SCRS/2003/059) at the meeting that applied a surplus production model to Atlantic yellowfin tuna. A Schaefer logistic model was fitted to the ratio between catch and accumulated catches, as a proxy indicator of catch per unit effort series. The Group considered the method to be very useful in those situations where effort data are not available. In the case of Atlantic yellowfin a number of effort series exist, so methods based on CPUE effort should perform better and provide more information on trends and status of the stock. Accordingly, the model was not used for assessment purposes. It is interesting to note, however, that the surplus production estimate for 2003 (142,317) using this approach compared closely with the MSY estimates

obtained using other approaches (**Table 9**); other estimates were less comparable ($K = 3,772,500$ t, $B_{MSY} = 1,886,250$ t, $F_{MSY} = 0.0755$, $r = 0.1509$).

– Equilibrium production model

The PROFIT model was fit to the data using the same purse seine index data used in the previous assessments (Madrid, 1998 and Cumana, 2000): the EC purse seine biomass index (EC-PS) corrected for the period 1970-1998. The new total yellowfin catch data set from Task 1 for 1970 to 2001 was used (**Table 1**).

The 2001 total catch was of 159,000 t, with an effort estimated to 58,300 standard fishing days. All runs were made using a weighted effort ($k=4$).

Run 1: Assuming the Fox model, the new estimate of MSY was 161,300 t, with $F_{MSY} = 67,090$ standard fishing days (14% over the present effort).

Run 2: Assuming the Schaefer model, the new estimate of MSY was 154,400 t, with $F_{MSY} = 51,312$ standard fishing days (13% below the present effort).

In both cases, the actual yield was very close to the MSY, and the estimated effort for 2001 was either over (Schaefer) or below (Fox) the F_{MSY} . The main results for these two cases are reported in (**Figure 14**). As sensitivity analyses, estimates were made using and uncorrected EC-PS index, as well as with the combined index applied to the 1980-2001 period (it was not possible to estimate the previous 1970-1979 period). The results of these sensitivity analyses were in close accordance with the results using the corrected EC-PS index (**Table 7**).

– Non-equilibrium production model

Catch and effort series were analyzed using ASPIC. Different runs were carried out using all available CPUE indices (See **Table 5**) and their corresponding catches. The model had great difficulty at analysing this set of data, mostly due to negative correlation among some series. A simplified analysis was carried out that used a combined CPUE index (constructed as explained in **Appendix 6**) that was then matched to total reported catch.

A range of possible input values that affected the behaviour of the model was investigated (**Table 8**). These were mostly search limits for parameters that are estimated (MSY, K , q and m). Different runs were also carried out with data series stretching back to either 1950 (start of the ICCAT data series), 1957 (first year with significant catches reported), and 1970 (start of the combined CPUE index). In the last case, a range of values for the B_{1970}/K ratio were explored.

Some results, like MSY, K and m , were in general agreement with previous assessments, and were stable during the sensitivity tests conducted (**Table 9**). In contrast, the diagnosis of the status of the stock appeared to disagree with other results, presenting a clear pattern of over-exploitation for the last decade. Trends in biomass, fishing mortality, as well as both observed and predicted yield are shown in **Figure 15**.

– Multi-fleet non-equilibrium production model

The multi-fleet non-equilibrium production model assuming observation and process errors presented at the ICCAT Assessment Methods Working Group (SCRS/2003/037) was fitted to the yellowfin data by using catches and effort for nine different fleets (**Figure 13**). The priors applied in the previous assessment were slightly modified by increasing variances for parameters that were felt to be less well known. Model specification, including the new priors, can be found in **Table 8**.

Two alternative data series were considered for this model. One covered the entire available ICCAT dataset, beginning in 1950, while the other started in 1957, the first year where significant catches were recorded. Estimates of absolute quantities (K , B_{MSY} , and F_{MSY}) differed by 20%-40%, however, the relative quantities F/F_{MSY} and B/B_{MSY} differed by only 8%-10%. The second run was considered as the Base Case, as the catches from 1950-1956, the beginning of the fishery, were extremely low, and thus may not be indicative of possible catches under virgin biomass.

The estimates of MSY from the ASPIC and the multi-fleet models are quite close, however, the models differ greatly as to the estimate of current stock status. The multi-fleet estimate of current biomass is 10% greater than B_{MSY} while for ASPIC current biomass is 27% less than B_{MSY} . Current fishing mortality appears to exceed F_{MSY}

by 2% for the multi-fleet model and by 46% for the ASPIC model (**Table 9**). Trends in biomass, F and yield over time are shown in **Figure 16**. Both models provided excellent fit to observed landings. Catchability trends by fleet estimated by the multi-fleet model are shown in **Figure 17**.

A comparison between both surplus production models and the VPA results (**Figure 18**) shows the same trend in B/B_{MSY} and F/F_{MSY} ratios. All three models estimate that current fishing mortality is around the value attained in 1992. This agrees with the fact that total Task I catch in 2001 is very close to catch in 1992. The yield-per-recruit analysis indicates that the effort and yield relationship parameters estimated by the multi-fleet model better represent the responses of the stock to fishing pressure.

3.5.2 Age-structured models

– VPA analyses

Document SCRS/2003/057 presented an analysis of the application of various VPA modeling options to the dataset used in 2000. The document also examined the implications of replacing the Japanese longline CPUE and catch-at-age series used in 2000 by the ones presented in SCRS/2003/056 and SCRS/2003/055. One of the conclusions of the study was that the results were sensitive to the assumptions made for modeling the dynamics of the plus group (age 5+). In particular, the authors argued that the F -ratios should be estimated independently each year.

The Working Group used the VPA-2BOX software (Version 3.01) with the catch-at-age data (**Table 4**), available abundance indices (**Table 5**: Brazil BB, Brazil LL, Japan LL, US-Mexico Gulf LL, US pelagic LL, US rod and reel (used in 1 Run only), Venezuela LL, Venezuela PS, and European PS) and biological assumptions (Section 3.4 and **Table 6**).

Nine runs were made based on the specifications provided in **Table 10**. The various runs are variations around Run 1. Based partly on the suggestions from SCRS/2003/057, this run estimates a random walk in F -ratios over time. This option allows some flexibility to the model to better fit the data but does not require the estimation of all F -ratios as independent values (see Run 9), which would likely result in over-parameterization. Run 1 also includes a constraint not to allow wide fluctuations in recruitment during the most recent four years.

Table 11 provides summary statistics for the various runs. There are some differences in these statistics as some runs provided better fits to the data than others. The Group also examined the fits to the two longest CPUE series as well as plots of summary results. The biggest qualitative differences from Run 1 were observed when the F -ratios were fixed at 1.0. It is evident that the data, probably due to the age-slicing procedure, strongly favors F -ratios of about 0.2. Run 3, specified with a constant F -ratio, estimated a value of 0.22.

Based on these preliminary analyses, the Working Group adopted Run 1 as the Base Case. The results (**Table 12**, **Figures 19, 20**, **Appendix 7**) suggest that spawning biomass² has decreased with some fluctuations since 1970. The declining trend in fishing mortality since the early 1990s seems to have been reversed, with F approaching the 1992 level in the most recent years. However, it should be kept in mind that these estimates are highly uncertain. Approximate standard for Run 1 results were obtained by bootstrapping (100 runs by resampling the residuals). The CVs for the F values at age in 2001 varied between 11% and 25%.

3.6 Yield- and spawner-per-recruit

Run 1 of the VPA was designated as the Base Case, and its estimated selectivities were used in the yield-per-recruit and spawning biomass-per-recruit analysis. The age of maturity was defined as knife-edged at age 3. Weights at the beginning of the first quarter were used for the weights at age in the spawning stock, and weights at the beginning of the third quarter were used for the weights-at-age in the catch (**Table 13**). To avoid bias in the estimates of per recruit values, calculations were carried out to age 11.

Estimates from Run 1 of F_{99-01} , F_{MSY} , F_{MAX} , and $F_{0.1}$ and corresponding yield-per-recruit are shown in **Table 14**. F_{MAX} and F_{99-01} are very similar, with virtually identical yield-per-recruit estimates. F_{MSY} is approximately 12% less than F_{MAX} and F_{99-01} but results in only 0.5% smaller yield-per-recruit. $F_{0.1}$, which is 25% less than F_{MSY} , is only 4.2% less than yield-per-recruit at F_{MSY} (**Figure 21**). Fishing at any of these levels of F produces equilibrium yields that are in line with all model estimates of MSY , and which are about 8% under the current

² SSB was computed external to the VPA-2BOX software, as suggested by SCRS/2003/057. See Appendix 7 (Table A7.3).

level of Task I catch for 2001 (159,156 t.). Spawning biomass-per-recruit resulting from long-term fishing at F_{MSY} , F_{MAX} , and F_{MSY} ranges from 0.22-0.26, and 0.35 for $F_{0.1}$.

The values of F that reduce the population to 30% and 40% of virgin spawners per recruit ($F_{30\%SPR}$ and $F_{40\%SPR}$) and the resulting yield-per-recruit are also given in **Table 14**. The yield-per-recruit at $F_{30\%}$ is only 1.5% less than YPR at F_{MSY} and $F_{40\%}$ is 8.5% less. Their respective equilibrium yields are 7.5% and 13.1% lower than Task I catch in 2001.

The Group did not consider any scenarios for alternative selectivities.

3.7 Projections

Neither PRODFIT nor the multi-fleet production model has the capacity for projection. ASPIC has the capability to run projections, however, the Group did not accept the results of the ASPIC base model (A5) that indicated overfishing by 20% since 1991 and nearly 50% in 2001 (**Table 9**). Given the similarity of all MSY estimates, which are slightly below the most recent Task I total catch, it is possible that the stock is already being fished at or slightly above a sustainable level. Thus, it is expected that projections would indicate a continued decline in the stock if present catch levels remained the same or increased.

Three sets of projections were run for the VPA base model: (1) using $F_{MSY} = 0.8$; (2) using $F_{1992}=0.96$; (3) using $F_{0.1}=0.55$. The projections were made for 10 years, starting from year 2001 with 100 bootstraps. The average age of the plus group was fixed at 5.193 for the projections rather than using a growth curve due to the projection software not allowing for a 5 parameter growth model. The spawner-recruit parameters were fixed. The assumed stock-recruitment relationship for projections was
$$R = \frac{76919894}{14731.194 + S} S$$
.

Results from the projections are as expected, with projection 3 showing an increasing trend in biomass and projections 1 and 2 showing decreasing trends (**Figure 22** and **Table 15**). Projection 3 fixed at $F_{0.1} = 0.55$, which is less than F_{MSY} , and therefore allowed the population to increase. This is reflected in the yield projection, which after a decline for 2 years (due to reducing F from the 2001 value) showed increases with fluctuations. By 2011, the median yield was 136,650 t with a range of 99,020-186,000 t. The median values for F/F_{MSY} and B/B_{MSY} in 2011 were 0.8 and 1.58, respectively. For projection 1, F was fixed at the estimated value of $F_{MSY} = 0.8$. In fact, the true value of F_{MSY} was 0.7239, thus the value used for this projection was slightly larger than the true F_{MSY} . This explains why the median estimates of F/F_{MSY} were consistently greater than 1 and the estimates of B/B_{MSY} were consistently less than 1. Pseudo-confidence limits on B/B_{MSY} indicate that this ratio could assume a value that is either less than or greater than 1 in each year of the projection. Projection 2 fixed F at the VPA estimate of $F_{1992}=0.96$. This value is much higher than F_{MSY} , and consequently leads to decreasing yields, with fluctuations, after the first 2 years. The median value for the final year yield is 137,700 t. The median values for F/F_{MSY} and B/B_{MSY} are 1.385 and 0.681, although pseudo-confidence limits on B/B_{MSY} indicate that this ratio could be greater or less than 1 in any year of the projection.

Although the median estimate of yield in the final year is similar for all three runs, this value reflects harvest from a declining population for projections 1 and 2, and future yields could be expected to decline further. On the other hand, the final yield from projection 3 reflects harvest from an increasing population, and future yields could be expected to increase further. Harvesting at a level corresponding to F in the range of 0.55-0.7239 is expected to produce a stable to slightly increasing population.

The Group noted that the scales of SSB in the final year of the VPA-2BOX and initial year of the PRO-2BOX software (2001) did not match (this value is shown in **Table 15**). While the Group felt that this would probably not affect the trends in the projections, it requested that the projections be verified before the 2003 SCRS.

4 Environmental factors

Environmental influences were not a specific topic of discussion during the meeting, although environmental factors were considered in the calculation of many of the abundance indices. An extensive discussion of environmental influences may be found in the Detailed Report of the 2000 assessment (SCRS/2000/022).

5 Effects of current regulations

In 1973, the Commission adopted a regulation that imposed a minimum size of 3.2 kg for yellowfin tuna, with a 15% tolerance in the number of fish per landing. This regulation has not been adhered to, as the proportion of landings of yellowfin tuna less than 3.2 kg has been far in excess of 15% per year for the purse seine and baitboat fisheries. Based on the catch species composition and catch at size data available during the 2003 assessment, yearly catches in number ranged between 54% and 72% undersized yellowfin tuna by purse seiners, from 63% and 82% undersized fish for baitboats over the period 1997-2001. Landings of undersized fish occur primarily in the equatorial fisheries. Unfortunately, it may be difficult to realize substantial reductions in catches of undersized fish in these fisheries because small yellowfin are mostly associated with skipjack, especially when fishing occurs on floating objects; thus it is difficult to avoid catching small yellowfin when catching skipjack, the latter being an important component of eastern Atlantic (equatorial) purse seine fleet catches. The Group suggests that the SCRS and Commission consider the practicality of maintaining the 3.2 kg minimum size regulation.

In 1993, the Commission recommended "that there be no increase in the level of effective fishing effort exerted on Atlantic yellowfin tuna, over the level observed in 1992." As measured by fishing mortality, effective effort appears to be approaching or exceeding the 1992 levels (**Figure 18**).

The Group did not consider the effects of the moratorium on FADs, as this will be done during the September 2003 Species Group meetings.

6 Recommendations

6.1 Statistics and research

- 1) Continued research on the population structure of yellowfin, including the genetic structure, is valuable and worthwhile to improve the understanding of the status of the stock. Research should be conducted to validate the growth curve used for yellowfin and the limits used for slicing.
- 2) Simulation analyses should be conducted to evaluate the impact of using cohort slicing assuming a unique birth date, when in fact reproduction occurs for a prolonged season.
- 3) The available tagging database should be analyzed to see if it can provide insights into stock structure, natural mortality, growth, etc.
- 4) It is essential that countries submit their data on a timely basis. At the time of the meeting, the officially-reported Task I data for 2002 totaled only 25,854 t (16% of the amount reported for 2001). Thus, the Group was only able to conduct analyses with 2001 as the last year of data.
- 5) Standardization of CPUE indices should be always done before the meeting so that participants can maximize the time spent doing the assessment.
- 6) Indices of abundance need to be developed for the younger age classes.

7 Other matters

7.1 Review of relevant aspects of the 2003 Meeting for Improving the Collection of Fishery Statistics in Ghana (SCRS/2003/010)

Given the importance of the Ghanaian tuna fisheries and considering difficulties encountered in its fisheries data collection system, the Committee recommended at its last meeting that a group of experts from the SCRS, together with the Ghanaian fisheries authorities, study measures that can be taken to assist this country in the work of the collection and transmission of the data.

Given this mandate, a meeting was held in Tema in February 2003 to evaluate the situation with Ghanaian scientists and professionals, and to propose measures to enhance the sampling scheme. Several recommendations were made, and a three-month pilot study using BETYP funds was proposed, using both methods (sampling

before or after sorting of fishes in species-size categories) in order to compare them and to evaluate their precision with the previous sampling scheme. A progress report giving the sampling results and exhibiting the potential difficulties every 15 days was requested in order to enable ICCAT scientists to follow the work and give advice if necessary.

This pilot study started in April, and reports have been received regularly; a mission of an experienced field technician from Abidjan was planned (9-14 June) to examine how the recommendations made were put into practice. Information is still incomplete, and a synthesis of this activity is planned for the Tropical Tunas Species Group in October 2003.

7.2 *Draft Executive Summary*

The Group drafted the Executive Summary in preparation for the 2003 SCRS Plenary.

8 Report adoption and closure

The Chairman expressed his appreciation to the Mexican hosts for their generous invitation and the meeting arrangements. The Chairman also thanked participants for their hard work. The Report was adopted during the meeting and the meeting was adjourned.

SESSION D'ÉVALUATION DU STOCK D'ALBACORE DE L'ATLANTIQUE 2003 DE L'ICCAT (Merida, Mexique, 21-26 juillet 2003)

RÉSUMÉ

Une évaluation du stock a été menée pour l'albacore de l'Atlantique, y compris un examen de sa biologie, une description des pêcheries, des analyses de l'état des stocks et des perspectives, des analyses des effets des réglementations actuelles ainsi que des recommandations pour les statistiques et la recherche.

MOTS CLÉ

Evaluation du stock, Pêcheries de thonidés, Albacore

1 Ouverture, adoption de l'ordre du jour et organisation des sessions

1.1 Ouverture de la réunion

La réunion a été ouverte par le Dr Rafael Solana-Sensores de l'*Instituto Nacional de Pesca* (Mexique), l'hôte de la réunion, qui a souhaité la bienvenue à tous les participants à Uxmal. Le Dr Solana a souligné l'importance que revêtent les travaux scientifiques de l'ICCAT pour le Mexique et il a rappelé les contributions apportées grâce aux efforts réalisés en matière de recherche et de collecte des données, tels que le programme d'observateur. Le Dr Victor Restrepo du Secrétariat de l'ICCAT a remercié le Dr Solana-Sensores ainsi que le Gouvernement du Mexique pour leur aimable invitation à accueillir la réunion et l'organisation logistique de la réunion. La liste des participants est jointe en tant qu'**Appendice 2**.

1.2 Adoption de l'ordre du jour

Le Dr Craig Brown (Etats-Unis), Rapporteur de l'albacore, a présidé la réunion. L'ordre du jour (**Appendice 1**) a été adopté sans modification. Il a toutefois été décidé que la structure du rapport suivrait une présentation légèrement différente¹. Les participants suivants ont assumé la tâche de rapporteur pour différentes sections : V. Restrepo (points 1, 3.5.2, 7.2, 8 ; Appendices 1, 2, 3, 6), J. Ariz et A. Delgado (point 2), T. Talley-Farnham (point 3.1), D. Gaertner (points 3.2, 3.3.2), R. Pianet (points 3.3.1, 3.5.1, 7.1), R. Urbina-Pastor (point 3.3.3), J. Vaca (point 3.3.3), K. Drew (point 3.4), P. Pallarés (point 3.5.1), I. Mosqueira (point 3.5.1), E. Brooks (points 3.6 et 3.7), C. Brown (points 3.2, 4-6) et S. Calay (Appendices 4, 5, 7).

Les participants ont décidé qu'une analyse des implications du moratoire à l'utilisation des DCP pour l'albacore aurait lieu en septembre 2003, pendant les réunions du Groupe d'espèce de 2003.

La liste des documents présentés à la réunion figure à l'**Appendice 3**.

2 Description des pêcheries

2.1 Description des pêcheries

L'albacore est capturé dans tout l'Atlantique tropical, entre 45° N et 40° S, par des engins de surface (senne, canne et ligne à main) ainsi qu'à la palangre (**Figure 1**). Le **Tableau 1** présente les débarquements par pavillon et engin.

¹ A l'issue de la réunion, à la demande du Secrétariat, le Président a décidé que le rapport serait restructuré pour se conformer aux nouvelles Directives de publication sous réserve que le contenu du rapport demeure inchangé.

Canne. Dans l'Atlantique est, les pêcheries des canneurs exploitent des concentrations d'albacores juvéniles en bancs mixtes comptant des thons obèses et des listaos. Plusieurs pêcheries de canneurs opèrent le long de la côte africaine. La plus importante, en termes de niveaux de capture, est la pêcherie de canneurs basée à Tema, qui opère dans les zones côtières de la Côte d'Ivoire, du Ghana, de la Sierra Leone et du Cap López. Le poids moyen de l'albacore capturé par la pêcherie de canneurs du Ghana est de 2,5 kg. Une autre pêcherie de canneurs basée à Dakar a démarré ses activités en 1956 dans les zones côtières du Sénégal et de la Mauritanie. D'autres pêcheries de canneurs opèrent dans plusieurs archipels de l'Atlantique (Açores, Madère, Iles Canaries et Cap-Vert) et ciblent différentes espèces de thonidés, y compris l'albacore, selon la saison. Le poids moyen de l'albacore capturé par ces flottilles est très variable (entre 7 et 30 kg). Depuis le début des années 1990, certaines flottilles de canneurs opèrent à l'aide de différentes méthodes. La flottille ghanéenne a commencé à utiliser des objets flottants, alors que les flottilles de Dakar et des Iles Canaries utilisent le bateau en lui-même en tant qu'objet flottant, sous lequel s'accumulent diverses espèces de thonidés, y compris l'albacore.

Dans l'Atlantique ouest, les canneurs vénézuéliens et brésiliens ciblent l'albacore ainsi que le listao et d'autres thonidés mineurs.

Senne. Les pêcheries des senneurs de l'Atlantique Est ont démarré en 1963 et se sont rapidement développées au milieu des années 1970. Elles ont tout d'abord opéré dans les zones côtières et se sont peu à peu étendues en haute mer. Les senneurs capturent de grands albacores dans la région Equatoriale durant le premier trimestre de l'année, coïncidant avec la saison et le lieu de ponte. Ils pêchent également de petits albacores conjointement avec du listao et du thon obèse. Depuis le début des années 1990, plusieurs flottilles de senneurs (CE-France, CE-Espagne, Ghana et NEI) exploitent des pêcheries à l'aide d'objets : entre 45 et 55% de la prise totale est réalisée par cette méthode alors que cette proportion était auparavant de 15%. La pêche avec objets flottants se déroule surtout durant le premier et le quatrième trimestre, le listao étant l'espèce dominante, (**Tableau 2**), suivi de petites quantités d'albacore et de thon obèse. La composition spécifique des bancs associés aux objets flottants est très différente de celle des bancs libres. Les prises d'albacore de cette pêcherie représentaient entre 14% et 21% de la prise totale entre 1991 et 2002 (19% en 2002 pour les flottilles de CE-France, CE-Espagne et NEI). Plusieurs senneurs de la flottille ghanéenne sont étroitement associés aux canneurs, avec ou sans objets ; après avoir congelé leurs prises, celles-ci sont transbordées en haute mer sur des canneurs de la même entreprise, de sorte que les senneurs ne doivent retourner débarquer que tous les 3 mois. Cela explique les niveaux de capture élevés de cette flottille. La pêcherie de senneurs de l'Atlantique Est présente une distribution bimodale dans les classes de taille, avec des modes proches de 50 cm et 150 cm mais avec très peu de tailles intermédiaires et une forte proportion de gros poissons (de plus de 160 cm). Le poids moyen de l'albacore capturé par les flottilles de senneurs est de 18 kg (2002).

Dans l'Atlantique ouest, les pêcheries des senneurs, lesquelles étaient sporadiques entre 1970 et 1980, opèrent dans les zones côtières depuis 1980 au nord de la côte du Venezuela et au sud du Brésil. Les tailles se situent dans une gamme plus petite que celle des poissons pêchés dans l'Est (de 40 à 140 cm), la plupart étant de taille intermédiaire. L'albacore n'est pas l'espèce cible de ces flottilles.

Palangre. La pêcherie palangrière a démarré à la fin des années 1950 et est rapidement devenue importante, enregistrant des prises considérables au début des années 1960. Depuis lors, les prises se sont peu à peu réduites. Les pêcheries palangrières pêchant l'albacore sont réparties dans tout l'Atlantique (**Figure 1**). Le degré de ciblage de l'albacore varie selon les flottilles palangrières. Dans le Golfe du Mexique, les palangriers nord-américains et mexicains ciblent l'albacore. Les navires vénézuéliens ciblent également l'albacore, au moins de façon saisonnière. En revanche, au début des années 1980, les navires japonais et du Taïpei chinois ont commencé à changer de ciblage, passant du germon et de l'albacore au thon obèse à l'aide de la palangre de profondeur.

2.2 Prises

Le **Tableau 1** et les **Figures 2-5** présentent le développement des prises d'albacore dans l'Atlantique est, l'Atlantique ouest et l'ensemble de l'Atlantique. Les prises totales d'albacore en 2001 totalisaient 159.156 t, soit une augmentation de 20% par rapport à l'an 2000.

Canne. La prise totale réalisée par cet engin pour l'ensemble de l'Atlantique s'élevait à 25.201 t. Les prises totales à la canne demeuraient relativement stables sur la période présentée, se situant à environ 15.000 t dans l'Atlantique est (**Figure 3**), même si en 2001 la prise s'élevait à près de 20.000 t. Le développement diffère pour les diverses pêcheries : les navires de l'Angola, du Cap-Vert et du Japon qui réalisaient d'importantes prises au début de la pêcherie (1961-1975) ont réduit leurs prises, contrairement à d'autres pêcheries, telles que la pêcherie

des canneurs ghanéens, dont les prises se sont spectaculairement accrues, dépassant 30.000 t en 2001. Les documents SCRS/2003/058, SCRS/2003/066, SCRS/2003/067 et SCRS/2003/117 présentent les diverses données statistiques pour les pêcheries de la flottille FIS, les pêcheries des Iles Canaries, de Ce-Espagne tropicale, de CE totale et NEI, respectivement.

Dans l'Atlantique ouest (**Figure 4**), les prises des canneurs ont débuté en 1974 et ont augmenté régulièrement, passant de 1.300 t en 1974 à 7.000 t en 1994 puis diminuant à environ 5.000 t récemment.

Senne. Les prises d'albacore réalisées par cette flottille ont atteint 103.326 t pour l'ensemble de l'Atlantique en 2001. Les prises des senneurs dans l'Atlantique est (**Figure 3**) ont augmenté spectaculairement au début de la pêche, passant de 10.000 t dans les années 1960 à 100.000 t en 1980, se stabilisant à ce niveau jusqu'en 1983 avant de diminuer de moitié en 1984 à la suite d'une réduction massive de l'effort qui a eu lieu en raison d'une diminution de la production de grands albacores, principalement due au retrait des flottilles des senneurs français, espagnols et NEI de la pêche. Les prises ont de nouveau augmenté par la suite, atteignant un record de plus de 127.000 t en 1990, suivi d'une tendance à la baisse les années suivantes, atteignant environ 89.000 t en 2001. La pêche des senneurs ghanéens a de nouveau commencé à déclarer des prises, après plusieurs années sans aucune prise (de 1988 à 1995). En 2001, les prises ont totalisé 13.000 t. Les documents SCRS/2003/058, SCRS/2003/067, et SCRS/2003/117 présentent les données statistiques pour les pêcheries des senneurs FIS, CE-Espagne, CE et NEI.

Dans l'Atlantique ouest (**Figure 4**), les prises ont augmenté depuis le début de la pêche au début des années 1960 jusqu'en 1985, période où elles ont atteint 21.000 t. Les prises des années suivantes ont varié considérablement, une partie de cette flottille ayant orienté sa pêche vers l'Océan Pacifique. Les prises de 2001 se situaient aux alentours de 14.000 t. Les prises les plus importantes sont réalisées dans l'Atlantique ouest par la pêche des senneurs vénézuéliens (représentant certaines années 100% de la prise totale).

Palangre. Après un maximum de plus de 50.000 t atteint en 1959-1961, les prises à la palangre se sont réduites en deux étapes pour totaliser 30.000 t environ au début des années 1970. Les niveaux de capture à la palangre dans les années 1990 se situaient à environ 25.000 t. Les prises palangrières ont atteint 17.694 t en 2001. Les principales pêcheries sont celles du Taïpei chinois, du Japon, des Etats-Unis, du Mexique et du Brésil. L'apparition d'importantes prises réalisées à partir de 1985 par les flottilles NEI dans des zones inconnues suscite des inquiétudes car on ne sait pas précisément dans quelle mesure ces prises ont réellement lieu dans l'Atlantique.

2.3 Effort

Le **Tableau 3** et la **Figure 6** présentent le développement de la capacité de transport des flottilles de surface dans l'Atlantique Est pour la période 1972-2002. La capacité de transport des canneurs est restée stable depuis la fin des années 1970, se situant à 10.000 t environ. La capacité de transport des senneurs a, en revanche, fait l'objet de changements importants au cours de toute la période considérée, marquant une hausse constante depuis le début de la pêche jusqu'en 1983, lorsque la capacité de transport a dépassé 70.000 t. Par la suite, jusqu'en 1990, la capacité de transport a considérablement diminué, se situant à 37.000 t, une partie de la flottille se retirant en effet de cette pêche. La légère récupération des deux années suivantes (1991 et 1992) a été suivie d'un déclin progressif, avec une capacité de 30.000 t environ la dernière année (2002).

Pour la flottille des senneurs de l'Atlantique Est, l'effort en jours de pêche a été standardisé aux senneurs FIS de catégorie 5, soit une augmentation annuelle de 3% de l'efficacité de pêche de la flottille depuis 1981. L'incorporation d'une augmentation de l'efficacité de pêche a pour objectif de prendre en compte les changements appréciables survenus récemment dans la flottille des senneurs, notamment les modifications des engins, une plus grande utilisation de l'équipement électronique et de l'imagerie par satellite, l'amélioration des procédures d'installation et de manipulation, les navires auxiliaires et, plus important encore, l'adoption de la pêche sous objets flottants artificiels. L'estimation d'une augmentation annuelle de 3% de l'efficacité de pêche découle d'une étude menée par Gascuel *et al* (1993). L'utilisation d'un ajustement annuel de 3% toutes les années, de 1981 à 2001, indique une augmentation totale de l'efficacité de pêche de 86% durant cette période. L'estimation de l'effort effectif et des augmentations potentielles de la puissance de pêche est en outre compliquée par le développement de la pêche sous objets flottants à partir de 1991 et sa généralisation dans presque toutes les flottilles des senneurs de l'Atlantique Est depuis 1993. En effet, dans le cas d'un senneur ne pêchant que sous objets flottants, il y a relativement peu de temps consacré à la recherche active des poissons. Si les objets flottants sont équipés d'un appareil pour détecter le poisson pouvant être accessible depuis une certaine distance, le senneur ne s'approche même pas de l'objet sauf si l'on sait que celui-ci a concentré des poissons. On

a traditionnellement considéré que l'indice de l'effort de la senne dans l'Atlantique Est a été développé d'une façon analogue pour les flottilles FIS et de CE-Espagne en raison de leurs caractéristiques semblables (en postulant des zones et des saisons de pêche similaires ainsi qu'un type de navires et des méthodes de pêche similaires). Toutefois, la stratégie de pêche de ces flottilles a récemment changé (1991-2002). En 2002, ces deux flottilles exploitaient une pêcherie sur bancs libres dans des zones similaires mais il est à noter une absence de prise sur bancs libres dans la zone du Sénégal et un accroissement de l'effort de pêche au sud de l'Equateur. La pêche sous objets flottants a été exploitée plus intensivement dans la zone du Cap López par la flottille française que par la flottille espagnole, alors que cette dernière a exercé un effort plus important l'année dernière au nord du Liberia, zone où la flottille française ne réalise que très peu de prises. La **Figure 7** présente le développement des deux mesures de l'effort de pêche nominal pour les senneurs de la CE et NEI : le nombre de rectangles de 1 degré explorés et le nombre avec un effort supérieur à 1 jour de pêche et les jours de pêche totaux des senneurs (1991-2002). Nous pouvons observer qu'alors que la zone de recherche a légèrement augmenté durant cette période, le nombre de jours de pêche a considérablement diminué.

Pour l'Atlantique ouest, le volume et la distribution de l'effort de pêche de la pêcherie palangrière brésilienne a récemment fait l'objet d'importants changements. Jusqu'en 1995, les requins étaient la principale espèce ciblée (58% des prises totales). Toutefois, depuis 1993, la proportion de requins s'est réduite aux dépens de l'espadon, qui est désormais l'espèce prédominante dans cette pêcherie (48%). L'effort dans les pêcheries de surface du Venezuela est élevé depuis 1992 (capacité de transport des navires de plus de 8.000 t). L'effort dans la pêcherie palangrière des Etats-Unis, opérant sur la côte est et dans le Golfe du Mexique, a quelque peu diminué ces dernières années. L'effort exercé sur l'albacore par la palangre japonaise a également diminué récemment. Cette flottille cible principalement d'autres espèces (thon obèse et thon rouge). L'effort exercé sur l'albacore par la palangre vénézuélienne et mexicaine a augmenté ces dernières années. Les tendances de l'effort standardisé pour certaines flottilles palangrières et d'autres flottilles ont été estimées en utilisant la CPUE standardisée divisée par les taux de capture spécifiques des flottilles.

2.4 Tendances du poids moyen

Les tendances du poids moyen ont été étudiées pour les différents segments des pêcheries et sont illustrées à la **Figure 8**. Pour la senne, on observe un déclin régulier pour toutes les prises combinées (calculé d'après la composition de prise par âge pour la senne) depuis 1990-2000. Cette tendance est probablement due à la diminution du poids moyen dans la pêcherie sous objets flottants, conjointement avec l'augmentation des prises de cette pêcherie, mais ces deux dernières années le poids moyen s'est accru. Cependant, le poids moyen est resté relativement stable pour la période (1970-2002). Pour les bancs libres, le poids moyen varie mais est relativement stable durant cette période, marquant une forte baisse en 1999 et 2000 et se rétablissant les deux dernières années. Pour la canne, les poids moyens sont relativement stables, 2 kg environ pour la pêcherie ghanéenne, et varient entre 5 et 10 kg pour les autres pêcheries. S'agissant de la palangre, les tendances du poids moyen sont assez variables dans les différentes pêcheries. Les poids moyens globaux pour la palangre (calculés d'après la composition de prise par âge) ont diminué : passant de 38 kg (1980-1990) à 31 kg environ ces dernières années.

3 Etat des stocks

3.1 Structure du stock

Dans l'Océan Atlantique, l'analyse des données de marquage et de prise par taille a démontré que les albacores se déplacent à différentes échelles dans tout l'Atlantique tropical (SCRS/1993/041, SCRS/1993/043). Entre 1956 et 1998, le programme du *Cooperative Tagging Center* des Etats-Unis a procédé au marquage de plus de 9.000 albacores de l'Atlantique, pour la plupart dans l'Atlantique nord-ouest et dans le Golfe du Mexique. Au total, 370 recaptures environ ont été déclarées pour cette période. De 1987 à 1998, un total de 50 recaptures transatlantiques ont été enregistrées (toutes de l'ouest vers l'est), réparties plus ou moins également durant cette période.

Une étude génétique (SCRS/2003/063) comparant les échantillons provenant du Golfe du Mexique et du Golfe de Guinée a été présentée et apporte la seule nouvelle information relative à la structure du stock. Ce document compare les fréquences alléliques des séquences de la zone de contrôle mitochondriale et quatre loci microsatellites. Alors qu'une hétérogénéité était tout d'abord détectée à l'un des loci microsatellites, celle-ci n'est pas restée significative après avoir appliqué la correction de Bonferroni pour de multiples tests. Les

résultats de cette étude sont préliminaires et se basent sur de petits échantillons de tailles mais concordent avec l'hypothèse d'un stock unique.

Compte tenu du manque de connaissances sur les taux de migration transatlantiques et la structure génétique de l'albacore, le Groupe a considéré que l'évaluation devrait être menée en prenant comme hypothèse un stock unique pour tout l'Atlantique car les meilleures données disponibles continuent à appuyer cette théorie. L'hypothèse d'un stock unique reste encore à prouver et un certain degré de structure de population, qu'il s'agisse de stocks distincts ou de sous-populations largement homogénéisées par la migration, pourrait exister en raison de l'existence de quatre lieux de ponte distincts des deux côtés de l'Atlantique. Le Groupe estime que la poursuite des programmes de recherche sur la structure de la population d'albacore, y compris la structure génétique, est intéressante et utile afin d'améliorer notre appréhension de l'état du stock.

3.2 Données de prise par taille / par âge

Au début de la réunion, le Secrétariat a présenté la nouvelle prise par taille pour la période 1970-2001. En raison du manque de données pour 2002, seule la prise par taille jusqu'en 2001 a été créée. Les modifications apportées par le Secrétariat de l'ICCAT à la série historique des données de prise par taille et les nouvelles règles pour la substitution en 2000-2001 pour la Réunion d'évaluation du stock d'albacore de 2003 sont expliquées en détail dans le document SCRS/2003/064. De nouvelles données de prise par taille pour les années 1991-2002 ont été soumises au Secrétariat de l'ICCAT par CE-France et CE-Espagne. Ces données ont été utilisées afin de remplacer la série historique de prise par taille mais aucun ajustement n'a été effectué pour la Tâche I. Par conséquent, il y a parfois des divergences de plus de 5% entre la Tâche I et la prise par taille correspondante. Parmi les modifications apportées par le Secrétariat de l'ICCAT, il convient de signaler l'ajout de nouvelles données à la base de données (de 1991-2002 par exemple) ainsi que la ré-allocation de certaines données NEI à certains pays spécifiques (Congo, Maroc, ex-URSS à l'est, plusieurs pays des Antilles à l'ouest, par exemple). Dans l'attente de clarifications relatives à la composition spécifique des prises des senneurs russes pour 1993 à 1999, la prise par taille correspondante a été créée en se fondant sur la re-classification précédente du Groupe d'espèces. La nouvelle prise de la Russie pour l'an 2000 a été estimée par le Groupe en suivant la même procédure, en se fondant sur la composition spécifique escomptée ; la prise par taille a été réajustée en conséquence.

Il existe des problèmes potentiels pour effectuer l'échantillonnage des tailles au Ghana en raison de la médiocre qualité des données de taille observée ces dernières années pour les pêcheries de canneurs et de senneurs basées à Tema. Cependant, d'après les communications personnelles des participants à la Réunion *ad hoc* du Groupe de travail, qui s'est récemment tenue à Tema (SCRS/2003/010, Point 7.1), tout biais affecterait probablement la composition spécifique de la prise à un plus grand degré que la distribution par taille.

On a révisé la méthode de substitution des données utilisée aux fins de la création de la prise par taille de la palangre japonaise de l'Atlantique (SCRS/2003/055). Dans la méthode précédente, aucune substitution n'était réalisée lorsque la taille de l'échantillon était supérieure à 200 poissons ou qu'elle représentait un minimum de 5% de la prise totale. Il a été démontré que, dans certaines circonstances, un seuil de 5% n'est pas pertinent et pourrait engendrer un choix inadéquat en termes de substitution. En se fondant sur des méthodes d'échantillonnage à des niveaux différents de taille d'échantillon, le document SCRS/2003/055 indique qu'il convient d'appliquer une restriction supplémentaire. Les résultats montrent qu'une taille d'échantillon minimale de 100 poissons par strate est raisonnablement satisfaisante. Les différents critères utilisés pour substituer des strates spatio-temporelles, lorsque la taille de l'échantillon était insuffisante, n'ont pas été modifiés. Un nouveau jeu de données de prise par taille pour la palangre japonaise (1962-2001) a donc été actualisé et soumis au Secrétariat pendant la réunion et incorporé à la base de données de l'ICCAT.

Le Secrétariat a élaboré la prise par âge par flottille en se basant sur le découpage des cohortes à l'aide des classes de taille fournies au **Tableau 4**. La prise par âge utilisée dans les évaluations actuelles est présentée au **Tableau 4** et à la **Figure 9** séparément pour les pêcheries pour lesquelles les indices d'abondance étaient disponibles ainsi que pour tous les engins combinés. Le nombre d'albacore d'âge 0 observé en 1997 dans la matrice de prise par âge des senneurs vénézuéliens contrastait avec le nombre d'âge 0 habituellement observé dans cette pêcherie les années voisines (plus d'un million de poissons contre moins de 100.000 poissons). Après vérification dans la base de données de l'ICCAT, un consensus s'est dégagé selon lequel les petites tailles indiquées ne sont toutefois pas réalistes. Les participants ont souligné la nécessité de vérifier en détail l'ensemble des données de la pêcherie des senneurs vénézuéliens. Cependant, par manque de temps, la prise par âge de 1997 pour la pêcherie vénézuélienne des senneurs a été modifiée en se basant sur la composition par âge de 1996 (en

appliquant la composition par âge de 1996 à la prise totale déclarée en 1997). Le Groupe de travail a également noté l'absence d'observations pour la prise par taille de la palangre vénézuélienne au milieu des années 1970.

Les débats se sont orientés sur l'accroissement des âges observé pour la palangre japonaise depuis la fin des années 70. Il a été suggéré que cette tendance pourrait être liée à l'adoption de la palangre de profondeur par la flottille japonaise en vue de cibler le thon obèse. Néanmoins, les observations concernant le poids moyen des prises déclarées par les pêcheurs japonais dans les livres de bord ne concordaient pas avec cette hypothèse. S'agissant de la pêcherie des senneurs de la CE, dont la majorité des captures d'albacore (en nombre) se compose de poissons d'âges zéro et un, il a été noté que l'augmentation des prises de juvéniles avait lieu au début des années 1980 et non dans les années 1990 comme prévu (ce qui correspondrait au développement des opérations de pêche sous DCP). La prise par âge d'autres pêcheries (canne et moulinet ainsi que palangre des Etats-Unis, palangre du Mexique et des Etats-Unis opérant dans le Golfe du Mexique, canne et palangre du Brésil) a également été examinée durant la réunion.

3.3 Données de taux de capture

3.3.1 Senne et canne dans l'Atlantique est

La base de données de prise et d'effort la plus importante, qui couvre la pêcherie d'albacore la plus grande et la plus étendue, se rapporte à la pêcherie de canneurs et de senneurs de l'Atlantique tropical est. Les documents SCRS/2003/066, SCRS/2000/67 (CE-Espagne), SCRS/2000/58 (CE-France) et SCRS/2000/68 (flottille de la CE, y compris NEI "européenne") présentent les caractéristiques et les résultats principaux de ces pêcheries de 1991 à 2002.

Cette base de données couvre la période 1969-2002, mais les données espagnoles ne sont disponibles que depuis 1979. Les données de la première phase de cette pêcherie ont été collectées et utilisées par le passé (1956 pour la pêcherie de canneurs basée à Dakar et 1962 pour la pêcherie de canneurs et de senneurs en haute mer) ; ces données sont disponibles par rectangles de 1 degré par mois, mais devraient être récupérées pour fournir des informations quotidiennes détaillées. Les données de 1969 à 1990 n'établissent pas de différence entre les opérations de pêche sous objets flottants et sur bancs libres mais une étude est en cours afin de récupérer, si possible, ces informations. La pêche sous objets flottants représente moins de 15% des opérations de pêche totales par an jusqu'en 1990, mais elle s'est rapidement répandue par la suite. La base de données de 1991-1999 établit une différence entre les opérations de pêche sous objets flottants et sur bancs libres et inclut des données détaillées sur d'autres variables importantes. La récupération des données de 1970 dans la nouvelle base de données est achevée, les vérifications et l'inclusion de l'information sur le mode de pêche sont en cours.

Plusieurs indices ont été développés : la CPUE nominale, prenant en compte, ou non, les opérations de pêche sous objets flottants et sur bancs libres ; les indices *ad hoc* standardisés basés sur l'ajustement des indices de pêche individuels par ratios de CPUE entre les pêcheries dans des zones similaires pendant des périodes similaires ; et les indices développés à l'aide d'analyses standard GLM et GENMOD. Toutefois, aucun indice n'a été considéré comme satisfaisant et il a été recommandé de mener une nouvelle analyse.

Le document SCRS/2003/065 présente une nouvelle standardisation provisoire des CPUE de la pêcherie de senneurs européens pour l'albacore adulte (>30 kg). Cette standardisation a été réalisée à l'aide du modèle GLM, avec la méthode delta, qui permet des CPUE positives et la probabilité d'obtenir une CPUE positive à traiter indépendamment. Les variables explicatives prises en compte étaient l'année, le pays, la catégorie du bateau, l'âge du bateau, l'interaction entre l'âge du bateau la catégorie et le pays ainsi que la proportion de listao dans la prise. Ce document propose une CPUE standardisée basée sur l'effet annuel comme indice de la tendance de la biomasse de l'albacore adulte. Cependant, la forte variabilité de cet indice par rapport aux CPUE nominales indique des problèmes d'interprétation : le Groupe a donc décidé de ne pas l'utiliser et a recommandé de mener de nouvelles analyses.

Plusieurs jeux d'indices des senneurs ont été élaborés par le Groupe de travail. Les indices bruts de la CPUE des flottilles française, espagnole, CE totale et associée de 1991-2002 présentent des tendances similaires, avec des CPUE généralement plus élevées pour la flottille française que pour la flottille espagnole (**Figure 10**), même si leurs CPUE totales sont comparables. Cela pourrait s'expliquer par des stratégies de pêche différentes pour ces deux flottilles et est particulièrement reflété dans le nombre total de rectangles de 1 degré explorés, lequel est plus élevé pour la flottille espagnole que pour la flottille française (**Figure 11**).

Le Groupe a finalement décidé de créer un indice de CPUE pour les flottilles de senneurs de la CE et associées à l'aide de l'indice développé pour l'évaluation antérieure, corrigé pour la période 1970-1998 et actualisé pour les années les plus récentes (CE-PS, Tableau 5).

La flottille de canneurs basée à Dakar pêche toujours activement des bancs mixtes de listao, de thon obèse et d'albacore. Ses CPUE nominales totales ont fortement augmenté au début des années 1980 comme conséquence de nouvelles stratégies de pêche. Les CPUE nominales de l'albacore sont assez variables et accusent un fort déclin depuis 1990, alors que les CPUE totales demeuraient relativement stables (**Figure 12**) et aucune explication précise n'a été trouvée à cela.

La pêcherie thonière du Ghana, lancée par le Japon au début des années 1960, ciblait traditionnellement le listao, avec des débarquements mineurs d'albacore et de thon obèse juvéniles. L'introduction des Dispositifs de Concentration du Poisson (DCP), au début des années 1990, a modifié la stratégie de pêche des canneurs, enregistrant une proportion croissante de thon obèse et d'albacore. La réintroduction des senneurs en 1997, la coopération entre les senneurs et les canneurs et l'utilisation croissante des transporteurs à des fins de transbordement en mer ont donné lieu à une pêcherie complexe, dans laquelle l'origine du poisson est souvent difficile à déterminer. Il n'existe actuellement aucun indice de CPUE fiable pour cette pêcherie pour la période récente.

3.3.2 Senne dans l'Atlantique ouest

On a utilisé les CPUE standardisées estimées à la dernière réunion du Groupe de travail de l'Albacore à Cumaná, Venezuela (2000) pour la période 1987-1999 (cf. dernier Rapport détaillé de l'albacore SCRS/2000/022, Appendice 4). Aucune actualisation n'a été possible en raison du manque de données détaillées d'origine.

3.3.3 Indices de la palangre, canne et moulinet et canne

Plusieurs indices de CPUE étaient disponibles pour leur inclusion dans les analyses d'évaluation de pêcheries autres que les senneurs. Tous les indices étaient standardisés en utilisant le modèle GLM mais différaient quant au postulat de la distribution d'erreur (log-normale ou Poisson). Plusieurs facteurs élémentaires étaient communs (l'année, la saison et la zone, par exemple) et d'autres facteurs étaient particuliers à chaque cas.

Le document SCRS/2003/056 présente un indice pour la flottille palangrière japonaise (1965-2001), en nombre de poissons, en utilisant, outre les facteurs communs, des facteurs environnementaux tels que la température à la surface de la mer et la profondeur de la thermocline. Une nouvelle définition de la zone et du modèle (couvrant tout l'Océan Atlantique) a été utilisée afin d'incorporer de façon plus complète la distribution de l'effort palangrier et de la CPUE spécifique de la taille. L'indice présente une plus grande variabilité dans les années 1960 et 1970 que durant les vingt dernières années les plus récentes. Le document SCRS/2003/054 présente les indices issus du programme d'observateur de la flottille palangrière du Venezuela (1991-2002), en biomasse et en nombre de poissons, utilisant les variables particulières suivantes : moment et profondeur de la pêche. Les intervalles de confiance pour cet indice sont relativement larges, ce qui pourrait être dû à l'inclusion d'effets aléatoires dans le modèle. Deux indices ont été présentés pour la palangre pélagique des Etats-Unis de 1981 à 2002 (SCRS/2003/060) utilisant les caractéristiques de l'engin et de la pêche, en nombre de poissons, à l'aide des livres de bord et en biomasse à l'aide des enregistrements de débarquements des mareyeurs. Pour la pêcherie palangrière du Mexique et des Etats-Unis dans le Golfe du Mexique (1992-2002), un indice combiné en nombre de poissons a été présenté (SCRS/2003/061), se basant sur les données d'observateurs disponibles du Mexique (1994-2001) et des Etats-Unis (1992-2002). Les variables particulières utilisées incluaient la température à la surface de la mer et l'heure du début de l'opération de pêche. L'indice présente une forte variabilité au cours de la première année. Un indice de biomasse pour la pêcherie palangrière brésilienne (1975-2001) a été calculé durant la réunion en se fondant sur les données et les analyses préliminaires soumises par les chercheurs brésiliens qui n'étaient pas en mesure d'assister à la réunion (**Appendice 4**). L'identificateur de la flottille et du poisson ciblé était spécifique à cette analyse, tout comme un grand nombre de termes d'interaction.

Le document SCRS/2003/062 faisait état de l'indice de la canne et moulinet des Etats-Unis en nombre de poissons pour la pêcherie de Virginie-Massachusetts (1986-2002), lequel présentait une forte variabilité. Ce modèle prenait en compte les facteurs particuliers tels que le type de bateau, le type d'entretiens (à quai ou par téléphone) et la méthode de pêche. Compte tenu des inquiétudes suscitées par cette forte variabilité, laquelle pourrait refléter des changements de la disponibilité (une autre explication pourrait être d'importants changements de la distribution de prise par âge d'une année sur l'autre), le Groupe a décidé de ne pas utiliser cet

indice dans le cas de base pour les modèles d'évaluation mais de le prendre en considération dans les analyses de sensibilité de la VPA.

Lors de la réunion, un indice de la biomasse a également été calculé pour la pêcherie de canneurs brésiliens (1982-2001), se basant sur les données et analyses préliminaires soumises par les chercheurs brésiliens (**Appendice 5**). Le Groupe s'est dit préoccupé par le fait que les fluctuations de cet indice pourraient refléter des changements de ciblage plutôt que d'abondance. Le Groupe a toutefois décidé d'utiliser l'indice dans les modèles, à l'exception des modèles de production dans lesquels les indices individuels n'ont pas été utilisés. Un indice des canneurs (non standardisé) a été créé pour la pêcherie de Dakar durant la réunion. Le Groupe a cependant estimé que celui-ci ne serait pas forcément représentatif de l'abondance car des changements connus survenus dans la pêcherie affectaient vraisemblablement les taux de capture mais n'avaient pas été pris en compte. Il a donc été décidé de ne pas prendre en compte cet indice dans les modèles d'évaluation.

Les indices disponibles sont présentés au **Tableau 5** et illustrés à la **Figure 13**.

3.4 Paramètres de population biologiques

Le document SCRS/2003/063 présentait de nouvelles informations provenant d'une étude génétique sur l'albacore du Golfe de Guinée et du Golfe du Mexique. L'analyse phylogénétique des séquences conjointement avec le génotypage comparatif de 4 loci microsatellites ont révélé la présence de fratries dans plusieurs coups de filet d'échantillonnage pour les thonidés juvéniles. Compte tenu du haut niveau de diversité génétique aux loci mitochondriaux et microsatellites, la probabilité de ce type d'échantillonnage est extrêmement faible et la meilleure explication est un produit de la reproduction inégal chez certaines femelles. L'augmentation de la vulnérabilité des albacores juvéniles aux pêcheries de l'Atlantique pourrait engendrer de graves conséquences pour l'intégrité génétique de la population s'il est confirmé que les niveaux de divergence de reproduction sont importants. De nouvelles études sont nécessaires.

En l'absence de nouvelles données sur ces paramètres, le Groupe a considéré que les valeurs des paramètres biologiques utilisées dans les évaluations antérieures devraient être utilisées pour toutes les analyses de cette année. Les valeurs utilisées sont répertoriées au **Tableau 6**.

3.5 Résultats de l'évaluation du stock

3.5.1 Résultats du modèle de production

– Questions générales

Le Groupe a décidé d'utiliser deux modèles de production non équilibrée ; un modèle de production multi-flottilles employé dans l'évaluation précédente (SCRS/2000/037) ainsi que le modèle ASPIC (Prager 1994) dernière version (4.45 bêta) qui permet d'utiliser un modèle de production généralisé. Ces modèles fournissent des informations complémentaires, telles que les tendances de la biomasse et les points de référence basés sur la biomasse, si on les compare aux modèles de production équilibrée, le modèle PROFIT, par exemple. Ce dernier est toujours appliqué car, outre sa simplicité et le nombre inférieur de postulats, ce modèle est plus à même de comparer les dernières évaluations avec les précédentes.

Un document de travail a été présenté (SCRS/2003/059) à la réunion, lequel appliquait un modèle de production excédentaire à l'albacore de l'Atlantique. Un modèle logistique de Schaefer a été ajusté au ratio entre la prise et les prises accumulées, en tant qu'indice approchant de la série de capture par unité d'effort. Le Groupe a considéré que la méthode était très utile lorsque les données d'effort ne sont pas disponibles. Plusieurs séries d'effort sont disponibles pour l'albacore de l'Atlantique et les méthodes se basant sur l'effort de CPUE devraient donc mieux fonctionner et fournir davantage d'informations sur les tendances et l'état du stock. Par conséquent, le modèle n'a pas été utilisé aux fins de l'évaluation. Il est toutefois intéressant de noter que l'estimation de la production excédentaire pour 2003 (142.317) qui utilisait cette approche était très similaire aux estimations de la PME obtenues à l'aide d'autres approches (**Tableau 9**). Les autres estimations étaient moins similaires ($K = 3.772.500 \text{ t}$; $B_{MSY} = 1.886.250 \text{ t}$; $F_{MSY} = 0,755$; $r = 0,1509$).

– Modèle de production équilibrée

Le modèle PROFIT a été ajusté aux données en utilisant les mêmes données de l'indice des senneurs que celles utilisées dans les évaluations précédentes (Madrid, 1998 et Cumana, 2000) : l'indice de biomasse des senneurs

de la CE (CE-PS) corrigé pour la période 1970-1998. On a utilisé le nouveau jeu de données de la prise totale d'albacore de la Tâche I de 1970 à 2001 (**Tableau 1**).

La prise totale de 2001 s'élevait à 159.000 t, avec un effort estimé de 58.300 jours de pêche standard. Tous les passages ont été réalisés avec un effort pondéré ($k=4$).

Passage 1: En prenant comme postulat le modèle de Fox, la nouvelle estimation de la PME était de 161.300 t, avec $F_{PME} = 67.090$ jours de pêche standard (14% de plus que l'effort actuel).

Passage 2: En prenant comme postulat le modèle de Schaefer, la nouvelle estimation de la PME était de 154.400 t, avec $F_{MSY} = 51.312$ jours de pêche standard (13% de moins que l'effort actuel).

Dans les deux cas, la production réelle était très proche de la PME et l'effort estimé pour 2001 se situait au-delà (Schaefer) ou en deçà (Fox) de F_{PME} . Les principaux résultats des deux cas sont présentés à la **Figure 14**. Comme pour les analyses de sensibilité, les estimations ont été effectuées avec un indice CE-PS non corrigé et un indice combiné appliqué à la période 1980-2001 (il a été impossible d'estimer la période précédente 1970-1979). Les résultats de ces analyses de sensibilité concordaient avec les résultats utilisant l'indice CE-PS corrigé (**Tableau 7**).

– Modèle de production non-équilibrée

Les séries de prise et d'effort ont été analysées à l'aide du modèle ASPIC. Différents passages ont été réalisés avec tous les indices de CPUE disponibles (Cf. **Tableau 5**) et des prises correspondantes. Le modèle a présenté de grandes difficultés pour analyser ce jeu de données au vu de la corrélation négative dans certaines séries. Une analyse simplifiée a été réalisée, laquelle utilisait un indice de CPUE combiné (développé comme expliqué à l'**Appendice 6**) qui concordait alors avec la prise totale déclarée.

On a étudié une gamme de valeurs d'entrées éventuelles affectant le comportement du modèle (**Tableau 8**), principalement des limites de recherche des paramètres estimés (PME, K , q et m). Différents passages ont également été effectués avec des séries de données remontant à 1950 (début des séries de données ICCAT), 1957 (première année avec d'importantes prises déclarées) et 1970 (début de l'indice de CPUE combiné). Dans ce dernier cas, une gamme de valeurs pour le ratio B_{1970}/K a été explorée.

Certains résultats (PME, K et m) concordaient généralement avec les évaluations précédentes et étaient stables durant les tests de sensibilité réalisés (**Tableau 9**). En revanche, le diagnostic de l'état du stock ne semblait pas concorder avec les autres résultats et présentait un schéma évident de surexploitation pour les dix dernières années. Les tendances de la biomasse, de la mortalité par pêche, de la production observée et de la production escomptée sont présentées à la **Figure 15**.

– Modèle de production non-équilibrée multi-flottilles

Le modèle de production non-équilibrée multi-flottilles postulant des erreurs d'observation et de procédure présenté à la réunion du Groupe de travail ICCAT sur les méthodes d'évaluation (SCRS/2003/037) a été ajusté aux données sur l'albacore en utilisant les prises et l'effort de 9 flottilles différentes (**Figure 13**). Les distributions a priori appliquées dans l'évaluation précédente ont légèrement été modifiées en augmentant les variations des paramètres considérés comme moins connus. La spécification du modèle et les nouvelles distributions a priori figurent au **Tableau 8**.

Deux autres séries de données ont été prises en considération pour ce modèle : la première couvrait la totalité du jeu de données disponibles de l'ICCAT (depuis 1950), et la seconde débutait en 1957 (première année où des prises importantes étaient enregistrées). Les estimations des quantités absolues (K , B_{PME} et F_{PME}) différaient de 20%-40% alors que les quantités relatives F/F_{PME} et B/B_{PME} ne différaient que de 8%-10%. Le second passage était considéré comme le cas de base car les prises de 1950-1956, le début de la pêcherie, étaient extrêmement faibles et pourraient donc ne pas indiquer les prises potentielles dans le contexte d'une biomasse vierge.

Bien que les estimations de la PME calculées d'après les modèles ASPIC et multi-flottilles soient assez proches, les modèles diffèrent fortement en ce qui concerne l'estimation de l'état du stock actuel. L'estimation multi-flottilles de la biomasse actuelle est supérieure de 10% à B_{PME} alors que la biomasse actuelle du modèle ASPIC est inférieure de 27% à B_{PME} . La mortalité par pêche actuelle semble dépasser F_{PME} de 2% pour le modèle multi-flottilles et de 46% pour le modèle ASPIC (**Tableau 9**). Les tendances de la biomasse, de F et de la production sur la période sont présentées à la **Figure 16**. Les deux modèles s'ajustaient parfaitement aux débarquements

observés. Les tendances de la capturabilité par flottille estimées par le modèle multi-flottilles sont présentées à la **Figure 17**.

En comparant les résultats des modèles de production excédentaire et de la VPA (**Figure 18**), les ratios de B/B_{PME} et F/F_{PME} suivent la même tendance. Ces trois modèles estiment que la mortalité par pêche actuelle se situe aux alentours de la valeur atteinte en 1992. Cela concorde avec le fait que la prise totale de Tâche I de 2001 est très proche de la prise de 1992. L'analyse de production par recrue indique que les paramètres de la relation production-effort estimés par le modèle multi-flottilles sont plus représentatifs des réponses du stock à la pression de pêche.

3.5.2 Modèles structures par âge

– Analyses VPA

Le document SCRS/2003/057 analyse l'application de diverses options de modélisation de la VPA au jeu de données utilisé en 2000. Ce document étudie également les implications du remplacement de la série de CPUE palangrière japonaise et de la prise par âge utilisée en 2000 par celles présentées dans les documents SCRS/2003/056 et SCRS/2003/055. L'une des conclusions de l'étude était que les résultats étaient sensibles au postulat formulé pour la modélisation de la dynamique du groupe plus (âge 5+). Les auteurs estimaient notamment que les ratios de F devraient être estimés indépendamment chaque année.

Le Groupe de travail a utilisé le logiciel VPA-2BOX (Version 3.01) avec les données de prise par âge (**Tableau 4**), les indices d'abondance disponibles (**Tableau 5** : Brésil BB, Brésil LL, Japon LL, USA-Golfe Mexique LL, USA LL pélagique, USA canne et moulinet (utilisés pour le Passage 1 seulement), Venezuela LL, Venezuela PS, et CE PS) ainsi que des postulats biologiques (Point 3.4 et **Tableau 6**).

Neuf passages ont été effectués en se fondant sur les spécifications fournies au **Tableau 10**. Les divers passages sont des variations autour du Passage 1. En se basant, en partie, sur des suggestions émises dans le document SCRS/2003/057, ce passage estime un déplacement aléatoire des ratios de F durant la période. Cette option accorde une certaine flexibilité au modèle aux fins d'un meilleur ajustement des données mais ne nécessite pas l'estimation de tous les ratios de F comme valeurs indépendantes (voir Passage 9), ce qui pourrait générer un surparamétrage. Le Passage 1 inclut également une contrainte ne permettant pas de fortes fluctuations du recrutement pendant les 4 années les plus récentes.

Le **Tableau 11** fait état de statistiques provisoires pour les différents passages. Des différences apparaissent dans ces statistiques étant donné que certains passages s'ajustaient mieux aux données que d'autres. Le Groupe a également étudié les ajustements aux deux séries de CPUE les plus longues ainsi que les courbes des résultats récapitulatifs. Les plus grandes différences qualitatives du Passage 1 ont été observées lorsque les ratios de F ont été établis à 1,0. Il est patent que les données favorisent fortement les ratios de F établis à 0,2 d'environ, probablement en raison de la procédure de découpage des âges. Le Passage 3, spécifié par un ratio F constant, estimait une valeur de 0,22.

En se basant sur les analyses préliminaires, le Groupe de travail a adopté le Passage 1 comme le cas de base. Les résultats (**Tableau 12**, **Figures 19, 20**, **Appendice 7**) portent à croire que la biomasse reproductrice² a diminué et a fluctué depuis 1970. La tendance décroissante de la mortalité par pêche depuis le début des années 1990 semble avoir été inversée, F approchant le niveau de 1992 durant les années les plus récentes. Toutefois, on doit garder à l'esprit que ces estimations sont très incertaines. Des résultats standard approximatifs pour le Passage 1 ont été obtenus par bootstrap (100 passages en ré-échantillonnant les valeurs résiduelles). Les CV pour les valeurs de F par âge en 2001 ont varié entre 11% et 25%.

3.6 Production et géniteur par recrue

Le Passage 1 de la VPA a été développé comme cas de base et ses sélectivités estimées ont été utilisées dans les analyses de production par recrue et de biomasse reproductrice par recrue. L'âge de la maturité a été défini comme en arête vive à l'âge 3. Les poids au début du premier trimestre ont été utilisés pour les poids par âge du stock reproducteur alors que les poids au début du troisième trimestre ont été employés pour les poids par âge de la prise (**Tableau 13**). Afin d'éviter des biais dans les estimations des valeurs par recrue, des calculs ont été réalisés jusqu'à l'âge 11.

² SSB a été calculée sans le logiciel VPA-2BOX, comme suggéré dans SCRS/2003/057. Voir l'Appendice 7 (Tableau A7.3).

Les estimations du Passage 1 de F_{99-01} , F_{PME} , F_{MAX} et $F_{0.1}$ et la production par recrue correspondante sont présentées au **Tableau 14**. F_{MAX} et F_{99-01} sont très similaires, avec des estimations de production par recrue pratiquement identiques. F_{PME} est inférieure de 12% environ à F_{MAX} et F_{99-01} mais génère une production par recrue inférieure de 0,5% seulement. $F_{0.1}$, qui est inférieure de 25% à F_{PME} , n'est inférieure que de 4,2% à la production par recrue à F_{PME} (**Figure 21**). La pêche à l'un de ces niveaux de F engendre des productions en conditions d'équilibre qui sont conformes à toutes les estimations du modèle de la PME et se situent à environ 8% en deçà du niveau actuel de la prise de Tâche I pour 2001 (159.156 t). La biomasse reproductrice par recrue découlant d'une pêche à long terme à F_{PME} , F_{MAX} , et F_{PME} est comprise entre 0,22-0,26 et 0,35 pour $F_{0.1}$.

Les valeurs de F qui réduisent la population à 30% et 40% du stock vierge de géniteurs par recrue ($F_{30\%SPR}$ et $F_{40\%SPR}$) ainsi que la production par recrue résultante sont également présentées au **Tableau 14**. La production par recrue à $F_{30\%}$ n'est inférieure que de 1,5% à YPR à F_{MSY} et $F_{40\%}$ est inférieure de 8,5%. Les productions en conditions d'équilibre respectives sont inférieures de 7,5% et 13,1% à la prise de Tâche I en 2001.

Le Groupe n'a pas pris en compte les scénarios d'autres sélectivités.

3.7 Projections

Ni le modèle PRODFIT ni le modèle de production multi-flottilles n'a été en mesure de réaliser de projection. ASPIC pouvait exécuter des projections mais le Groupe n'a pas accepté les résultats du modèle de base ASPIC (A5) qui indiquaient une surpêche d'environ 20% depuis 1991 et de près de 50% en 2001 (**Tableau 9**). Compte tenu de la similitude de toutes les estimations de la PME, qui sont légèrement en deçà de la prise totale de Tâche I la plus récente, il est possible que le stock soit déjà pêché à un niveau soutenable ou légèrement au-delà de ce niveau. On s'attend donc à ce que les projections indiquent un déclin continu du stock si les niveaux actuels de capture restent similaires ou augmentent.

Trois jeux de projections ont été exécutés pour le modèle de base de VPA : en utilisant (1) $F_{PME} = 0,8$; (2) $F_{1992}=0,96$; (3) $F_{0.1}=0,55$. Les projections ont été réalisées pour 10 années, à partir de 2001 avec 100 bootstraps. L'âge moyen du Groupe plus a été fixé à 5,193 pour les projections et la courbe de croissance n'a pas été utilisée car le logiciel de projection ne permettait pas un modèle de croissance avec un paramètre 5. Les paramètres de géniteur par recrue ont été établis. La relation du stock-recrutement postulée pour les projections était la suivante :
$$R = \frac{76919894}{14731.194 + S} \cdot S$$

Les résultats des projections sont tels que prévus, la projection 3 présentant une tendance à la hausse de la biomasse et les projections 1 et 2 présentant des tendances à la baisse (**Figure 22** et **Tableau 15**). La projection 3 établissait $F_{0.1} = 0,55$, ce qui est inférieur à F_{PME} , et permettait donc à la population d'augmenter. Cela est reflété dans la projection de la production, qui après une diminution de 2 ans (due à la réduction de F par rapport à la valeur de 2001), augmentait avec des fluctuations. Vers 2011, la production moyenne était de 136.650 t avec une gamme de [99.020 – 186.000 t]. Les valeurs moyennes de F/F_{PME} et B/B_{PME} étaient de 0,8 et 1,58 respectivement en 2011. Pour la projection 1, F était établie à la valeur estimée de $F_{PME} = 0,8$. En fait, la véritable valeur de F_{PME} était 0,7239, et donc la valeur utilisée pour cette projection était légèrement supérieure à la vraie valeur de F_{PME} . Cela explique pourquoi les estimations moyennes de F/F_{PME} étaient régulièrement supérieures à 1 et les estimations de B/B_{PME} étaient régulièrement inférieures à 1. Des limites de pseudo-confiance pour B/B_{PME} indiquent que ce ratio pourrait prendre comme postulat une valeur inférieure ou supérieure à 1 chaque année de la projection. La projection 2 établissait F à l'estimation de la VPA de $F_{992}=0,96$. Cette valeur est bien supérieure à F_{PME} , et par conséquent engendre des productions décroissantes, avec des fluctuations, après les deux premières années. La valeur moyenne pour la dernière année de production est 137.700 t. Les valeurs moyennes de F/F_{PME} et B/B_{PME} sont 1,385 et 0,681, même si les limites de pseudo-confiance pour B/B_{PME} indiquent que ce ratio pourrait être supérieur ou inférieur à 1 chaque année de la projection.

Même si l'estimation moyenne de la production de la dernière année est similaire pour les trois passages, cette valeur reflète la ponction d'une population en déclin pour les projections 1 et 2, et les productions futures pourraient diminuer encore davantage. Par ailleurs, la production finale de la projection 3 reflète la ponction d'une population en augmentation et les futures productions pourraient augmenter davantage. La pêche à un niveau correspondant à F dans la gamme de 0,55-0,7239 pourrait générer une population stable ou en légère augmentation.

Le Groupe a noté que les échelles de SSB de la dernière année de VPA-2BOX et de la première année de PRO-2BOX (2001) ne concordaient pas (cette valeur est présentée au **Tableau 15**). Le Groupe a estimé que cela

n'affecterait probablement pas les tendances des projections mais il a sollicité la vérification des projections avant la réunion du SCRS de 2003.

4 Facteurs environnementaux

Les influences environnementales n'ont pas constitué un sujet de discussion particulier pendant la réunion, même si les facteurs environnementaux ont été pris en compte dans le calcul de nombreux indices d'abondance. Un large exposé des influences environnementales figure dans le Rapport détaillé de l'évaluation de 2000 (SCRS/2000/022).

5 Effets des réglementations actuelles

En 1973, la Commission a adopté une réglementation qui imposait une taille minimale de 3,2 kg pour l'albacore, avec une tolérance de 15% en nombre de poissons, par débarquement. Cette réglementation n'a pas été respectée car la proportion d'albacore de moins de 3,2 kg dans les débarquements dépassaient largement 15% par an dans les pêcheries de senneurs et de canneurs. En se fondant sur la composition spécifique des prises et les données de prise par taille disponibles durant l'évaluation de 2003, les prises annuelles en nombre se situaient entre 54% et 72% d'albacore sous taille pour les senneurs et entre 63% et 82% de poissons sous taille pour les canneurs pour la période 1997-2001. Les débarquements de poissons sous taille étaient surtout réalisés dans les pêcheries équatoriales. Il est malheureusement peut-être difficile de réduire de façon importante les prises de poissons sous-taille dans ces pêcheries car les petits albacores sont surtout associés aux listaos, notamment quand la pêche est pratiquée sous objets flottants ; il est donc difficile d'éviter la capture de petits albacores lorsque l'on capture du listao, ce dernier étant une composante importante des prises de la flottille des senneurs dans l'Atlantique est (équatorial). Le Groupe suggère que le SCRS et la Commission envisage la possibilité de maintenir la réglementation de la taille minimale de 3,2 kg.

En 1993, la Commission a recommandé « de ne pas augmenter le niveau de l'effort de pêche effectif exercé sur l'albacore de l'Atlantique au-delà du niveau qui a été observé en 1992 ». Comme l'indique la mortalité par pêche, l'effort effectif semble être proche ou dépasser les niveaux de 1992 (**Figure 18**).

Le Groupe n'a pas pris en compte les effets du moratoire à la pêche sous DCP car cette analyse sera réalisée lors des réunions du Groupe d'espèces de septembre 2003.

6 Recommandations

6.1 Statistiques et recherche

- 1) La poursuite des programmes de recherche sur la structure de la population d'albacore, y compris la structure génétique, est intéressante et utile afin de mieux appréhender l'état du stock. Des programmes de recherche doivent être menés afin de valider la courbe de croissance utilisée pour l'albacore et les limites utilisées pour le découpage.
- 2) Des analyses de simulation doivent être menées afin d'évaluer l'impact de l'utilisation du découpage de cohortes en prenant comme postulat une seule date de naissance, lorsque la reproduction a lieu durant une saison prolongée.
- 3) La base de données de marquage disponible devrait être analysée afin de déterminer si elle peut nous permettre de comprendre la structure du stock, la mortalité naturelle, la croissance, etc.
- 4) Il est essentiel que les pays soumettent leurs données en temps opportun. Lors de la réunion, les données de Tâche I officiellement déclarées pour 2002 ne totalisaient que 25.854 t (16% du volume déclaré pour 2001). Par conséquent, le Groupe a réalisé les analyses avec 2001 comme dernière année de données uniquement.
- 5) La standardisation des indices de CPUE devrait être toujours réalisée avant la réunion afin que les participants puissent optimiser le temps consacré à l'évaluation.
- 6) Les indices d'abondance doivent être développés pour les classes d'âge les plus jeunes.

7 Autres questions

7.1 Examen des aspects pertinents de la Réunion pour l'amélioration de la collecte des statistiques de pêche du Ghana de 2003 (SCRS/2003/010)

Compte tenu de l'importance des pêcheries thonières du Ghana et des difficultés rencontrées avec son système de collecte des données sur les pêches, le Comité a recommandé à sa dernière réunion qu'un groupe d'experts du SCRS, conjointement avec les autorités de pêche ghanéennes, étudie les mesures pouvant être prises afin d'aider ce pays en ce qui concerne la collecte et la transmission des données.

Au vu de ce mandat, une réunion a été tenue à Tema en février 2003 en vue d'évaluer la situation avec les chercheurs et les professionnels ghanéens et de proposer des mesures visant à améliorer le schéma d'échantillonnage. Plusieurs recommandations ont été formulées et on a proposé de mener une étude pilote de trois mois, avec les fonds du BETYP, utilisant les deux méthodes (échantillonnage avant ou après le tri des poissons par catégories espèce-taille) afin de les comparer et d'évaluer leur précision par rapport au schéma d'échantillonnage précédent. Un rapport sur les progrès réalisés faisant état des résultats de l'échantillonnage et des difficultés potentielles présenté tous les 15 jours a été requis afin de permettre aux scientifiques de l'ICCAT de poursuivre leurs travaux et d'émettre un avis si nécessaire.

Cette étude pilote a démarré en avril et des rapports ont été régulièrement soumis. Il a été prévu qu'une mission sur le terrain menée par un technicien expérimenté d'Abidjan ait lieu du 9 au 14 juin afin d'examiner comment les recommandations formulées ont été mises en pratique. L'information est toujours incomplète et une synthèse de cette activité est prévue pour le Groupe d'espèces tropicales en octobre 2003.

7.2 Résumé exécutif provisoire

Le Groupe a rédigé le Résumé exécutif en préparation pour la Plénière du SCRS de 2003.

8 Adoption du rapport et clôture

Le Président a remercié les hôtes mexicains pour leur généreuse invitation et l'organisation des sessions. Le Président a également remercié les participants pour tout le travail accompli. Le rapport a été adopté durant la réunion et la réunion a été levée.

SESIÓN DE EVALUACIÓN ICCAT 2003 DEL STOCK DE RABIL

(Mérida, México, 21-26 de julio de 2003)

RESUMEN

Se llevó a cabo una evaluación de stock para el rabil del Atlántico que incluía un examen de su biología, una descripción de las pesquerías, un análisis del estado de los stocks y perspectivas y un análisis del efecto de las regulaciones actuales y recomendaciones respecto a estadísticas, investigación y ordenación.

PALABRAS CLAVE

Evaluación de stock, pesquerías de atún, rabil

1 Apertura, adopción del orden del día y disposiciones para la reunión

1.1 Apertura de la reunión

La reunión fue inaugurada por el Dr. Rafael Solana-Sensores, del Instituto Nacional de Pesca de México, país que acogió la reunión, quien dio la bienvenida a Uxmal a los participantes. El Dr. Solana resaltó la importancia que México concede al trabajo científico de ICCAT y las contribuciones que se estaban realizando mediante la investigación y los esfuerzos de recopilación de datos, como por ejemplo el programa de observadores. El Dr. Víctor Restrepo, de la Secretaría de ICCAT, agradeció al Dr. Solana-Sensores y al Gobierno de México su amable oferta de acoger la reunión y la organización logística de la misma. La Lista de participantes se adjunta como **Apéndice 2**.

1.2 Adopción del orden del día

El Dr. Craig Brown (Estados Unidos), relator del rabil, presidió la reunión. El Orden del día (**Apéndice 1**) se adoptó sin cambios. Sin embargo, se decidió que la estructura del informe seguiría una presentación ligeramente diferente¹. Los siguientes participantes ejercieron las funciones de relatores para las diferentes secciones: V. Restrepo (puntos 1, 3.5.2, 7.2, 8; Apéndices 1, 2, 3, 6), J. Ariz y A. Delgado (punto 2), T. Talley-Farnham (punto 3.1), D. Gaertner (puntos 3.2, 3.3.2), R. Pianet (puntos 3.3.1, 3.5.1, 7.1), R. Urbina-Pastor (punto 3.3.3), J. Vaca (punto 3.3.3), K. Drew (punto 3.4), P. Pallarés (punto 3.5.1), I. Mosqueira (punto 3.5.1), E. Brooks (puntos 3.6 y 3.7), C. Brown (puntos 3.2, 4-6), y S. Calay (Apéndices 4, 5, 7).

Los participantes acordaron que durante las Reuniones de los Grupos de Especies de 2003, en septiembre de 2003, se realizaría un análisis de las implicaciones de la moratoria sobre el uso de DCPs para el rabil.

La lista de documentos presentados en la reunión se adjunta como **Apéndice 3**.

2 Descripción de pesquerías

2.1 Descripción de pesquerías

El rabil se captura en todo el océano Atlántico tropical, entre 45° N y 40° S, con artes de superficie (cerco, cebo vivo y liña de mano) y con palangre (**Figura 1**). En la **Tabla 1** se presentan los desembarques por bandera y por arte.

¹ Tras la reunión, a petición de la Secretaría, el presidente acordó que el informe se reestructuraría para adaptarse a las nuevas Directrices de publicación, siempre y cuando el contenido del informe se mantuviese sin cambios.

Cebo vivo. En el Atlántico este, las pesquerías de cebo vivo explotan concentraciones de rabiles juveniles en cardúmenes mixtos con patudo y listado. Existen varias pesquerías de cebo vivo que operan en la costa africana. La más importante, en términos de niveles de captura, es la pesquería de cebo vivo con base en Tema, que opera en las aguas costeras de Côte d'Ivoire, Ghana, Sierra Leona y Cabo López. El peso medio del rabil capturado por la pesquería de cebo vivo de Ghana es de 2,5 Kg. Existe otra pesquería de cebo vivo con base en Dakar que comenzó a operar en 1956 en las zonas costeras de Senegal y Mauritania. Otras pesquerías de cebo vivo operan en los diferentes archipiélagos del Atlántico (Azores, Madeira, islas Canarias y Cabo Verde), y dirigen su actividad a diferentes especies de túnidos, entre ellos el rabil, dependiendo de la estación. El peso medio del rabil capturado por estas flotas es muy variable (entre 7 y 30 Kg.). Desde comienzos de los noventa, algunas flotas de cebo vivo han operado utilizando diferentes métodos. La flota de Ghana empezó a utilizar objetos flotantes, mientras que las flotas en Dakar y las islas Canarias utilizan el propio barco a modo de objeto flotante bajo el cual se concentran varias especies de túnidos, incluido el rabil.

En el Atlántico oeste, los barcos de cebo vivo de Venezuela y Brasil dirigen su actividad al rabil y también hacia el listado y otros pequeños túnidos

Cerco. En el Atlántico este las pesquerías de cerco comenzaron a operar en 1963 y se desarrollaron con rapidez a mediados de los setenta. Inicialmente operaban en aguas costeras y gradualmente fueron extendiéndose hasta llegar a alta mar. Los cerqueros capturan rabiles grandes en la región ecuatorial durante el primer trimestre del año, coincidiendo con la zona y temporada de desove. También capturan rabil pequeño asociado con listado y patudo. Desde comienzos de los noventa, varias flotas de cerco (Francia, España, Ghana y NEI) operan con objetos, y con este método se captura entre el 45 y 55% de la captura total, mientras que antes, la proporción de capturas realizadas con este método suponía un 15% del total. La pesca con objetos flotantes se produce sobre todo en el primer y cuatro trimestre del año, y la especie dominante es el listado (**Tabla 2**), junto con cantidades menores de rabil y patudo. La composición de los cardúmenes asociados a objetos flotantes difiere en gran medida de la de los cardúmenes libres. Las capturas de rabil de esta pesquería responden de entre el 14 y 21% de la captura total entre los años 1991 y 2002 (19% en 2002 para las flotas francesa, española y NEI). Hay muchos cerqueros de la flota de Ghana que están estrechamente asociados con barcos de cebo vivo, con o sin objetos; tras congelar su captura, ésta se transborda en alta mar a los barcos de cebo vivo de la misma compañía, de tal modo que el cerquero sólo tiene que regresar a puerto cada tres meses. Esto explica el elevado nivel de capturas de esta flota. La pesquería de cerco del Atlántico este muestra una distribución bimodal en las clases de talla, con modos cercanos a 50 cm y 150 cm, pero con muy pocas tallas intermedias y una alta proporción de peces grandes (más de 160 cm). El peso medio del rabil capturado por las flotas de cerco es 18 Kg. (2002).

En el Atlántico oeste, las pesquerías de cerco, que tenían un carácter esporádico entre 1970 y 1980, han operado en zonas costeras desde 1980, al Norte de la costa de Venezuela y en el Sur de Brasil. Las tallas presentan una gama inferior a las de las capturas del este (de 40 a 140 cm), y la mayoría presenta una talla intermedia. El rabil no es la especie objetivo de estas flotas.

Palangre. La pesquería de palangre comenzó a finales de los cincuenta, y pronto adquirió importancia, con capturas significativas realizadas a comienzos de los sesenta. Desde entonces, las capturas han descendido gradualmente. Las pesquerías de palangre que capturan rabil operan en todo el Atlántico (**Figura 1**). El grado de direccionamiento hacia el rabil varía en función de las diferentes flotas de palangre. En el Golfo de México, los palangreros estadounidenses y mexicanos dirigen su actividad al rabil. Los barcos venezolanos también dirigen su actividad al rabil, al menos de forma estacional. Por el contrario, a comienzos de los ochenta, los barcos japoneses y de Taipei Chino empezaron a cambiar de especie objetivo abandonando el atún blanco y el rabil y dirigiendo su actividad al patudo mediante la utilización del palangre de profundidad.

2.2. Capturas

La **Tabla 1** y las **Figuras 2-5** muestran el desarrollo de las capturas de rabil en el Atlántico este, Atlántico oeste y Atlántico total. En 2001, las capturas totales de rabil ascendieron a 159.156 t, un incremento del 20% con respecto a 2000.

Cebo vivo. La captura total de este arte para todo el Atlántico ascendió a 25.201 t. Las capturas totales de los barcos de cebo vivo se mantuvieron relativamente estables durante el periodo observado, en torno a 15.000 t en el Atlántico este (**Figura 3**), aunque en 2001 las capturas alcanzaron casi las 20.000 t. El desarrollo ha sido diferente para las diferentes pesquerías. Los barcos de Angola, Cabo Verde y Japón, que realizaron importantes capturas en el primer periodo de la pesquería (1961-1975), han visto descender sus capturas, mientras que otras pesquerías han incrementado las suyas, como es el caso de los barcos de cebo vivo de Ghana, cuyas capturas se

han incrementado de un modo espectacular, superando las 30.000 t en 2001. Los documentos SCRS/2003/058, SCRS/2003/066, SCRS/2003/067 y SCRS/2003/117 muestran los diferentes datos estadísticos para la flota FIS, las pesquerías de las Islas Canarias, tropicales españolas, europea total y NEI; respectivamente.

En el Atlántico oeste (**Figura 4**) las capturas de cebo vivo comenzaron en 1974, y se incrementaron de forma regular, pasando de 1.300 t en 1974 a 7.000 t en 1994, y descendiendo después hasta 5.000 t en los últimos años.

Cerco. Las capturas de rabil de esta flota ascendieron a 103.326 t para todo el Atlántico en 2001. Las capturas de cerco en el Atlántico este (**Figura 3**) se incrementaron de forma espectacular en los primeros años de la pesquería, pasando de 10.000 en los sesenta a 100.000 en 1980, estabilizándose en ese nivel hasta 1983, para después descender hasta la mitad en 1984, como resultado del drástico descenso en el esfuerzo que se produjo tras la caída del rendimiento de los rabiles grandes, debido sobre todo a que las flotas cerqueras francesa, española y NEI abandonaron dicha pesquería. Después, las capturas volvieron a incrementarse, con un récord en 1990 de más de 127.000 t, seguido de una tendencia decreciente en los años siguientes, alcanzando en 2001 una cifra de 89.000 t. La pesquería de cerco de Ghana ha vuelto a empezar a comunicar capturas, tras un periodo de varios años (1988 a 1995) sin capturas. En 2001, las capturas ascendieron a 13.000 t. Los documentos SCRS/2003/058, SCRS/2003/067 y SCRS/2003/117 presentan datos estadísticos para las pesquerías de cerco FIS; española, europea y NEI.

En el Atlántico oeste (**Figura 4**), las capturas se incrementaron desde el comienzo de la pesquería en los sesenta hasta 1985, año en que llegaron a 21.000 t. Las capturas en los años subsiguientes muestran considerables variaciones debido a que parte de esta flota se trasladó al océano Pacífico. Las capturas en 2001 se situaron en torno a 14.000 t. Las capturas más importantes en el Atlántico oeste corresponden a la pesquería de cerco venezolana (respondiendo algunos años del 100% del total).

Palangre. Tras un máximo de más de 50.000 t alcanzado en 1959-1961, las capturas de rabil descendieron en dos fases hasta un nivel en torno a 30.000 t a comienzos de 1956-1961. Los niveles de capturas con palangre se mantuvieron en torno a 25.000 t en los noventa. En 2002, las capturas con palangre fueron de 17.694 t. Las principales pesquerías son las de Taipei Chino, Japón, Estados Unidos, México y Brasil. La aparición de importantes capturas, que comenzaron en 1985, por parte de las flotas NEI en zonas no conocidas han generado cierta preocupación ya que no se sabe hasta qué punto estas capturas se han podido producir realmente en el Atlántico.

2.3 Esfuerzo

La Tabla 3 y la Figura 6 muestran el desarrollo de la capacidad de transporte de las flotas de superficie en el Atlántico este durante el periodo 1972-2000. La capacidad de transporte de la flota de cebo vivo se ha mantenido estable desde finales de los setenta en torno a 10.000 t. Por otro lado, la capacidad de transporte de la flota de cerco ha experimentado cambios significativos durante el periodo considerado, con un constante incremento desde los comienzos de la pesquería hasta 1983, momento en que la capacidad de transporte superaba las 70.000 t. Tras esa fecha y hasta 1990, la capacidad descendió considerablemente hasta 37.000 t, debido en parte a que la flota abandonó esta pesquería. Se produjo una ligera recuperación en los dos años siguientes (1991 y 1992), seguida de un progresivo descenso, el año pasado (2002) la capacidad de transporte se situó en 30.000 t.

Para la flota de cerco del Atlántico este, el esfuerzo en días de pesca se estandarizó a los cerqueros FIS de categoría 5, asumiendo un crecimiento anual del 3% en la eficacia pesquera de la flota desde 1981. El objetivo de incorporar un incremento en la eficacia es tener en cuenta los cambios constatables que se han producido en la flota de cerco en los últimos años, como modificaciones en los artes de pesca, un uso cada vez mayor del equipo electrónico y las imágenes vía satélite, procedimientos mejorados de lance y manipulación, barcos auxiliares y, aún más importante, la adopción de la pesca bajo objetos artificiales. La estimación de un incremento anual del 3% en la eficacia proviene de un estudio de Gascuel *et al.* (1993). La utilización de un ajuste anual del 3% en todos los años del periodo 1981-2001 indica un incremento global de la eficacia de la pesca del 86% durante dicho periodo. La estimación del esfuerzo efectivo y de los incrementos potenciales de la potencia pesquera se complica aún más con el desarrollo de la pesca sobre objetos flotantes, que comenzó en 1991 y se expandió a casi todas las flotas de cerco del Atlántico este desde 1993. En efecto, en el caso de un cerquero que sólo pesca bajo objetos flotantes, éste pasa un tiempo relativamente corto buscando peces de forma activa. Si los objetos flotantes están equipados con un detector de peces al que se pueda acceder desde lejos, el cerquero ni siquiera se acerca al objeto a menos que sepa que se ha producido una concentración de peces. Tradicionalmente, se ha considerado que el índice de esfuerzo de cerco del Atlántico este se ha desarrollado de un modo similar para las

flotas FIS y española, debido a sus características similares (asumiendo similares zonas y temporadas de pesca y un tipo similar de barcos y métodos de pesca). No obstante, se han producido cambios en las estrategias de pesca de estas flotas durante un periodo reciente (1991-2002). En 2002, ambas flotas operaban una pesquería en bancos libres en zonas similares, sin embargo, se puede observar la ausencia de capturas en bancos libres en la zona de Senegal y un incremento del esfuerzo pesquero al Sur del Ecuador. La pesca con objetos flotantes ha sido desarrollada más intensamente en la zona de Cape López por la flota francesa que por la española, mientras que esta última ha ejercido un mayor esfuerzo el año pasado en la zona norte de Liberia, una zona en la que apenas tiene capturas la flota francesa. La **Figura 7** muestra el desarrollo del esfuerzo de pesca nominal de los cerqueros de la CE y NEI: el número de cuadrículas de 1 grado exploradas, el número con esfuerzo superior a 1 día de pesca y el total de días de pesca de los cerqueros (1991-2002). Puede observarse que mientras la zona de búsqueda se ha expandido ligeramente en este periodo, el número de días de pesca ha disminuido considerablemente.

Para el Atlántico oeste, se han producido recientemente cambios sustanciales en la cantidad y distribución del esfuerzo pesquero en la pesquería de palangre brasileña. Hasta 1995, los tiburones eran la especie objetivo principal (58% de las capturas totales). Sin embargo, desde 1993, la proporción de tiburones ha descendido a expensas del pez espada, que es ahora la especie predominante en la pesquería (48%). El esfuerzo en las pesquerías de superficie de Venezuela ha sido elevado desde 1992 (más de 8.000 t de capacidad de transporte). El esfuerzo en la pesquería de palangre estadounidense, activa en las aguas de la costa este y en el Golfo de México, ha descendido un poco en los últimos años. El esfuerzo de la flota de palangre japonesa que pesca rabil también ha descendido en los últimos años. Esta flota se dirige sobre todo a otras especies (patudo y atún blanco). El esfuerzo del palangre venezolano y mexicano dirigido al rabil se ha incrementado en los últimos años. Las tendencias en el esfuerzo estandarizado para algunas flotas de palangre y para otras flotas se estimaron utilizando la CPUE estandarizada dividida por tasas de captura específicas de la flota.

2.4 Tendencias en el peso medio

Se examinaron las tendencias en el peso medio para diferentes segmentos de las pesquerías; dichas tendencias se representan en la **Figura 8**. En la pesquería de cerco se observa un descenso regular de todas las capturas combinadas (calculado a partir de la composición de la captura por edad para el cerco) desde 1990-2000. Es probable que esta tendencia se deba al descenso en el peso medio de la pesquería sobre objetos flotantes, combinado con el incremento en las capturas de esta pesquería, pero, en los dos últimos años, el peso medio se incrementó. Sin embargo, el peso medio se mantuvo relativamente estable durante el periodo considerado (1970-2002). Para los bancos libres, el peso medio varía pero es relativamente estable durante este periodo, con un fuerte descenso en 1999 y 2000 y una recuperación en los dos últimos años. En lo que se refiere a la pesquería de cebo vivo, los pesos medios se mantuvieron relativamente estables en torno a 2 Kg. en la pesquería de Ghana y oscilaron entre 5 y 10 Kg. para otras pesquerías. En cuanto al palangre, la tendencia en los pesos medios varía mucho entre las diferentes pesquerías. Los pesos medios globales de la pesquería de palangre (calculados a partir de la composición de la captura por edad) han descendido de unos 38 Kg. (1980-1990) a 31 Kg. en el periodo más reciente.

3 Estado de los stocks

3.1. Estructura del stock

En el océano Atlántico, el marcado y el análisis de los datos de captura por talla mostraron que los rabiles se mueven en diferentes escalas en todo el Atlántico tropical (SCRS/1993/041, SCRS/1993/043). Durante el periodo 1956-1998, el programa del Centro Cooperativo de Marcado de Estados Unidos marcó más de 9.000 rabiles atlánticos, sobre todo en el Atlántico noroeste y en el Golfo de México. Se han comunicado un total de aproximadamente 370 recuperaciones en dicho periodo. Desde 1987 a 1998, se registraron un total de 50 recuperaciones de marcas trasatlánticas (todas de oeste a este), distribuidas de un modo más o menos regular en dicho periodo de tiempo.

Se presentó un estudio genético (SCRS/2003/063) en el que se comparaban muestras del Golfo de México y del Golfo de Guinea, y ésta fue la única información nueva sobre la estructura del stock. En dicho estudio se comparaban las frecuencias de alelo de las secuencias de la región de control mitocondrial y cuatro loci microsatélite. Inicialmente se detectó heterogeneidad en uno de los loci microsatélite, aunque esta heterogeneidad no se consideró significativa tras la corrección de Bonferroni para las pruebas múltiples. Los resultados del estudio son preliminares y se basan en muestras de tamaño pequeño pero concuerdan con la hipótesis de un único stock.

Ante el desconocimiento de las tasas de migración transatlánticas y de la estructura genética del rabil, el Grupo consideró que la evaluación debía realizarse bajo la hipótesis de un único stock para todo el Atlántico, ya que dicha hipótesis sigue estando avalada por los mejores datos disponibles. Todavía está por probarse la hipótesis de un stock único y podría existir un cierto grado de estructura de población, ya sea en stocks separados o en subpoblaciones ampliamente homogeneizadas por la migración, dada la existencia de cuatro zonas de desove diferenciadas en ambos lados del Atlántico. El Grupo cree que la investigación continuada de la estructura de población de rabil, lo que incluye la estructura genética, es muy importante y vale la pena para mejorar el conocimiento del estado del stock.

3.2 Datos de captura por talla/edad

Al comienzo de la reunión, la Secretaría presentó los nuevos datos de captura por talla para el período 1970-2001. Debido a la ausencia de datos para 2002, sólo se crearon datos por talla hasta 2001. Los cambios realizados en las series históricas de datos de captura por talla y las nuevas normas para la sustitución de 2000-2001 de la Secretaría de ICCAT para la reunión de evaluación del stock de rabil de 2003 se explican detalladamente en el documento SCRS/2003/064. Los nuevos datos de captura por talla para los años 1991-2002 fueron proporcionados a la Secretaría de ICCAT por CE-Francia y CE-España. Estos datos se utilizaron para reemplazar las series históricas de captura por talla, pero no se realizaron ajustes para la Tarea I. Por consiguiente, en algunos casos existen discrepancias de más del 5% entre la Tarea I y la captura por talla correspondiente. Los cambios realizados por la Secretaría de ICCAT incluyeron nuevos datos añadidos a la base de datos (por ejemplo, de 1991-2002), así como la reasignación de algunos datos NEI a algunos países específicos (por ejemplo, Congo, Marruecos, antigua URSS, en el Este, y varios países antillanos en el Oeste.). A la espera de una aclaración en relación con la composición por especies de las capturas con cerco rusas para 1993 hasta 1999, la captura por edad correspondiente se creó basándose en la reclasificación del Grupo de Especies anterior. La nueva captura de Rusia para el año 2000 fue estimada por el Grupo siguiendo el mismo procedimiento, basándose en la composición por especies prevista; y reajustando captura por edad en consecuencia.

Existen problemas potenciales a la hora de muestrear las tallas en Ghana debido a la escasa calidad de los datos de talla observada en los últimos años para las pesquerías de cebo vivo y de cerco con base en Tema. Sin embargo, basándose en las comunicaciones personales realizadas por los participantes de la reunión del Grupo de Trabajo *ad hoc*, que se celebró hace poco en Tema (SCRS/2003/010, sección 7.1), parece ser que cualquier sesgo podría afectar a la composición por especies de la captura en mayor medida que a la distribución por tallas.

Se revisó el método de sustitución de datos utilizado para crear los datos de captura por talla para la pesquería de palangre japonesa en el Atlántico (SCRS/2003/055). En el método anterior no se realizó ninguna sustitución cuando el tamaño de la muestra superaba los 200 especímenes o cuando el tamaño de la muestra representaba un mínimo del 5% de la captura total. Se ha demostrado que, en determinadas circunstancias, el umbral del 5% resulta inadecuado y puede producir una elección no acertada en términos de sustitución. Basándose en métodos de muestreo con diferentes niveles de tamaño de la muestra, el documento SCRS/2003/055 indica que debe aplicarse una restricción adicional. Los resultados muestran que un tamaño mínimo de muestra de 100 especímenes por estrato sería razonablemente bueno. No se modificaron los diferentes criterios utilizados para sustituir los estratos espaciales y temporales cuando el tamaño de la muestra resulta insuficiente. Por consiguiente, se actualizó un nuevo conjunto de datos de captura por talla para la pesquería de palangre japonesa (1962-2001), que se presentó durante la reunión a la Secretaría y fue incorporado a la base de datos de ICCAT.

Los datos de captura por edad y por flota fueron creados por la Secretaría basándose en la separación por cohorte y utilizando la clasificación de longitudes que aparece en la **Tabla 4**. La captura por edad utilizada en las evaluaciones actuales se muestra en la **Tabla 4** y en la **Figura 9**, de forma independiente para las pesquerías para las cuales se disponía de índices de abundancia, así como para todos los artes combinados. El número de rabil de edad 0 observado en 1997 en la matriz de captura por edad de los cerqueros venezolanos contrastaba con el número de edad 0 comúnmente observado en esta pesquería durante los años cercanos (más de 1 millón de especímenes frente a menos de 100.000). Aunque se realizó una verificación en la base de datos de captura por talla de ICCAT, hubo consenso en cuanto a que las pequeñas tallas indicadas no eran realistas. Los participantes resaltaron la necesidad de examinar detalladamente todos los datos de la pesquería de cerco de Venezuela. Sin embargo, debido a la falta de tiempo, la captura por edad de 1997 para el cerco de Venezuela se modificó basándose en la composición por edad de 1996 (aplicando la composición por edad de 1996 a las capturas totales comunicadas en 1997). El Grupo de trabajo señaló también la ausencia de observaciones a mediados de la década de los setenta para la captura por talla de la pesquería de palangre venezolana.

Se discutió el incremento en las edades observado en la pesquería de palangre japonesa desde finales de los setenta. Se sugirió que esta tendencia podría estar relacionada con la adopción del palangre de profundidad por parte de la flota japonesa para dirigir su actividad a la pesca de patudo. Sin embargo, las observaciones sobre el peso medio de las capturas, comunicadas por los pescadores japoneses en los cuadernos de pesca, no concordaban con esta hipótesis. En lo que se refiere a la pesquería de cerco de la CE, para la cual la mayor parte de las capturas de rabil (en número) se compone de especímenes de edades 0 y 1, se constató que el incremento en las capturas de juveniles se produjo a comienzos de los ochenta y no en los noventa como se esperaba (lo que correspondería con el desarrollo de operaciones de pesca con DCPs). Durante la reunión, se revisó también la captura por edad de otras pesquerías (por ejemplo, caña y carrete de Estados Unidos, palangre de Estados Unidos, y las pesquerías de palangre de Estados Unidos y México que operan en el Golfo de México, así como las pesquerías de cebo vivo y palangre brasileñas).

3.3 Datos de tasa de captura

3.3.1 Cerco y cebo vivo en el Atlántico este

La mayor base de datos de esfuerzo y captura, que abarca la mayor y más extendida pesquería de rabil, es la de las pesquerías de cerco y cebo vivo del Atlántico tropical oriental. Los documentos SCRS/2003/66 y SCRS/2000/67 (España), SCRS/2000/58 (Francia) y SCRS/ 2000/68 (flota CE, incluyendo la flota NEI “europea”) presentan los principales resultados y características de estas pesquerías desde 1991 hasta 2002.

Esta base de datos abarca el período 1969-2002, pero los datos de España sólo están disponibles a partir de 1979. Los datos de la primera fase de esta pesquería han sido recopilados y utilizados en el pasado (desde 1956 para la pesquería de cebo vivo con base en Dakar y desde 1962 para la pesquería de cerco y cebo vivo de alta mar); estos datos están disponibles por meses y cuadrículas de 1°, pero deben recuperarse para obtener información diaria detallada. Los datos de 1969 a 1990 no establecen una diferenciación entre los lances realizados sobre bancos libres o sobre bancos asociados con objetos, pero se está realizando un estudio para recuperar dicha información si fuese posible. Se cree que la práctica de realizar lances sobre objetos representa menos del 15% de los lances totales en cualquier año hasta 1990, pero que ésta se incrementó rápidamente tras esta fecha. La base de datos de 1991-1999 sí diferencia los lances realizados sobre bancos asociados con objetos de los lances sobre bancos libres, y también incluye un mayor nivel de detalle en lo que se refiere a otras variables importantes. Se ha realizado una recuperación de datos a partir de 1970 en la nueva base de datos, y se están llevando a cabo verificaciones e incluyendo información sobre el tipo de lance.

Se desarrollaron varios índices: CPUE nominal, considerando o sin considerar la pesca sobre objetos vs lances sobre bancos libres; índices *ad hoc* estandarizados basados en el ajuste de índices de pesquerías individualizadas mediante ratios de CPUEs de pesquerías que se desarrollan en zonas y en períodos de tiempo similares; e índices desarrollados utilizando el GLM estándar y análisis de GENMOD. Sin embargo, no se consideró que ninguno de ellos fuera satisfactorio y se recomendó que se realizaran nuevos análisis.

El documento SCRS/2003/065 presenta una nueva estandarización provisional de las CPUEs de la pesquería de cerco europea para el rabil adulto (> 30 kg); esta estandarización se realizó utilizando el GLM con el método delta, que permite obtener CPUEs positivas y la probabilidad de procesar de forma independiente una CPUE positiva. Las variables explicativas que se incluyeron fueron año, país, categoría de barco, edad del barco, interacción entre edad del barco, categoría y país, y proporción de listado en la captura. Este documento propone una CPUE estandarizada basada en un efecto anual como índice de la tendencia de la biomasa de rabil adulto. Sin embargo, la elevada variabilidad de este índice en comparación con las CPUEs nominales indica que existen problemas en su interpretación, y el Grupo decidió no utilizarlo y recomendó que se realizaran nuevos análisis.

El Grupo de trabajo elaboró varios conjuntos de índices de cerco. Los índices brutos de CPUE de las flotas francesa, española y CE total y flotas asociadas del período 1991-2002 exhiben tendencias similares, con CPUEs generalmente más altas para la flota francesa que para la española (**Figura 10**), aunque las CPUEs totales sean comparables. Esto puede explicarse por las diferentes estrategias de pesca de ambas flotas. Esto se refleja parcialmente en el número total de cuadrículas de 1 grado exploradas, número que es más elevado para la flota española que para la francesa (**Figura 11**).

Finalmente, el Grupo decidió crear un índice de CPUE para las flotas de cerco de la CE y asociadas utilizando el índice que se había desarrollado para la evaluación anterior, corregido para el período 1970-1998 y actualizado para los años más recientes (CE-PS, Tabla 5).

La flota de cebo vivo de Dakar está todavía pescando activamente en bancos mixtos de listado, patudo y rabil. Sus CPUEs nominales totales se incrementaron notablemente a comienzos de los ochenta como consecuencia de su nueva estrategia de pesca. Las CPUEs nominales de rabil son muy variables y muestran un fuerte descenso desde 1990, mientras que las CPUEs totales se mantuvieron relativamente estables (**Figura 12**); no existe una explicación clara para este hecho.

La pesquería de túnidos de Ghana, que fue iniciada por los japoneses a comienzos de los sesenta, se dirigía tradicionalmente al listado, con pequeños desembarques de patudo y rabil juvenil. La introducción de los Dispositivos de Concentración de Peces (DCPs) a comienzos de los noventa cambió la estrategia de pesca de los barcos de cebo vivo, con lo que se produjo un incremento en la proporción de patudo y rabil. La reintroducción de los cerqueros en 1997, la cooperación entre cerqueros y barcos de cebo vivo y el uso cada vez mayor de buques de carga para el transbordo en el mar se ha traducido en una mayor complejidad de la pesquería, en la que resulta a veces difícil determinar el origen del pescado. En la actualidad, no contamos con índices de CPUE fidedignos para esta pesquería en el período reciente.

3.3.2 Cerco en el Atlántico oeste

Se utilizaron las CPUEs estandarizadas estimadas en el último Grupo de trabajo sobre rabil, que se reunió en Cunamá (Venezuela), en 2000, para el período 1987-1999 (cf. Último informe detallado sobre el rabil SCRS/2000/022, Apéndice 4). No fue posible realizar una actualización debido a la falta de datos originales detallados.

3.3.3 Índices de palangre, caña y carrete y cebo vivo

Se disponía de varios índices de CPUE para su inclusión en los análisis de la evaluación de las pesquerías que no son de cerco. Todos los índices se estandarizaron utilizando un GLM, y diferían en el supuesto de distribución de error (lognormal o Poisson). Tenían los mismos factores básicos en común, como año, temporada, zona, junto con otros factores específicos de cada caso.

El documento SCRS/2003/056 presenta un índice para la flota japonesa de palangre (1965-2001) en número de peces utilizando, además de factores comunes, factores medioambientales como la temperatura de la superficie del mar y profundidad de la capa de mezcla. Se utilizó una nueva definición de modelo y zona (que abarca todo el océano Atlántico) para incorporar de un modo más completo la distribución del esfuerzo de palangre y la CPUE específica de la talla. El índice muestra una mayor variabilidad en los sesenta y setenta en comparación con las dos décadas más recientes. El documento SCRS/2003/054 presenta índices derivados del programa de observadores de la flota de palangre venezolana (1991-2002), tanto en biomasa como en número de peces, utilizando las siguientes variables particulares: tiempo de pesca y profundidad de la pesca. Los intervalos de confianza para este índice son relativamente amplios, pero esto puede deberse a la incorporación de efectos aleatorios en el modelo. Se presentaron dos índices para el palangre pelágico estadounidense de 1981 a 2002 (SCRS/2003/060), que incluían características del arte y de la pesca, expresados en número de peces utilizando los datos de los cuadernos de pesca y en biomasa utilizando los datos de los registros de desembarques de los mayoristas de pescado. Para las pesquerías de palangre estadounidense y mexicana en el Golfo de México (1992-2002) se presentó un índice combinado en número de peces (SCRS/2003/061), basado en los datos disponibles de observadores de México (1994-2001) y Estados Unidos (1992-2002). Las variables específicas utilizadas incluían temperatura de la superficie del mar y hora en que se iniciaba el lance. Los índices muestran una elevada variabilidad en el primer año. Durante la reunión, se calculó un índice de biomasa para la pesquería de palangre brasileña (1975-2001), basándose en los datos y análisis preliminares presentados por los científicos brasileños que no pudieron asistir a la reunión (**Apéndice 4**). Los identificadores de flota y especie objetivo fueron específicos de este análisis, así como un gran número de términos de interacción.

En el documento SCRS/2003/062 se presentó un índice de la pesquería de caña y carrete estadounidense en número de peces para la pesquería de Virginia-Massachusetts (1986-2002), índice que presentaba un alto nivel de variabilidad. Este modelo consideraba factores específicos como el tipo de barco, tipo de encuesta (a pie de muelle o por teléfono) y método de pesca. Debido a que la alta variabilidad podría ser reflejo de cambios en la disponibilidad (una explicación alternativa podría ser los grandes cambios en la distribución de captura por edad de un año a otro), el Grupo decidió no utilizar este índice en el caso base para los modelos de evaluación, pero sí considerarlo a la hora de realizar los análisis de sensibilidad del VPA.

Durante la reunión también se calculó un índice de biomasa para la pesquería de cebo vivo brasileña (1982-2001), basándose en los datos y análisis preliminares presentados por los científicos brasileños (**Apéndice 5**). Al

Grupo le preocupaba que las fluctuaciones en este índice pudieran reflejar los cambios en la especie objetivo de la pesca y no los cambios en la abundancia. Sin embargo, el Grupo acordó utilizar el índice en los modelos, con la excepción de los modelos de producción donde no se utilizaron índices individuales. Durante la reunión se creó un índice de cebo vivo (no estandarizado) para la pesquería de Dakar (Apéndice 6), pero el Grupo debatió que no tendría por qué ser necesariamente representativo de la abundancia, ya que se han producido cambios conocidos en la pesquería que probablemente afectan a las tasas de captura y que no se habían considerado, por consiguiente, se decidió no incluir este índice en los modelos de evaluación.

Los índices disponibles se presentan en la **Tabla 5** y se muestran en la **Figura 13**.

3.4 Parámetros biológicos de población

El documento SCRS/2003/063 presentaba nueva información de un estudio genético del rabil del Golfo de Guinea y del Golfo de México. Los análisis filogenéticos de las secuencias combinados con la genotipación comparativa de cuatro loci microsatélite revelaron la presencia de parentesco en varios lances de muestreo de juveniles. Dado el alto nivel de diversidad genética tanto en los loci microsatélite como mitocondriales, la probabilidad de dicho muestreo es extremadamente baja y puede explicarse mejor por una producción reproductiva desigual de algunas hembras. El incremento en la vulnerabilidad del rabil juvenil a las pesquerías del Atlántico puede tener graves consecuencias en la integridad genética de la población si se confirma que los niveles de varianza reproductiva son altos. Es necesario que se realicen más estudios.

El Grupo determinó que deben usarse los valores de los parámetros biológicos utilizados en la evaluación anterior para todos los análisis de este año, ya que no se han presentado nuevos datos sobre dichos parámetros. Los valores se enumeran en la **Tabla 6**.

3.5 Resultados de la evaluación del stock

3.5.1 Resultados del modelo de producción

-- Temas generales

El Grupo decidió utilizar dos modelos de producción en no-equilibrio; un modelo de producción multiflota utilizado en la evaluación anterior (SCRS/2000/037), así como el paquete ASPIC (Prager 1994) en su última versión (4.45 beta), que permite utilizar el modelo de producción generalizado. Estos modelos proporcionan información adicional, como tendencias de biomasa y puntos de referencia basados en la biomasa, cuando se comparan con modelos de producción en equilibrio como PRODFIT. Este último se aplicó tanto por su simplicidad y menores supuestos como por ser capaz de comparar mejor la última evaluación con las anteriores.

Se presentó a la reunión un documento de trabajo (SCRS/2003/059) que aplicaba un modelo de producción surplus al rabil atlántico. Se ajustó un modelo logístico Schaefer a la ratio entre la captura y las capturas acumuladas como un indicador de aproximación de la captura por series de unidad de esfuerzo. El Grupo consideró que el método era muy útil en aquellas situaciones en las que no se disponía de datos de esfuerzo. En el caso del rabil atlántico, existe un número de series de esfuerzo, por lo que los métodos basados en el esfuerzo de la CPUE deberían obtener mejores resultados y proporcionar más información sobre tendencias y estado del stock. Por tanto, el modelo no fue utilizado para fines de evaluación. Sin embargo, cabe señalar que la estimación de producción surplus para 2003 (142.317) utilizando ese enfoque se asemeja a las estimaciones de RMS obtenidas utilizando otros enfoques (**Tabla 9**, otras estimaciones no resultaban tan similares ($K = 3.772.500$ t, $BRMS = 1.886.250$ t, $FRMS = 0,0755$; $r = 0,1509$).

-- Modelo de producción en equilibrio

El modelo PRODFIT se ajustó a los datos utilizando los mismos datos de índice de cerco de las evaluaciones anteriores (Madrid 1998 y Cunamá 2000): el índice de biomasa del cerco de la CE (EC-PS) corregido para el periodo 1970-1998. Se utilizó el nuevo conjunto total de datos de captura de rabil de la Tarea I para 1970 a 2001 (**Tabla 1**).

La captura total de 2001 ascendió a 159.000 t, con un esfuerzo estimado de 58.300 días de pesca estándar. Todos los ensayos se realizaron utilizando un esfuerzo ponderado ($k=4$).

Ensayo 1: asumiendo el modelo Fox, la nueva estimación de RMS fue de 161.300 t con $F_{RMS} = 67.090$ días de pesca estándar, (un 14% por encima del esfuerzo actual).

Ensayo 2: asumiendo el modelo Schaefer, la nueva estimación de RMS fue de 154.400 t, con $F_{RMS} = 51.312$ días de pesca estándar (un 13% por debajo del esfuerzo actual).

En ambos casos, el rendimiento actual se hallaba muy cerca del RMS, y el esfuerzo estimado para 2001 ya sea por encima (Schaefer) o por debajo (Fox) de F_{RMS} . Los principales resultados de estos dos casos se ilustran en la **Figura 14**. A modo de análisis de sensibilidad, se realizaron estimaciones utilizando el índice EC-PS, así como el índice combinado aplicado al período 1980-2001 (no fue posible estimar el período anterior 1970-1979). Los resultados de estos análisis de sensibilidad concordaban en gran medida con los resultados obtenidos utilizando el índice EC-PS (**Tabla 7**).

- Modelo de producción en no equilibrio

Se analizaron las series de esfuerzo y captura utilizando ASPIC. Se realizaron diversos ensayos utilizando todos los índices de CPUE disponibles (véase la **Tabla 5**) y sus capturas correspondientes. El modelo tenía grandes dificultades a la hora de analizar este conjunto de datos, sobre todo debido a la correlación negativa entre algunas series. Se realizó un análisis simplificado que utilizaba un índice de CPUE combinado (constituido tal y como se explica en el **Apéndice 6**), que se ajustó después a la captura total comunicada.

Se investigó una gama de posibles valores de entrada que afectaban al comportamiento del modelo (**Tabla 8**). Éstos eran sobre todo límites de búsqueda para los parámetros que se estimaban (RMS, K, q y m). También se llevaron a cabo diferentes ensayos con las series de datos remontándose a 1950 (comienzo de las series de datos de ICCAT), 1957 (primer año en que se comunicaron capturas significativas), y 1970 (comienzo del índice de CPUE combinada). En este último caso, se exploraron una gama de valores para la ratio B_{1970}/K .

Algunos resultados, como RMS, K y m, concordaban en general con las evaluaciones anteriores y se mostraron estables durante las pruebas de sensibilidad que se realizaron (**Tabla 9**). Por el contrario, la diagnosis del estado del stock parece no concordar con otros resultados, y presenta un claro patrón de sobreexplotación durante la última década. Las tendencias en la biomasa, mortalidad por pesca, así como el rendimiento observado y previsto se muestran en la **Figura 15**.

-- Modelo de producción en no equilibrio multiflota

El modelo de producción en no equilibrio multiflota, que asume errores de proceso y observación y que fue presentado en el Grupo de Trabajo sobre Métodos de Evaluación de ICCAT (SCRS/2003/037), se ajustó a los datos de rabil utilizando las capturas y esfuerzo de nueve flotas diferentes (**Figura 13**). Las distribuciones previas aplicadas en las evaluaciones anteriores se modificaron ligeramente incrementando las varianzas para los parámetros que se vio que se conocían peor. La especificación del modelo, incluyendo las nuevas distribuciones previas, puede encontrarse en la **Tabla 8**.

Se consideraron dos series de datos alternativas para este modelo. Una abarcaba todos los datos disponibles de ICCAT a partir de 1950, mientras que la otra se iniciaba en 1957, el primer año en que se registraron capturas significativas. Las estimaciones de las cantidades absolutas (K, B_{RMS} y F_{RMS}) diferían en un 20-40%, sin embargo, las cantidades relativas F/F_{RMS} y B/B_{RMS} diferían tan sólo en un 8-10%. El segundo ensayo fue considerado como el caso base, ya que las capturas de 1950-1956, el comienzo de la pesquería, fueron extremadamente bajas y, por tanto, no pueden ser indicativas de posibles capturas en una biomasa sin explotar.

Las estimaciones de RMS del modelo ASPIC y el modelo multiflota se asemejan mucho, sin embargo los modelos difieren en gran medida en lo que se refiere a la estimación del actual estado del stock. La estimación multiflota de la biomasa actual supera en un 10% a B_{RMS} , mientras que para ASPIC la biomasa actual es un 27% inferior a B_{RMS} . La mortalidad por pesca actual parece superar a F_{RMS} en un 2% para el modelo multiflota y en un 46% para el modelo ASPIC (**Tabla 9**). Las tendencias en la biomasa, F y en el rendimiento en el tiempo se muestran en la **Figura 16**. Ambos modelos proporcionaron un excelente ajuste para los desembarques observados. Las tendencias de capturabilidad por flota estimadas por el modelo multiflota se muestran en la **Figura 17**.

Una comparación entre los modelos de producción surplus y los resultados del VPA (**Figura 18**) muestra la misma tendencia en las ratios de F/F_{RMS} y B/B_{RMS} . Los tres modelos estiman que la mortalidad por pesca actual se sitúa cerca del valor que se alcanzó en 1992. Esto concuerda con el hecho de que la captura total de la Tarea I

de 2001 se sitúe en un nivel muy cercano a la captura de 1992. El análisis de rendimiento por recluta indica que los parámetros de relación de rendimiento y esfuerzo estimados por el modelo multiflota representan mejor las respuestas del stock a la presión por pesca.

3.5.2 Modelos estructurados por edad

- Análisis VPA

El documento SCRS/2003/057 presentaba un análisis de la aplicación de varias opciones de modelización de VPA a los conjuntos de datos utilizados en 2000. El documento también examinaba las implicaciones de reemplazar la CPUE de palangre japonesa y las series de captura por edad utilizadas en 2000 por las presentadas en los documentos SCRS/2003/055 y SCRS/2003/056. Una de las conclusiones del estudio fue que los resultados eran sensibles a los supuestos utilizados para modelizar las dinámicas del grupo plus (edad 5+). En particular, los autores argumentaron que las ratios de F deben estimarse de forma independiente cada año.

El Grupo de Trabajo utilizó el programa VPA-2 BOX (versión 3.01) con los datos de captura por edad (**Tabla 4**), los índices de abundancia disponibles (**Tabla 5**: Brasil BB, Brasil LL, Japón LL, Estados Unidos-Golfo de México LL, Estados Unidos LL pelágico, Estados Unidos caña y carrete (utilizado sólo en el Ensayo 1), Venezuela LL, Venezuela PS, y Europa PS) y supuestos biológicos (Sección 3.4 y **Tabla 6**).

Se realizaron nueve ensayos basados en las especificaciones que se presentan en la **Tabla 10**. Los diferentes ensayos son variaciones en torno a la Ensayo 1, Este ensayo, basado en parte en las sugerencias del documento SCRS/2003/057, estima una trayectoria aleatoria en el tiempo de las ratios de F. Esta opción permite cierta flexibilidad para que el modelo se ajuste mejor a los datos, pero no requiere la estimación de todas las ratios de F como valores independientes (véase el Ensayo 9), lo que probablemente se traduciría en una sobreparametrización. El Ensayo 1 también incluye una restricción, no permitiendo amplias fluctuaciones en el reclutamiento en los cuatro últimos años.

La **Tabla 11** proporciona estadísticas resumidas para los diferentes ensayos. Existen algunas diferencias en estas estadísticas, ya que algunos ensayos proporcionan mejores ajustes a los datos que otros. El Grupo examinó también los ajustes a las dos series de CPUEs más largas, así como las representaciones gráficas de los resultados resumidos. Cuando las ratios de F se establecieron en 1,0 se observaron mayores diferencias cualitativas en el Ensayo 1. Es evidente que los datos, debido probablemente al procedimiento de separación de edades, favorecen en gran medida ratios de F de aproximadamente 0,2. El Ensayo 3, especificado con una ratio constante de F, estimó un valor de 0,22.

Basándose en estos análisis preliminares, el Grupo de trabajo adoptó el Ensayo 1 como caso base. Los resultados (**Tabla 12**, **Figuras 19, 20** y **Apéndice 7**) sugieren que la biomasa reproductora² ha descendido con algunas fluctuaciones desde 1970. La tendencia descendente en la mortalidad por pesca desde comienzo de los noventa parece haberse revertido, con una F que se aproxima al nivel de 1992 en los últimos años. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que estas estimaciones contienen un alto grado de incertidumbre. El estándar aproximado para los resultados del Ensayo 1 se obtuvo mediante un muestreo repetitivo “bootstrapping” (100 ensayos mediante el remuestreo de los residuales). Los CV para los valores de F por edad en 2001 oscilaban entre el 11 y el 25%.

3.6 Rendimiento por recluta y reproductores por recluta

El Ensayo 1 del VPA fue designado como el Caso Base, y sus selectividades estimadas se utilizaron en el análisis de rendimiento por recluta y biomasa reproductora por recluta. La edad de madurez se definió con una separación filo de cuchillo en la edad 3. Los pesos al principio del primer trimestre se utilizaron para los pesos por edad en el stock reproductor, los pesos al principio del tercer trimestre se utilizaron para los pesos por edad en la captura (**Tabla 13**). Para evitar sesgos en las estimaciones de los valores por recluta, los cálculos se trasladaron a la edad 11.

Las estimaciones del Ensayo 1 para F_{99-01} , F_{RMS} , F_{MAX} y $F_{0,1}$ y el rendimiento por recluta correspondiente se muestran en la **Tabla 14**. F_{MAX} y F_{99-01} son muy similares, con estimaciones de rendimiento por recluta prácticamente idénticas. F_{RMS} es aproximadamente un 12% inferior que F_{MAX} y F_{99-01} , pero se traduce en un rendimiento por recluta tan sólo un 0,5% inferior. $F_{0,1}$, que es un 25% inferior a F_{RMS} , es sólo un 4,2% inferior al

² La SSB fue calculada al margen del programa informático VPA-2BOX, tal y como se sugirió en el documento SCRS/2003/057. Véase Apéndice 7 (Tabla A7.3).

rendimiento por recluta en F_{RMS} (**Figura 21**). La pesca en cualquiera de estos niveles de F produce rendimientos en equilibrio que siguen la misma línea que todas las estimaciones de modelo de RMS y que se sitúan aproximadamente un 8% por debajo del nivel actual de las capturas de la Tarea I para 2001 (159.156 t). La biomasa reproductora por recluta resultante de la pesca a largo plazo en F_{RMS} , F_{MAX} , y F_{RMS} oscila entre 0,22 y 0,26, y 0,35 para $F_{0,1}$.

Los valores de F que reducen la población al 30 y 40% de los reproductores por recluta sin explotar ($F_{30\%SPR}$ and $F_{40\%SPR}$) y el rendimiento por recluta resultante se presentan también en la **Tabla 14**. El rendimiento por recluta en $F_{30\%}$ es sólo un 1,5% inferior al rendimiento por recluta en F_{RMS} y en $F_{40\%}$ se sitúa un 8,5% por debajo. Sus rendimientos en equilibrio respectivos se sitúan un 7,5% y un 13,1% por debajo de la captura de la Tarea I en 2001.

El Grupo no consideró ningún escenario para las selectividades alternativas.

3.7 Proyecciones

Ni PROFIT ni el modelo de producción multiflota tienen capacidad de proyección. ASPIC tiene capacidad para realizar proyecciones, sin embargo, el Grupo no aceptó los resultados del modelo de base ASPIC (A5) que indicaba una sobrepesca del 20% desde 1991 y de casi el 50% en 2001 (**Tabla 9**). Dada la similitud de todas las estimaciones de RMS, que se sitúan ligeramente por debajo de la captura total de la Tarea I más reciente, es posible que el stock esté siendo explotado en el nivel sostenible o ligeramente por encima del mismo. De este modo, cabe esperar que las proyecciones indiquen un descenso continuado del stock si se mantienen o incrementan los niveles de captura actuales.

Se realizaron tres conjuntos de proyecciones para el modelo base de VPA: (1) utilizando $F_{RMS} = 0,8$; (2) utilizando $F_{1992} = 0,96$; (3) utilizando $F_{0,1} = 0,55$. Estas proyecciones se realizaron para 10 años, comenzando desde el año 2001, con 100 muestreos repetitivos (*bootstraps*). La edad media del grupo plus se estableció en 5,193 para las proyecciones, en vez de utilizar una curva de crecimiento debido a que el programa informático de proyección no acepta un modelo de crecimiento de parámetro 5. Se fijaron los parámetros de recluta-reproductor. La relación asumida stock-reclutamiento para las proyecciones fue $R = \frac{76919894}{14731,194 + S}$

Los resultados de las proyecciones eran los esperados; la proyección 3 mostró una tendencia creciente en la biomasa y las proyecciones 1 y 2 mostraron tendencias decrecientes (**Figura 22** y **Tabla 15**). La proyección 3 se fijó en $F_{0,1} = 0,55$, que es inferior a F_{RMS} , y, por tanto, permite que la población se incremente. Esto se refleja en la proyección de rendimiento, que tras un declive durante dos años (debido a la reducción de F desde el valor de 2001), mostraba incrementos con fluctuaciones. En 2011 el rendimiento de la mediana era 136.650 t con una gama de 99.020-186.000 t. Los valores de la mediana para F/F_{RMS} y B/B_{RMS} en 2011 fueron 0,8 y 1,58, respectivamente. Para la proyección 1, se fijó F en el valor estimado de $F_{RMS} = 0,8$. De hecho, el valor real de F_{RMS} fue 0,7239, de este modo, el valor utilizado para esta proyección fue ligeramente más elevado que el valor real de F_{RMS} . Esto explica por qué las estimaciones de mediana de F/F_{RMS} fueron constantemente superiores a 1 y las estimaciones de B/B_{RMS} fueron constantemente inferiores a 1. Los límites de pseudo confianza de B/B_{RMS} indican que esta ratio podría asumir un valor menor o mayor que 1 en cada año de la proyección. La proyección 2 fijó F en la estimación del VPA de $F_{1992} = 0,96$. Este valor es mucho más elevado que F_{RMS} y, por consiguiente, se traduce en rendimientos descendentes, con fluctuaciones, tras los dos primeros años. El valor de la mediana para el rendimiento anual final es 137.700 t. Los valores de la mediana para F/F_{RMS} y B/B_{RMS} son 1,385 y 0,681, aunque los límites de pseudo confianza en B/B_{RMS} indican que esta ratio podría ser superior o inferior a 1 en cualquier año de la proyección.

Aunque la estimación de la mediana del rendimiento en el año final es similar en los tres ensayos, este valor refleja capturas de una población en declive para las proyecciones 1 y 2, y se puede prever que los rendimientos descieran aún más. Por otro lado, el rendimiento final de la proyección 3 refleja capturas de una población en incremento, y se puede esperar que los rendimientos futuros se incrementen aún más. Se prevé que la explotación en un nivel correspondiente a F en la gama de 0,55 a 0,7239 puede producir una población estable o en ligero incremento.

El Grupo señaló que las escalas de SSB en el año final del VPA-2BOX y en el año inicial del programa informático PRO-2BOX (2001) no coincidían (este valor se muestra en la **Tabla 15**). Aunque el Grupo pensó que probablemente esto no afectaría las tendencias en las proyecciones, se solicitó que las proyecciones se verificaran antes del SCRS de 2003.

4 Factores medioambientales

Las influencias medioambientales no fueron un tema específico de discusión durante la reunión, aunque se consideraron los factores medioambientales en el cálculo de muchos de los índices de abundancia. Puede consultarse un amplio debate de las influencias medioambientales en el Informe detallado de la evaluación de 2000 (SCRS/2000/022).

5 Efectos de las regulaciones actuales

En 1973, la Comisión adoptó una regulación que imponía una talla mínima de 3,2 kg para el rabil, con un tolerancia del 15% en número de peces por desembarque. Esta regulación no se ha cumplido, ya que la proporción de desembarques de rabil de menos de 3,5 kg ha superado en gran medida el 15% por año para las pesquerías de cerco y de barcos de cebo vivo. Basándose en la composición por especies de la captura y en los datos de captura por talla disponibles durante la evaluación de 2003, las capturas anuales en número oscilaron entre un 54 y 72% de rabiles de talla inferior a la regulada para los cerqueros, y entre el 63 y 82% de rabiles de talla inferior a la regulada para los barcos de cebo vivo durante el período 1997-2001. Los desembarques de peces de talla inferior a la regulada se producen sobre todo en las pesquerías ecuatoriales. Lamentablemente, puede resultar difícil conseguir una reducción sustancial en las capturas de peces de talla inferior a la regulada en estas pesquerías ya que el rabil pequeño está asociado sobre todo con el listado, especialmente cuando la pesca se realiza en asociación con objetos flotantes; de este modo resulta difícil evitar la captura de rabiles pequeños cuando se está capturando listado, siendo este último un componente importante en las capturas de las flotas de cerco del Atlántico oriental (ecuatorial). El Grupo sugirió que el SCRS y la Comisión considerasen la viabilidad de mantener la regulación de la talla mínima de 3,2 kg.

En 1993, la Comisión recomendó que “no se produjese ningún incremento en el nivel de esfuerzo de pesca efectivo ejercido sobre el rabil atlántico por encima del nivel observado en 1992”. El esfuerzo efectivo, medido en función de la mortalidad por pesca, parece estar acercándose o haber superado los niveles de 1992 (**Figura 18**).

El Grupo no consideró los efectos de la moratoria sobre DCPs, ya que los mismos se considerarán durante las reuniones de los Grupos de Especies en septiembre de 2003.

6 Recomendaciones

6.1 Estadísticas e investigación

- 1) La investigación continuada sobre la estructura de población del rabil, lo que incluye la estructura genética, es valiosa y merece la pena para mejorar el conocimiento del estado del stock. La investigación debe realizarse para validar la curva de crecimiento utilizada para el rabil y los límites utilizados para la división por edades filo de cuchillo.
- 2) Deben realizarse análisis de simulación para evaluar el impacto de usar una división de cohortes asumiendo una única fecha de nacimiento, cuando, de hecho, la reproducción tiene lugar durante una temporada prolongada.
- 3) Debe analizarse la base de datos disponible sobre marcado para ver si ésta puede proporcionar una idea sobre la estructura del stock, la mortalidad natural, el crecimiento, etc.
- 4) Resulta esencial que los países presenten sus datos puntualmente. En la reunión, los datos de la Tarea I comunicados de forma oficial para 2002 ascendían sólo a 25.854 t (el 16% de la cantidad comunicada para 2001). De este modo, el Grupo sólo pudo realizar análisis considerando el año 2001 como el último año de datos.
- 5) La estandarización de los índices de CPUE debe realizarse siempre antes de la reunión, de modo que los participantes puedan maximizar el tiempo que dedican a la evaluación.
- 6) Es necesario desarrollar índices de abundancia para clases de edad más jóvenes.

7 Otros asuntos

7.1 Examen de los aspectos importantes de la reunión de 2003 para mejorar la recopilación de Estadísticas de pesca en Ghana (SCRS/2003/010)

Dada la importancia de las pesquerías de túnidos de Ghana y considerando las dificultades que se han encontrado en su sistema de recopilación de datos de pesquerías, el Comité recomendó en su última reunión que un grupo de expertos del SCRS, junto con las autoridades pesqueras de Ghana, estudiase las medidas que hay que tomar para ayudar a este país en la tarea de recopilación y transmisión de datos.

Dado este mandato, se celebró una reunión en Tema, en febrero de 2003, para evaluar la situación con los científicos y profesionales de Ghana y para proponer medidas para mejorar el programa de muestreo. Se formularon diversas recomendaciones, y se propuso un estudio piloto de tres meses con fondos del BETYP, utilizando ambos métodos (muestreo antes o después de la clasificación de los peces por categorías de especies-talla) con el fin de comparar ambos y evaluar su precisión con respecto al anterior programa de muestreo. Se solicitó un informe quincenal de los progresos obtenidos, en el que se expusiesen los resultados del muestreo y las dificultades potenciales, con el fin de que los científicos de ICCAT pudiesen realizar un seguimiento del trabajo y prestar su asesoramiento cuando fuese necesario.

El estudio piloto se inició en abril, y se han recibido periódicamente los informes; se planeó una misión de un técnico de campo experimentado de Abidján (8-14 de junio) para examinar el modo en que se ponen en práctica las recomendaciones. La información no está completa todavía y se planea realizar una síntesis de esta actividad durante la reunión del Grupo de Especies Tropicales en octubre de 2003.

7.2. Redacción del resumen ejecutivo

El Grupo redactó el Resumen ejecutivo para prepararlo para su presentación en las Sesiones plenarias del SCRS de 2003.

8 Adopción del informe y clausura

El presidente expresó su agradecimiento a los anfitriones mexicanos por su generosa invitación y por la organización de la reunión. El presidente también agradeció a los participantes el duro trabajo realizado. El informe fue adoptado durante la reunión y ésta fue clausurada.

TABLEAUX

Tableau 1. Prises nominales estimées (débarquements et rejets, t) d'albacore de l'Atlantique par zone, engin et pavillon principaux, 1950-2002.

Tableau 2. Composition spécifique (pourcentage) des prises réalisées par les flottilles de senneurs de CE-France, CE-Espagne et NEI, sur bancs libres et sous objets flottants.

Tableau 3. Capacité de transport (1.000 t), par engin, de la flottille de surface de l'Atlantique est.

Tableau 4. Prise par âge estimée (nombre de poissons) pour diverses pêcheries, et total.

Tableau 5. Séries de CPUE prises en compte dans l'évaluation du stock d'albacore de l'Atlantique.

Tableau 6. Paramètres biologiques utilisés dans l'évaluation de l'albacore de l'Atlantique de 2003.

Tableau 7. Récapitulatif des résultats PRODFIT.

Tableau 8. Passages des modèles de production considérés. Noms des modèles commençant par 'A' reflètent les passages ASPIC et noms commençant par 'M' reflètent les passages du modèle de production multi-flottilles.

Tableau 9. Résultats des passages des modèles de production considérés. Noms des modèles commençant par 'A' reflètent les passages ASPIC et noms commençant par 'M' reflètent les passages du modèle de production multi-flottilles.

Tableau 10. Spécifications pour les divers passages réalisés avec VPA-2Box.

Tableau 11. Diagnostics pour plusieurs essais de VPA-2BOX.

Tableau 12a. Estimations du cas de base de VPA (Passage 1) de l'abondance de l'albacore de l'Atlantique au début de l'année.

Tableau 12b. Estimations du cas de base de VPA (Passage 1) des taux de mortalité par pêche pour l'albacore de l'Atlantique.

Tableau 13. Sélectivités (Sel), mortalité naturelle spécifique de l'âge (M), poids de la reproduction (SWt), et poids de la prise (CWt) pour l'albacore, Les sélectivités proviennent du Passage 1 du modèle de VPA.

Tableau 14. Analyses de production par recrue et de biomasse reproductrice par recrue.

Tableau 15a. Résultats de la projection 1 de la VPA, établissant $F_{PME}=08$.

Tableau 15b. Résultats de la projection 2 f de la VPA, établissant $F_{1992}=096$.

Tableau 15c. Résultats de la projection 3 de la VPA, établissant $F_{01}=055$.

TABLAS

Tabla 1. Capturas nominales estimadas (desembarques y descartes, t) de rabil del Atlántico por zona, arte y pabellón principales, 1950-2002.

Tabla 2. Composición por especies (porcentaje) de las capturas realizadas por las flotas de cerqueros de CE-Francia, CE-España y NEI, en bancos libres y sobre objetos flotantes.

Tabla 3. Capacidad de transporte (1.000 t) por arte, de la flota de superficie del Atlántico este.

Tabla 4. Captura por edad estimada (número de peces) para varias pesquerías, y total.

Tabla 5. Series de CPUE consideradas en la evaluación de rabil del Atlántico.

Tabla 6. Parámetros biológicos utilizados en la evaluación del stock de rabil del Atlántico de 2003

Tabla 7. Resumen de los resultados PRODFIT.

Tabla 8. Ensayos del modelo de producción considerados. Los nombres de los modelos que empiezan por 'A' reflejan las pruebas ASPIC, los que comienzan por 'M' reflejan las pruebas del modelo de producción mult iflota.

Tabla 9. Resultados de los ensayos del modelo de producción considerados. Los nombres de los modelos que empiezan por 'A' reflejan las pruebas ASPIC, los que comienzan por 'M' reflejan las pruebas del modelo de producción multiflota.

Tabla 10. Especificaciones para las diferentes ensayos realizados con VPA-2Box.

Tabla 11. Diagnóstico para varios pruebas de VPA-2BOX.

Tabla 12a. Estimaciones del caso de base de VPA (Ensayo 1) de la abundancia del rabil Atlántico a comienzos del año.

Tabla 12b. Estimaciones del caso base del VPA (Ensayo 1) de las tasas de mortalidad por pesca para el rabil del Atlántico.

Tabla 13. Selectividades (Sel), mortalidad natural específica de la edad (M), peso reproductor (SWt), y peso de la captura (CWt) para el rabil. Las selectividades provienen del ensayo 1 del modelo de VPA.

Tabla 14. Análisis de rendimiento por recluta y de biomasa de reproductores por recluta

Tabla 15a. Resultados de la proyección 1 del VPA, estableciendo $F_{RMS}=0,8$

Tabla 15b. Resultados de la proyección 2 del VPA, estableciendo $F_{1992}=0,96$

Tabla 15c. Resultados de la proyección 3 del VPA, estableciendo $F_{01}=0,55$

FIGURES

Figure 1. Distribution géographique des prises d'albacore de l'Atlantique, par engin de pêche, 1950-2000 combinées. Les zones noires, moyennement ombrées, très ombrées et légèrement ombrées dans les cercles correspondent aux prises réalisées par les palangriers, les senneurs, les canneurs et les autres pêcheries, respectivement.

Figure 2. Prises estimées d'albacore de l'Atlantique (t), 1950-2000.

Figure 3. Prises estimées d'albacore de l'Atlantique est (t) par engin de pêche, 1950-2000.

Figure 4. Prises estimées d'albacore de l'Atlantique ouest (t) par engin de pêche, 1950-2000.

Figure 5. Prises estimées d'albacore de l'Atlantique (t) par engin de pêche, 1950-2000.

Figure 6. Capacité de transport (1.000 t), par engin, des flottilles de surface de l'Atlantique est.

Figure 7. Différentes séries d'effort de pêche nominal (En haut : nombre de rectangles de 1 degré explorés et nombre avec effort > 1 jour de pêche ; en bas : développement des jours de pêche totaux des senneurs).

Figure 8. Poids moyens (kg) d'albacore capturé par diverses pêcheries dans l'Atlantique.

Figure 9. Courbes de prise par âge par pêcherie. La taille de chaque cercle est proportionnelle aux nombres pêchés.

Figure 10. CPUE des senneurs français et espagnols.

Figure 11. Nombre de rectangles de 1 degré explorés et pêchés par les senneurs français et espagnols.

Figure 12. CPUE des canneurs basés à Dakar.

Figure 13. Tendances des indices d'abondance pour l'albacore.

Figure 14. Résultats PROFIT.

Figure 15. Tendances de la production (observée et escomptée), biomasse escomptée et mortalité par pêche escomptée d'après le modèle de production non-équilibré ASPIC.

Figure 16. Tendances de la production (observée et escomptée), biomasse escomptée et mortalité par pêche escomptée d'après le modèle de production non-équilibré multi-flottilles.

Figure 17. Tendances de la capturabilité telles qu'estimées pour chaque flottille simple par le modèle de production multi-flottilles.

Figure 18. Comparaison entre les modèles de production ASPIC et multi-flottilles et résultats de la VPA.

Figure 19. Résultats récapitulatifs de la VPA du cas de base.

Figure 20. Ajustements aux divers indices de CPUE utilisés dans la VPA du cas de base.

Figure 21. Production par recrue et géniteurs par recrue basés sur les sélectivités estimées de la VPA. Le multiplicateur F est la valeur de F multipliée par les sélectivités spécifiques de l'âge.

Figure 22a. Résultats de la projection 1 de la VPA, avec $F_{PME}=0,8$.

Figure 22b. Résultats de la projection 2 de la VPA, avec $F_{1992}=0,96$.

Figure 22c. Résultats de la projection 3 de la VPA, avec $F_{0,1}=0.55$.

FIGURAS

Figura 1. Distribución geográfica de las capturas de rabil del Atlántico, por arte de pesca, 1950-2000 combinados. Los círculos negros, medio sombreados, muy sombreados o ligeramente sombreados corresponden a las capturas realizadas por los palangreros, cerqueros, barcos de cebo vivo y otras pesquerías, respectivamente.

Figura 2. Capturas estimadas de rabil atlántico (t), 1950-2000

Figura 3. Capturas estimadas de rabil del Atlántico este (t) por arte de pesca, 1950-2000

Figura 4. Capturas estimadas de rabil del Atlántico oeste (t) por arte de pesca, 1950-2000

Figura 5. Capturas estimadas de rabil del Atlántico (t) por arte de pesca, 1950-2000

Figura 6. Capacidad de transporte (1.000 t), por arte, de las flotas de superficie del Atlántico este.

Figura 7. Diferentes series de esfuerzo nominal de pesca (arriba: número de cuadrículas de 1° exploradas y número con esfuerzo >1 día de pesca y, abajo: días de pesca totales de los cerqueros).

Figura 8. Peso medio (kg) de rabil capturado por diversas pesquerías en el Atlántico.

Figura 9. Diagramas de capturas por edad por pesquerías. El tamaño de cada círculo es proporcional al número capturado.

Figura 10. CPUE de los cerqueros franceses y españoles.

Figura 11. Número de cuadrículas de 1 grado exploradas y explotadas por los cerqueros franceses y españoles.

Figura 12. CPUE de los barcos de cebo vivo con base en Dakar.

Figura 13. Tendencias de los índices de abundancia para el rabil.

Figura 14. Resultados del PRODFIT.

Figura 15. Tendencias del rendimiento (observadas y previstas), biomasa prevista y mortalidad por pesca prevista a partir del modelo de producción en no-equilibrio ASPIC.

Figura 16. Tendencias del rendimiento (observadas y previstas), biomasa prevista y mortalidad por pesca prevista a partir del modelo de producción en no-equilibrio multiflota.

Figura 17. Tendencias de capturabilidad estimadas para cada flota de forma individual a partir del modelo de producción multiflota.

Figura 18. Comparación entre los modelos de producción multiflota y ASPIC y resultados del VPA

Figura 19. Resumen de los resultados del caso base del VPA.

Figura 20. Ajuste a los diferentes índices de abundancia utilizados en el caso base del VPA.

Figura 21. Rendimiento por recluta y reproductores por recluta basados en las selectividades estimadas del VPA. El multiplicador F es el valor de F multiplicado por las selectividades específicas de la edad.

Figura 22a. Resultados de la proyección 1 del VPA, con $F_{RMS}=0,8$

Figura 22b. Resultados de la proyección 2 del VPA, con $F_{1992}=0,96$

Figura 22c. Resultados de la proyección 3 del VPA, con $F_{0,1}=0,55$

APPENDICES

Appendice 1. Ordre du jour

Appendice 2. Liste des participants

Appendice 3. Liste des documents

Appendice 4. Elaboration de l'indice de CPUE standardisé pour la pêcherie palangrière brésilienne

Appendice 5. Elaboration de l'indice de CPUE standardisé pour la pêche des canneurs brésiliens

Appendice 6. Indice de biomasse combiné

Appendice 7. Entrée pour le modèle du cas de base de VPA-2BOX

APÉNDICES

Apéndice 1. Orden del día

Apéndice 2. Lista de participantes

Apéndice 3. Lista de documentos

Apéndice 4. Construcción del índice de CPUE estandarizado para la pesquería de palangre brasileña

Apéndice 5. Construcción del índice de CPUE estandarizado para la pesquería de cebo vivo brasileña

Apéndice 6. Índice de biomasa combinado

Apéndice 7. Valores de entrada del caso base para el modelo del VPA-2BOX

Table 1. Estimated nominal catches (landings and discards, t) of Atlantic yellowfin tuna by major area, gear and flag, 1950-2002.

	1950	1951	1952	1953	1954	1955	1956	1957	1958	1959	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976
TOTAL	1200	1358	2787	3600	3407	4300	6597	23698	40581	57769	68896	59075	58122	64917	69345	68152	58897	60592	84054	94159	74331	73807	94086	95127	107141	124796	124960
AT.E	1200	1200	2600	3600	3400	4300	5834	19857	24336	38648	51978	50981	28257	42313	47308	54397	43358	52860	74591	81350	59734	58014	78705	80032	92427	108330	111020
AT.W	0	158	187	0	7	0	763	3841	16245	19121	16918	8094	29587	22205	21641	13572	15539	7732	9463	12809	14597	15793	15381	15095	14714	16466	13940
UNCL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	278	399	396	183	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Landings	AT.E	0	0	0	0	0	200	5723	9187	10304	5775	11247	9839	10557	17785	21116	18486	15050	16761	22135	15673	9660	10576	13141	14746	19696	12794
	Longline	0	0	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 Surf.	1200	1200	2600	3600	3400	4100	111	323	45	112	125	202	274	60	34	13	12	1	5	115	121	110	103	103	84	129
	Purse seine	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AT.W	0	0	0	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	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Other Surf.	0	158	187	0	7	0	151	990	1333	1780	2000	3600	3200	2304	2188	2536	2536	1492	1956	299	299	299	302	350	397	532
	Purse seine	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	199	126	0	0	218	114	0	0	0	3410	2250	339	1577
UNCL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	278	399	396	183	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Discards	AT.W	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Landings	AT.E	1200	1200	2600	3600	3400	4100	3734	2610	2049	1387	2472	2241	2065	2209	3635	1941	1331	885	1087	390	361	498	611	603	839	55
	ANGOLA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	BENIN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	CAMBODIA	0	0	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	0	0
	CAP-VERT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	45	646	680	655	936	191	44	0	61	0	0
	CAYMAN IS.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	CHINA PR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	CHINESE/TAIPEI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	CONGO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	COTE D'IVOIRE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	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	0	0
	EC-ESPAÑA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1502	3009	3256	3179	1502	3124	3347	5696	7087	7829	9294	14055	16077	24713
	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	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	0	0
	ESTONIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	FAROE-ISLANDS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	G-EQUATORIAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	GABON	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	GAMBIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	GEORGIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	GHANA	0	0	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	0	0	0	0
	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	0	0
	LATVIA	0	0	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	0	0
	LITUANIA	0	0	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	0	0
	NAMIBIA	0	0	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	0	0
	NETHERLAND.ANT	0	0	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	0	0
	PANAMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PHILIPPINES	0	0	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	0	0	0	0	0
	RUSSIA FED.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	SAO TOME & PRINCEPE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	SENEGAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	SEYCHELLES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	SEYCHELLES.SH.OB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	SOUTH AFRICA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	71	285	0	0	0	0	0	0	0	0	54	59	18

[illegible]

	1950	1951	1952	1953	1954	1955	1956	1957	1958	1959	1960	1961	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976
NEI-166	0	0	0	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	0	0	0
NEI-40	0	0	0	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-42	0	0	0	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-7	0	0	0	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-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	0	0	0
NEI-79	0	0	0	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	0	0	0
NEI-94	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PANAMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ST.VINCENT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Disards	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AT.W	0	0	0	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	0	0	0

Table 1 continued (1977-2002).

	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
TOTAL	131013	134044	127517	130961	155818	165001	165373	113946	156547	146535	144428	135219	161322	192456	163848	160492	158338	168170	149112	150624	136481	147471	141651	132366	159156	25855
AT.E	117541	119246	114158	117798	138114	138711	124953	76053	113656	106606	110304	99180	123239	157112	123371	120167	115163	113854	108075	111903	99616	110730	104877	94957	116361	17311
AT.W	13472	14798	13359	13163	17704	26290	39666	37481	42365	31751	27680	30284	32807	27095	32640	32895	37230	46335	34047	30682	29609	28044	28980	30184	38580	8543
UNCL	0	0	0	0	0	0	754	406	526	8178	6444	5755	5276	8249	7837	7430	5944	7982	6990	8040	7256	8697	7794	7225	4215	
Landings AT.E	10943	8980	13715	7690	9788	13211	11507	14694	16120	15301	16750	16020	12168	19560	17772	15095	18470	15652	13496	13804	13974	17480	19056	13009	19886	1315
Longline	15662	11290	6777	12508	7986	10456	6040	8092	9444	3684	4481	7511	6385	7640	5502	3903	4107	8503	7955	8567	5964	8036	7495	8436	5159	2920
Other Surf.	384	878	1375	574	5347	3224	3904	2407	1516	2296	2932	2532	2485	2239	3783	2509	2081	1905	1854	1946	2031	1554	1469	1632	1735	579
Purse seine	90552	98098	92291	97026	114993	111820	103502	50860	86576	85325	86141	73117	102200	127673	96314	98660	90505	87794	84770	87586	77646	83659	76856	71879	89581	12493
AT.W	0	1012	605	392	1917	2970	3603	3698	5478	2421	5468	5822	4834	4718	5359	6276	6383	7094	5297	4560	4275	5511	5349	3649	5315	
Longline	11374	9572	9277	6735	11323	9926	6969	8503	9743	12407	9990	14736	13033	13215	9410	11777	9925	9463	8833	8737	8823	8795	11596	11465	12535	5216
Other Surf.	1025	552	2442	901	1642	1282	3345	2077	6150	7101	5557	3692	3293	2362	3457	3483	4842	10166	13580	6601	4801	4580	5345	5200	6985	3327
Purse seine	1073	3662	1035	5135	2822	12112	25749	23203	20994	9822	6665	6034	11647	6800	14414	11359	16081	19612	6338	10784	11710	9157	6523	7870	13745	
UNCL	0	0	0	0	0	0	754	406	526	8178	6444	5755	5276	8249	7837	7430	5944	7982	6990	8040	7256	8697	7794	7225	4215	
Disards AT.W	0	0	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	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Landings AT.E	2085	2296	904	558	959	1467	788	237	350	59	51	246	67	292	510	441	211	137	216	78	70	115	170	35	34	
BENIN	0	0	48	95	100	113	49	65	60	19	3	2	7	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1	1	1	1
CAMBODIA	0	0	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	0	0
CAP-VERT	104	470	581	864	5281	3500	4341	2820	1901	3326	2675	2468	2870	2136	1932	1426	1536	1727	1781	1448	1721	1418	1663	1851	1684	0
CAYMAN ILS	0	0	0	602	1460	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHINA.PR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	84	71	1535	1652	586	262
CHINESE TAIPEI	208	203	190	71	432	203	452	87	146	254	193	207	96	2244	2163	1554	1301	3851	2681	3985	2993	3643	3389	4014	2787	2586
CONGO	0	0	0	140	50	0	0	0	11	20	15	15	21	22	17	18	17	14	13	12	12	12	12	12	12	12
COTE D'IVOIRE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
CUBA	3000	2339	3168	5128	2945	2251	1916	1467	1585	1332	1295	1694	703	798	658	653	541	238	212	257	269	0	0	0	0	0
EC-ESPANA	35525	33636	40083	38759	51428	54164	51946	40049	66874	61878	66093	50167	61649	68603	53464	49902	40403	40612	38278	34879	24550	31337	19947	24681	30937	88
EC-FRANCE	49948	55192	47776	54372	55085	45717	40470	7946	12304	17756	17491	21323	30807	45684	34840	33964	36064	35468	29567	33819	29966	30739	31246	29789	32211	
EC-PORUGAL	0	125	185	77	208	981	1333	1527	36	295	278	188	182	179	328	195	128	126	231	288	176	267	178	194	3	3
ESTONIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	234	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FAROE-ISLANDS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
G.EQUATORIAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
GABON	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GAMBIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GEORGIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GHANA	621	546	1426	1974	5510	9797	7689	9039	12550	11821	10830	8555	7035	11988	9254	9331	13283	9984	9268	11720	16504	17807	28328	17010	30642	
JAPAN	2647	1722	1241	2217	2863	4815	3062	4344	5765	3634	4521	5808	5882	5887	4467	2961	2627	4194	4770	4246	2733	4092	2101	2268	1423	
KOREA	11060	8625	6449	5349	4288	4010	1629	1917	1668	965	1221	1248	1480	1480	324	259	174	169	436	297	101	23	94	142	3	8

	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	
LATVIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	255	54	16	0	55	151	223	97	25	36	72	334
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	0	208	
LITUANIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	332	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
MAROC	2167	3440	2986	3243	4817	4540	2331	614	2270	2266	1529	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NAMIBIA	0	0	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	3121	5388	1104	0	0	2077	3140	5436	12513	3988	10049	8251	6186	6143	8437	5981	7224	5190	5448	9273	8209	
NETHERLAND ANT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3183	6082	6110	3884	5441	4793	4035	
NORWAY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	813	418	493	1787	1790	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
PANAMA	1736	1477	739	1661	341	1933	1568	1653	3100	0	0	0	0	0	6706	7041	7838	8644	10854	5759	3137	1753	930	1103	574	1022	
PHILIPPINES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	126	173	86	0	50	
POLAND	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
RUSSIA FED.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3200	1862	2160	1503	2936	2696	4275	4931	4359	221	0	0	
SAO TOME & PRINCIPE	45	39	28	31	97	193	194	177	180	180	178	184	198	228	223	229	140	0	0	1	4	4	4	4	4	0	0
SENEGAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	90	132	40	19	6	20	41	208	251	834	252	295	447	
SEYCHELLES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	
SEYCHELLES SH.OB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
SOUTH AFRICA	167	281	4595	540	178	49	456	759	382	55	68	137	671	624	52	69	266	486	183	157	116	229	318	353	316	0	
U.S.A.	6400	8131	2884	1614	1472	636	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
U.S.S.R	1794	687	806	448	541	1004	1282	2168	3768	1851	1275	3207	4246	3615	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
UKRAINE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	215	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
UK-S HELENA	34	37	69	55	59	97	59	80	72	82	93	98	100	92	100	166	171	150	181	151	109	181	116	136	72	9	
VENEZUELA	0	0	0	0	0	0	0	0	634	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
AT.W	43	4	0	0	8	7	0	0	44	23	18	66	33	23	34	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ARGENTINA	58	67	81	40	30	36	51	90	57	39	57	236	62	89	108	179	161	156	255	160	149	150	155	155	142	0	
BARBADOS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	91	0	0	0	
BRAS.BELIZE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	58	
BRAS.CAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
BRAS.EQ-GUINE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	490	496	303	0	
BRAS.ST-VINCENT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	84	171	1709	0	
BRASIL	741	474	972	725	1346	1388	2122	1555	2385	1034	1677	1887	1854	1544	1444	3129	4031	3250	2775	2096	2044	1829	2250	4227	2087	0	
BRASIL-BARBA.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	7	45	1	0	0	0	
BRASIL-ESP.	0	0	0	0	11	5	177	333	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	111	192	490	840	1200	0	
BRASIL-HOND.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	10	13	8	3	23	43	54	120	90	115	0	
BRASIL-JPN	46	378	381	283	727	586	545	261	562	803	589	625	679	214	267	271	307	286	131	0	0	0	0	0	0	0	
BRASIL-KOR	515	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	165	184	0	0	0	0	0	0	0	
BRASIL-PANAMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	76	29	71	21	55	0	
BRASIL-POR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	44	0	25	6	68	0	0	
BRASIL-TAIP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	120	818	780	460	893	579	381	342	437	190	612	0	
BRASIL-URUGUAY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	50	28	47	0	
BRASIL-USA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	5	16	38	14	52	0	
CANADA	0	318	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	7	7	29	25	71	52	174	155	100	57	22	105	125	0	
CANADA-JPN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
CHINA.PR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
CHINESE TAIPEI	164	181	848	616	435	407	87	559	780	1156	709	1641	762	5221	2009	2974	2895	2809	2017	2668	1473	628	655	22	470	435	
COLOMBIA	0	0	0	0	0	3	29	0	180	211	258	206	136	237	92	95	2404	3418	7172	238	46	46	46	46	46	1953	
CUBA	900	661	232	689	1997	1503	793	2538	1906	2081	1062	98	91	53	18	11	1	14	54	40	40	15	15	0	0	65	
DOMINICA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	12	23	30	31	9	0	0	0	80	78	78	0	
DOMINICAN REP.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	89	220	226	0	
EC-ESPANA	266	2029	1052	0	0	0	1957	3976	1000	0	0	1	3	2	1462	1314	989	7	4	36	34	46	30	171	672	0	
EC-FRANCE	0	0	86	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	0	1	
GHANA	0	0	0	265	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
GRENADA	364	166	148	487	64	59	169	146	170	506	186	215	235	530	620	595	858	385	410	523	302	484	430	403	759	0	
JAMAICA	0	0	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	1408	1647	1707	1117	2983	3288	1218	1030	2169	2103	1647	2395	3178	1734	1698	1591	469	589	457	1004	806	1081	1304	1602	1026	0	
KOREA	6522	4259	4414	1933	3325	2249	1920	989	1655	853	236	120	1055	484	1	45	11	0	0	84	156	0	0	0	0	0	0
MEXICO	0	0	0	16	42	128	612	1059	562	658	33	283	345	112	433	742	855	1093	1126	771	826	788	1283	1390	1084	0	
NETHERLAND ANT	151	173	173	173	173	173	173	173	150	150	160	170	170	170	150	160	170										

	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
PANAMA	582	1440	102	807	262	675	62	246	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
PHILIPPINES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	36	106	78	12	75
SEYCHELLES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	0
ST.LUCIA	67	67	28	27	25	26	23	56	79	125	76	97	70	58	49	58	92	130	144	110	110	276	123	134	145	0
ST.VINCENT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	40	48	22	65	16	43	37	35	48	38	33	24	125
TRINIDAD&TOBAGO	0	0	0	0	0	0	232	31	0	0	0	1	11	304	543	4	4	120	79	183	223	213	163	112	122	0
U.S.A	808	1616	298	553	1688	1095	2553	2180	9735	9938	9661	11064	8462	5666	6914	6938	6283	8298	8131	7745	7674	5621	7567	7051	6703	5887
UK-BERMUDA	10	12	26	35	21	22	10	11	42	44	25	23	22	15	17	42	58	44	44	67	55	53	59	31	37	0
URUGUAY	0	0	0	0	0	67	214	357	368	354	270	109	177	64	18	62	74	20	59	53	171	53	88	45	45	0
VENEZUELA	827	1306	2811	5397	4500	14426	16750	16427	18100	9554	11137	10756	15567	10556	16503	13773	16663	24789	9714	13772	14671	13995	11187	10549	17561	0
VENEZUELA-FOR	0	0	0	0	0	0	9826	5452	2435	2201	0	193	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1091
UNCL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	139	156	200	124	0	0	0	0	0	0
CHINESE TAIPEI	0	0	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	284	400	59	62	0	0	0	0
NEI-111	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	649	0	0	0	0
NEI-134	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	98	604	862	1315	1399	2894	1911	1584	1471	0
NEI-144	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	0
NEI-166	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	110	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	0	63
NEI-40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	137	162	78	68	18	174	143	223	48	41	0	11	29	0
NEI-42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
NEI-7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	0
NEI-71	0	0	0	0	0	0	754	406	526	956	1297	2324	2643	3938	4240	3768	2555	3626	2913	3970	4155	4057	3453	2646	332	0
NEI-79	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	77	54	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	951	762	0
NEI-94	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	34	46	22	0	0	0
PANAMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7222	5147	3431	2496	3519	3594	3134	3422	2588	1954	1156	358	385	0	0	0
ST.VINCENT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1956	1341
Discards AT.W	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
U.S.A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	167	0	0	0

Table 2. Species composition (percentage) of the catches by the French, Spanish and NEI purse seine fleets, in free schools and on floating objects.

	Free schools %			Log schools %		
	Yellowfin	Skipjack	Bigeye	Yellowfin	Skipjack	Bigeye
1991	61.4	36.7	1.9	14.5	74.5	11.1
1992	73.9	22.4	3.7	18.5	66.6	14.9
1993	55.2	37.9	6.9	16.7	64.6	18.7
1994	59.3	35.3	5.4	20.0	57.3	22.6
1995	70.6	25.6	3.8	18.0	63.8	18.2
1996	79.8	16.2	4.0	17.9	62.7	19.3
1997	69.9	26.8	3.3	19.3	60.1	20.6
1998	68.4	29.1	2.5	21.3	58.4	20.3
1999	52.1	44.5	3.3	20.7	62.3	16.9
2000	70.0	26.5	3.5	18.4	65.4	16.2
2001	78.6	18.4	2.9	17.0	66.2	16.8
2002	81.9	14.2	3.9	19.3	61.9	18.8

Table 3. Carrying capacity (1000 t), by gear, of the East Atlantic surface fleet.

Year	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	
TOTAL BB+PS	37	32	42	54	46	54	68	62	68	70	77	82	61	52	50	46	44	44	47	57	56	52	46	44	48	44	40	43	44	46	41	
TOTAL BB	7.3	7.6	13	13	9.7	14	16	15	13	12	12	12	11	11	11	8.8	9.2	9.6	9.9	9.9	9.9	10	10	10	10	11	11	11	10	9.9	10	
FISM	2.7	2.1	2	1.8	1.5	1.3	1.3	1.4	1.3	1.3	1.3	1.2	1.2	1.1	1	0.5	0.7	0.8	0.9	0.4	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.2	0.2	0.2	0.2	
TEMA-BASED	3.2	4	8.7	9.2	7.3	11	12.8	11.6	9.7	8.7	8.1	8	7.2	6.6	6.6	4.8	4.8	4.8	4.8	4.8	4.8	4.8	4.8	4.8	4.8	4.8	4.8	4.8	4.8	4.8	4.8	
SPAIN	0.6	1	1.9	1.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.5	0.5	0.5	
(CANAR.)																																
ANGOLA	0.3					0.5	0.5	0.5	0.4	0.5	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	
CAP VERT.							0.2	0.2	1	1	1	1	1	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	
PORTUGAL	0.5	0.5	0.4	0.6	0.3	0.3	0.3	0.6	0.6	0.5	0.3	0.3	0.9	0.9	1.2	1.4	1.6	1.8	2	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	
SPAIN (TROP.)																		0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.3	0.3	0.2	0.3	0.6	
OTH.***																											0.4	0.4	0.5	0.3	0.3	0.3
TOTAL PS	29	25	29	41	36	40	53	47	55	58	65	70	50	42	39	37	35	35	37	47	46	42	36	34	38	33	29	32	34	36	30	
GHANA																																
FISM*	9.2	12.4	14.5	17.2	17.5	14.6	17.6	16.5	17.2	16.8	16.3	16.8	4.8	3	3	5.1	6	6	7	11.8	11.5	11.9	12.1	10.9	11.2	11.3	3.3	3.3	5.3	5.3	5.3	
SPAIN	5.2	7.1	8.4	12.6	16.8	20.7	24.4	25.9	29.5	30.6	31.7	38	33.5	30.3	27.3	23.7	20.5	19.5	19.7	23.7	23.6	19.4	19.1	16.1	14.2	11.4	12.1	11.1	10.5	10.2	11.3	
U.S.A.	11.9	2.9	5.5	10.4	1.7	4.2	10.5	3.2	2.2	1.6	1.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
JAPAN	1.9	1.9	0.6	0.2	0	0	0	0	0	0	0.4	0.4	0.4	0.8	0.8	0.8	0.8	0.4	0.4	0.4	0.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
U.S.S.R.	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	1	3	3.9	4.9	4.9	4.9	5.4	5.4	5.4	5.4	5.4	4.2	4.2	4.2	4.2	3.3	2.5	1.2	0.8	0.8	0.8	0	0	0	
OTH.**	0.9	0.2	0.2	0.4	0.2	0.2	0.2	0.7	2.9	4.9	10.8	10.2	6.4	2	2	2	2	3.4	5.3	6.5	8.8	9.7	9.4	10.9	10	8.1	6.6	6.2	6.1	8	8	

* Includes France, Senegal, Côte d'Ivoire, Vanuatu, Malta and Guinea Conakry up to 1995; starting in 1996, includes France.

** Ghana (1982-87), Mexico (1983), Congo (1980-81), Gran Cayman (1982-83), Portugal (1979-81), Venezuela (1983) and for recent years Morocco, Norway, Panamá, Dutch Antilles, Belize, Vanuatu, Guinea Conakry, and St. Vincent.

*** Cape Verde, Senegal, St. Vicente, Panamá and Netherlands Antilles.

Table 4. Catch-at-age (number of fish) estimated for various fisheries, and the total.

	BRAZIL BAITBOAT							BRAZIL LONGLINE						
	0	1	2	3	4	5+	TOTAL	0	1	2	3	4	5+	TOTAL
1970	0	0	0	0	0	0	0	10	4294	21373	8055	2022	104	35858
1971	0	0	0	0	0	0	0	0	514	15345	1595	29	1	17484
1972	0	0	0	0	0	0	0	0	84	8091	3193	36	6	11410
1973	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1060	3519	51	8	4642
1974	0	0	0	0	0	0	0	1	2190	7828	2084	142	3	12247
1975	0	0	0	0	0	0	0	0	66	7694	2106	118	5	9988
1976	0	0	0	0	0	0	0	0	251	26760	1919	455	16	29400
1977	0	0	0	0	0	0	0	0	174	24624	8919	2390	45	36152
1978	0	0	0	0	0	0	0	0	1197	5774	19299	968	335	27574
1979	0	0	0	0	0	0	0	0	1634	11002	24530	816	375	38356
1980	1027	15057	25142	1531	0	0	42757	0	1080	5383	10292	345	288	17388
1981	5686	62907	31174	5670	0	0	105437	0	3985	52690	3784	0	0	60459
1982	2800	26259	57914	4904	0	0	91876	0	2294	34865	4114	996	192	42460
1983	2169	56750	102470	4495	0	0	165884	0	437	29726	4262	1264	275	35964
1984	2122	68629	46388	14600	0	0	131738	126	8303	11422	6833	0	0	26685
1985	18250	134216	118295	11	0	0	270772	0	1919	17480	2564	884	84	22930
1986	1543	38222	43834	3840	0	0	87440	0	3594	20556	16731	235	97	41212
1987	2684	159778	49059	471	556	120	212668	0	2219	12867	10326	100	50	25562
1988	945	84313	81586	744	0	0	167588	0	7942	40684	3644	234	89	52592
1989	0	69235	69957	848	3	2	140045	0	4816	47934	6230	1490	227	60697
1990	9	157103	13918	0	0	0	171030	0	424	17662	6829	481	69	25465
1991	16873	250064	15692	0	0	0	282629	0	250	16085	6049	547	58	22989
1992	12751	211833	158364	2880	0	0	385828	0	11887	49963	8427	2368	0	72645
1993	15194	372694	155033	1240	0	0	544161	0	0	3952	25682	8560	0	38194
1994	0	306124	155657	1730	0	0	463510	24	2622	22366	14699	2127	52	41889
1995	0	288024	147465	1773	0	0	437261	0	9070	46058	6020	0	0	61149
1996	1	214229	108825	1993	21	2	325071	12	15396	6088	13125	356	29	35004
1997	0	183142	93124	1035	0	0	277301	15	17225	8991	14651	383	29	41293
1998	0	137103	69714	775	0	0	207591	17	20573	10742	17494	456	35	49317
1999	191	21898	73969	8658	127	0	104843	32	38211	25209	50511	7121	1023	122107
2000	0	78430	59107	51150	0	0	188687	14	16968	22230	50588	9910	294	100004
2001	0	49745	32831	8457	0	1990	93022	12	18596	64845	105611	10703	568	200336

	EUROPEAN PURSE SEINE							JAPANESE LONGLINE						
	0	1	2	3	4	5+	TOTAL	0	1	2	3	4	5+	TOTAL
1970	71971	677900	226109	189103	95610	24990	1285683	0	9131	53407	104297	20668	2063	189567
1971	85224	775138	603868	124628	84104	27686	1700648	61	4337	144413	109043	31424	2783	292060
1972	97950	701971	721416	284102	77961	34590	1917990	7	1560	57306	85429	12831	1874	159007
1973	64720	691249	567430	345951	133022	49980	1852352	8	616	54551	45475	6913	1146	108709
1974	524268	817919	611036	369901	150796	58390	2532310	0	189	43832	42845	6996	835	94697
1975	1004442	1134485	911439	412336	375021	112143	3949865	9	370	27622	60382	24206	3265	115854
1976	1110886	1661808	864087	572776	398783	112226	4720566	1	333	46089	47043	9590	821	103877
1977	499614	1832762	952550	577773	362395	76983	4302077	0	733	18307	17004	4774	658	41475
1978	259240	1582980	1189008	702437	322943	43906	4100514	9	931	24741	25336	4927	380	56324
1979	584719	1383434	314713	788942	458783	62056	3592646	0	300	29591	28590	4170	224	62875
1980	1316182	2613542	646603	664676	416063	54198	5711264	2	577	13622	29195	20582	5796	69774
1981	3540695	2333568	893386	603285	725327	117221	8213482	8	2061	43745	49087	14347	2683	111930
1982	993321	3205371	489397	670526	509112	92140	5959867	154	2093	26330	59387	36336	13620	137919
1983	1993869	1983059	645897	557390	537756	94310	5812280	0	186	13339	28126	9987	1297	52935
1984	1163896	2975544	699123	335653	129507	20443	5324166	24	1210	29821	45086	13425	1978	91544
1985	874085	1001229	608481	435205	526861	48968	3494829	24	1582	50925	46517	22745	3197	124990
1986	1427754	1163531	188982	650230	444233	54376	3929107	0	239	20449	49311	11910	1496	83405
1987	1487712	1507490	445248	492677	513862	49023	4496012	0	385	28918	40817	13087	765	83971
1988	1350174	1383838	283428	636383	351662	32894	4038379	13	422	43100	72116	26600	1006	143258
1989	2033805	1475814	136816	514788	723727	93314	4978265	0	86	47238	85266	36034	4107	172730
1990	1761272	1057856	269003	683428	774593	133397	4679548	15	30	17558	89398	33093	6010	146105
1991	1067331	1095975	187415	446622	639068	93619	3530031	0	2793	43934	39624	24134	3234	113719
1992	1019669	785924	332515	521399	566668	85417	3311592	0	22	9645	42663	11524	1510	65363
1993	587886	1009074	242716	497318	536660	57544	2931197	0	53	7475	48925	30896	4533	91882
1994	829408	675900	323304	401080	556862	70617	2857170	0	277	21226	60166	30601	5771	118041
1995	994854	741416	294697	390730	502069	56093	2979859	0	3419	34084	48449	31552	7048	124552
1996	985596	912133	262163	455639	455860	45861	3117252	0	95	5902	75543	33012	5409	119960
1997	1163288	497978	116876	267983	450525	47030	2543680	0	7	12434	39217	34928	4723	91309
1998	1167682	846321	76820	257584	479683	88455	2916546	2	632	24304	71682	36187	6700	139507
1999	1197209	1564240	195006	214958	342522	62332	3576265	0	136	12836	39030	27715	4032	83749
2000	1874689	1471357	297897	315714	281452	56764	4297873	0	92	8532	48698	38753	9110	105185
2001	1605008	1187728	143590	531073	342842	51150	3861391	0	25	4585	38917	17912	1292	62731

	MEXICAN-LONGLINE							USA-LONGLINE-GOFM						
	0	1	2	3	4	5+	TOTAL	0	1	2	3	4	5+	TOTAL
1970	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1973	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1974	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1975	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1977	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1978	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1979	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1980	0	0	188	202	35	1	426	0	0	55	58	10	0	124
1981	0	0	150	805	35	22	1012	0	0	19	103	5	3	130
1982	0	10	324	1760	589	76	2759	0	1	46	252	84	11	395
1983	0	0	0	0	0	0	0	0	5	50	560	546	52	1213
1984	0	0	0	0	0	0	0	0	31	1706	5976	609	33	8355
1985	0	0	0	0	0	0	0	0	15	3571	12189	790	5	16568
1986	0	0	0	0	0	0	0	0	52	6811	69139	5734	92	81829
1987	0	0	0	0	0	0	0	0	55	14449	77364	8847	25	100741
1988	0	0	0	0	0	0	0	0	166	25044	136038	24971	204	186422
1989	0	0	0	0	0	0	0	0	47	72962	77720	12223	77	163029
1990	0	0	0	0	0	0	0	0	133	8714	81113	8603	50	98613
1991	0	0	0	0	0	0	0	0	116	7588	70623	7492	44	85862
1992	0	0	0	0	0	0	0	0	160	10529	98018	10396	60	119164
1993	0	0	429	2791	931	0	4151	0	114	7430	69129	7333	43	84048
1994	0	0	2062	12130	1733	115	16039	0	122	11798	43154	4684	122	59880
1995	0	0	0	0	0	0	0	0	94	6904	33520	5622	116	46255
1996	0	0	0	0	0	0	0	0	31	24600	27601	6119	138	58489
1997	0	39	2959	15607	2689	59	21353	0	118	8990	46997	8098	175	64377
1998	1	1339	9927	13188	1137	23	25614	0	0	0	0	0	0	0
1999	3	2136	16295	21764	1695	39	41932	0	1035	27378	53692	4437	88	86630
2000	0	196	17149	20504	3448	130	41428	0	81	5182	38766	6920	192	51142
2001	172	663	1679	16732	4119	157	23522	0	29	3456	25579	5572	140	34776

	USA-LONGLINE-ALL-AREAS							USA-R-R						
	0	1	2	3	4	5+	TOTAL	0	1	2	3	4	5+	TOTAL
1970	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1973	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1974	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1975	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1977	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1978	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1979	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1980	0	3	928	428	41	1	1401	0	0	71	24	0	0	96
1981	0	10	593	626	30	4	1263	0	0	45	19	0	0	64
1982	0	49	1123	576	124	12	1883	0	8	385	171	11	1	576
1983	0	127	2982	1556	662	58	5384	172	3888	68563	9415	6061	2208	90306
1984	0	616	5765	9462	758	41	16641	0	12	3890	9935	124	17	13977
1985	0	53	6449	13111	869	9	20490	0	5245	199697	4030	0	0	208971
1986	0	524	18886	77875	6368	160	103813	37	89640	214327	9408	0	0	313412
1987	0	627	30363	86260	10080	131	127461	2617	49773	187178	16546	38	0	256152
1988	0	1127	46989	145264	27128	456	220964	65	35587	109578	1882	140	647	147899
1989	0	231	88440	85584	13577	211	188043	1215	6227	76455	10503	22	0	94421
1990	0	2860	23198	91790	10887	311	129047	349	11377	18244	6824	0	0	36793
1991	0	4260	28680	83810	8368	120	125238	907	29607	47475	17758	0	0	95747
1992	0	3770	29116	110452	12106	244	155688	612	19980	32037	11983	0	0	64611
1993	0	3119	22904	79462	8728	193	114406	1214	39631	63543	23767	0	0	128155
1994	2	3554	44841	50717	6875	557	106545	0	16333	216953	5689	4760	1270	245005
1995	0	935	54417	49065	9200	786	114403	0	96	119548	10331	6980	851	137806
1996	3	1569	41374	43904	10697	803	98350	0	7905	78381	41249	2857	1129	131521
1997	0	683	48163	56748	9938	359	115890	155	33638	197645	6922	26	39	238425
1998	3	4163	30859	41006	3544	75	79650	0	93030	121716	14747	1321	220	231033
1999	8	5900	45095	60591	4892	119	116605	919	100526	225619	6144	541	198	333947
2000	0	410	35802	42806	7199	272	86489	1999	18035	241952	3664	259	118	266027
2001	0	450	19922	34553	6126	303	61354	2	53420	212419	19192	2929	1078	289040

	VENEZUELA LONGLINE							VENEZUELA PURSE SEINE						
	0	1	2	3	4	5+	TOTAL	0	1	2	3	4	5+	TOTAL
1970	0	411	5877	23345	8194	821	38647	0	0	0	0	0	0	0
1971	0	0	8866	24124	8614	293	41897	0	0	0	0	0	0	0
1972	0	10	23541	27368	5641	490	57050	0	0	0	0	0	0	0
1973	0	46	16140	27880	5758	311	50135	0	0	0	0	0	0	0
1974	0	82	9796	13662	6565	695	30799	0	0	0	0	0	0	0
1975	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1977	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1978	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1979	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1980	0	0	17040	13342	0	660	31042	34333	123598	192264	3433	0	0	353628
1981	0	0	8402	15802	2200	200	26604	17383	164679	58553	29276	0	0	269891
1982	0	18	1560	8563	823	652	11616	1480	573763	232334	105412	7032	0	920021
1983	0	46	16771	20332	2439	428	40016	13582	758937	266013	309649	13457	2385	1364023
1984	0	743	21866	23633	3079	607	49928	29852	1063161	576247	73536	6591	0	1749386
1985	3	556	19236	22979	3473	550	46796	27396	631980	390420	102871	24245	390	1177301
1986	0	0	0	18166	3878	0	22044	19918	512903	373380	29798	5634	0	941633
1987	0	0	0	20692	0	0	20692	18148	301910	134618	80666	3136	234	538712
1988	0	11	2385	11685	2745	882	17708	5952	448121	55270	85032	0	0	594375
1989	0	129	1013	9699	2178	414	13432	14356	251878	180526	196226	5961	93	649040
1990	0	1949	1015	1612	2099	382	7057	11484	330374	136698	51789	6367	0	536712
1991	0	268	335	7363	870	535	9371	16884	585785	192636	149945	6876	2520	954645
1992	0	22	1022	4088	3997	501	9630	7005	457582	121328	158380	3996	4554	752845
1993	12	809	958	6874	5408	1304	15365	25718	414161	315131	198865	11430	3394	968699
1994	43	2232	4456	9380	4345	245	20700	57232	1294411	400406	142102	7231	3617	1905000
1995	48	1658	2931	12374	2059	42	19112	51517	325356	128561	62128	1773	843	570179
1996	25	868	4697	5057	1114	25	11787	87598	553228	218600	105642	3014	1434	969516
1997	22	754	844	3674	3155	364	8813	95433	602714	238153	115091	3283	1562	1056236
1998	87	1240	634	9000	1456	812	13229	89539	288807	317953	85498	4691	328	786817
1999	2	219	842	3599	2543	2260	9465	3371	182888	236406	66581	2950	421	492617
2000	0	59	5193	6209	1044	39	12545	16581	224050	152337	122284	2280	0	517531
2001	0	1100	4517	6847	1183	99	13747	504	308751	219959	101908	28252	28756	688129

	TOTAL GENERAL						
	0	1	2	3	4	5+	TOTAL
1970	361290	2228085	605420	648013	340091	86167	4269065
1971	344447	1976636	1279261	477319	298755	73247	4449664
1972	370590	2052617	1489570	786834	291926	91974	5083511
1973	243206	1576997	1248331	813850	371387	103750	4357522
1974	886957	2496477	1271775	899701	404381	115653	6074944
1975	1850684	2801727	1716579	841263	605399	163290	7978941
1976	2183557	3634889	1385208	869094	549815	148633	8771196
1977	1488114	4057037	1710167	971284	505553	105392	8837547
1978	1592933	3664821	1961437	1156100	443033	61007	8879330
1979	2028285	3775309	1021140	1157783	538167	73805	8594489
1980	3199999	4016358	1246831	969699	534579	84736	10052202
1981	6465640	4053318	1475643	929306	811564	140382	13875853
1982	2344901	6792111	1375755	1214491	710639	145896	12583793
1983	3882086	4679572	1676412	1282958	704749	127855	12353632
1984	2800276	6943738	1950748	861803	213106	30621	12800292
1985	4203431	4163155	2140166	957833	740364	70069	12275017
1986	3579489	4358942	1304866	1351145	587700	69230	11251373
1987	5425247	4296201	1511734	1054533	654715	66184	13008614
1988	4190943	4995091	1135147	1360588	483377	44520	12209665
1989	5088215	4119179	941651	1212181	949762	123347	12434335
1990	5872122	5884376	973710	1352741	1055151	179948	15318047
1991	4278094	5445848	1179901	1107552	835857	127696	12974947
1992	3926730	4974775	1236142	1299437	792985	126543	12356611
1993	6133778	5315142	1526650	1367869	749537	82401	15175376
1994	3242852	6397082	2195500	1088440	765828	101475	13791177
1995	4136146	4859825	1542987	999444	726479	84320	12349200
1996	4346633	5424651	1305174	1140755	703503	78690	12999406
1997	4212011	6938002	1093216	803589	701164	83119	13831101
1998	4231256	7209938	1258502	826179	719570	134519	14379962
1999	4849271	11650794	1721474	794655	527030	97010	19640233
2000	6613156	5818782	1268666	1123575	475816	100653	15400647
2001	6156512	10030594	1574407	1261613	538391	109210	19670727

Upper limit for age slicing (cm) to create catch-at-age.

Quarter	0	1	2	3	4
1	42	60	100	136	157
2	45	69	110	143	161
3	48	78	120	148	163
4	53	89	128	153	166

Table 5. CPUE series considered in the Atlantic yellowfin stock assessment.

Name	JLL-N	JLL-W	EC-PS	GOMEX-LL	US-LL-N	US-LL-W	VEN-LL	VEN-PS	US-RR	BRA-BB	BRA-LL	Dakar-BB	Combined
Country	Japan	Japan	Europe	US-Mexico	US	US	Venezuela	Venezuela	US	Brazil	Brazil	Europe	Multiple
Gear	LL	LL	PS	LL	LL	LL	LL	PS	RR	BB	LL	BB	Multiple
Units	Numbers	Weight	Weight	Numbers	Numbers	Weight	Numbers	Weight	Number	Weight	Number	Weight	Multiple
Source	SCRS/03/56	Okamoto*	Planet*	SCRS/03/61	SCRS/03/60	SCRS/03/60	SCRS/03/54	2000 Meeting	SCRS/03/62	Appendix 5	Appendix 6	Planet*	Appendix 7
1965	1946												
1966	1285												
1967	1957												
1968	1701												
1969	1908												
1970	1184	1472	5061									1210	
1971	1123	1405	4318									0866	1000
1972	1276	1656	4795									0978	0880
1973	1319	1657	4833									1166	0967
1974	1382	1639	4405									0986	0961
1975	0919	1139	4744									1138	0878
1976	0897	1053	4693								3866	0727	0923
1977	0773	0866	4610								2084	1054	0914
1978	0899	1034	4195								1085	1046	0896
1979	1114	1251	4171								0980	0844	0819
1980	0745	0855	3457								1272	0718	0821
1981	0858	0982	3709								1092	0895	0675
1982	0856	1000	3166							0263	1513	2523	0728
1983	0681	0777	2748							0607	0995	2239	0617
1984	0942	1071	2172							0691	1111	1336	0538
1985	0922	1032	3732							1254	0442	1372	0442
1986	0891	0956	4026						1159	0644	0784	1257	0733
1987	1142	1244	3527		11281	697603		4113	0901	1484	0651	2315	0773
1988	1092	1146	3340		12178	766900		4007	0901	1485	0564	1827	0707
1989	0945	0990	4162		11298	764943		7385	0686	1485	0519	1717	0677
1990	0988	1053	4531		9730	641540		4015	0515	1333	0651	1208	0854
1991	0845	0906	3605		8290	578948		4868	0293	0939	0308	1557	0863
1992	0682	0775	3290	1427	10410	578629		3559	1047	0847	0383	3463	0721
1993	0670	0685	3256	1105	7472	389390		3404	0539	1454	0729	3273	0663
1994	0709	0773	3123	1553	8105	367005		4409	0885	2372		2032	0655
1995	0766	0823	3192	1003	8130	396093		2909	1917	1238		1660	0650
1996	0649	0694	3116	0781	6103	319825		4480	1613	0511	0856	1177	0598
1997	0558	0583	2887	1032	7087	358257		1419	0962	0663	1003	1481	0609
1998	0637	0672	2748	0892	5232	311143		1394	0952	0439	1150	0820	0489
1999	0633	0674	2450	1135	6686	365309		2971	1047	1390	0468	0297	0485
2000	0594	0616	2548	0744	6419	353715			1736	0214	1631	1074	0502
2001	0514	0521	2812	0662	5779	317192			1159		0457	0418	0478
2002			3045	0665	5791	334805			0926	1173	0407	0537	0517
							0852		0663				

Table 6. Biological parameters used in the 2003 Atlantic yellowfin assessment.

Natural mortality	Assumed to be 0.8 for ages 0 and 1, and 0.6 for ages 2+
Assumed “birth date” of age 0 fish	February 14 (approximate mid-point of the peak spawning season).
Plus group	Age 5+
Growth rates	Length at age was calculated from the Gascuel <i>et al.</i> (1992) equation: $FL\text{ (cm)} = 37.8 + 8.93 * t + (137.0 - 8.93 * t) * [1 - \exp(-0.808 * t)]^{7.49}$
Weights -at-age	Average weights-at-age were based on the Gascuel <i>et al.</i> (1992) growth equation and the Caveriviere (1976) length-weight relationship: $W(\text{kg}) = 2.1527 \times 10^{-5} * L(\text{cm})^{2.976}$
Maturity schedule	Assumed to be knife-edge at the beginning of age 3.
Partial recruit ment	Based on output from age-structured VPA (see section addressing yield-per-recruit).

Table 7. Summary of PRODFIT results.

Index	m=	S.E.=	F _{MSY}	MSY=	Y ₀₁ /MSY	Effort MSY
EC-PS (corrected)	1	13698	1.15	161289	0.987	67090
EC-PS (uncorrected)	1	24853	1.08	163352	0.973	63003
Combined Index	1	14823	1.08	160190	0.990	62765
EC-PS (corrected)	2	11375	0.88	154423	1.031	51312
EC-PS (uncorrected)	2	20375	0.86	159518	0.998	58219

Table 8. Production model runs considered. Model names beginning with ‘A’ reflect ASPIC runs while names beginning with ‘M’ reflect runs of the multi-fleet production model.

	A1	A2	A3	A4	A5 ¹	M1	M2 ¹
First Data Year	1970	1970	1970	1950	1957	1950	1957
No. CPUE series ²	Combined index only	Combined index only	Combined index only	Combined index only	Combined index only	All indices	All indices
Bounds on Φ or m ³	[0.40, 0.75]	[0.40, 0.75]	[0.40, 0.75]	[0.40, 0.75]	[0.40, 0.75]	[1.0, 2.5]	[1.0, 2.5]
Bounds on r	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	[0.65, 0.9]	[0.65, 0.9]
Fixed value of B ₀ /K	0.8	0.85	0.9	1.0	1.0	N/A	N/A
Prior on MSY	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	Normal (161000, 15000 ²)	Normal (161000, 15000 ²)
Prior on m	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	Lognormal (1.9, 0.1 ²)	Lognormal (1.9, 0.1 ²)
Prior on r	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	Lognormal (0.8, 0.05 ²)	Lognormal (0.8, 0.05 ²)

¹ Model A5 and M2, which consider the time series 1957-2001, are considered the final base models for ASPIC and the multi-fleet production model, respectively.

² See Table 5 for a description of all available indices.

³ ASPIC fits the generalized model by constraining $\Phi = B_{MSY}/K$, while the multi-fleet model estimates m.

Table 9. Results of production model runs considered. Model names beginning with ‘A’ reflect ASPIC runs while names beginning with ‘M’ reflect runs of the multi-fleet production model.

	A1	A2	A3	A4	A5 ¹	M1	M2 ¹
K	608100	632300	655600	659600	728800	561048	672559
B _{MSY}	396900	417200	436900	441500	491800	179577	246069
MSY	150400	150000	149600	149700	148300	149152	147164
F _{MSY}	0.379	0.360	0.343	0.339	0.302	0.831	0.598
B ₀₁	296000	310100	324000	325000	360600	218275	272229
F ₀₁	0.537	0.513	0.492	0.490	0.441	0.787	0.616
F ₀₁ /F _{MSY}	1.42	1.43	1.44	1.45	1.46	0.946	1.020
B ₀₁ /B _{MSY}	0.746	0.743	0.741	0.736	0.733	1.22	1.10
Φ	0.653	0.660	0.666	0.672	0.675	---	--
m	---	---	---	---	---	2.34	2.24
r	---	---	---	---	---	0.87	0.76

¹Model A5 and M2, which consider the time series 1957-2001, are considered the final base models for ASPIC and the multi-fleet production model, respectively.

Table 10. Specifications for the various runs made with VPA-2Box.

Run	Indices	F-ratio	SRR fit	Recent selectivity constraints	Recent Recrt. constraints	Terminal F	Index weighting	Index catchability
1 (Base Case)	All (Table 5), except US-RR	Random walk s=0.2	None	None	4 years s=0.4	Estimate all	Equal	Constant
2	All	Random walk s=0.2	None	None	4 years s=0.4	Estimate all	Equal	Constant
3	All (Table 5), except US-RR	Constant (estimated)	None	None	4 years s=0.4	Estimate all	Equal	Constant
4	All (Table 5), except US-RR	Fixed at 1.0	None	None	4 years s=0.4	Estimate all	Equal	Constant
5	All (Table 5), except US-RR	Random walk s=0.2	Beverton-Holt	None	4 years s=0.4	Estimate all	Equal	Constant
6	All (Table 5), except US-RR	Random walk s=0.2	None	Last 3 year's penalty, s=0.4	4 years s=0.4	Estimate all	Equal	Constant
7	All (Table 5), except US-RR	Random walk s=0.2	None	None	4 years s=0.4	Estimate all	Variance scaling	Constant
8	All (Table 5), except US-RR	Random walk s=0.2	None	None	4 years s=0.4	Estimate all	Equal	Constant for JPN-LL; random walk s=0.1 others
9	All (Table 5), except US-RR	Estimate all	None	None	4 years s=0.4	Estimate all	Equal	Constant

Table 11. Diagnostics for several trials of VPA-2BOX.

Run	Total Objective Function	Log-Likelihood			Log-Posterior		Data		Errors	
		AIC	AICC	BIC	Deviance	Posterior	Constraints	Points	Parameters	(Bounds)
1	-66.10	213.42	250.71	350.95	13.95	49.43	2.72	157	45	No
2	-87.02	199.90	234.22	344.95	13.26	71.02	2.74	173	46	No
3	-15.06	253.51	256.47	296.30	12.32	0	2.73	157	14	No
4	-13.44	254.75	257.30	294.49	10.70	0	2.73	157	13	Yes *
5	-125.05	99.52	140.91	243.16	13.79	43.45	67.81	157	47	No
6	-74.99	195.65	232.94	333.18	13.70	49.39	11.90	157	45	No
7	-204.75	-47.88	7.69	114.10	159.01	44.55	1.20	157	53	No
8	-337.13	-82.63	-4814.63	430.81	284.70	49.69	2.74	157	168	Yes **
9	-19.06	307.50	344.80	445.04	16.35	0	2.71	157	45	Yes ***

* One terminal F parameter bound exceeded.

** Number of parameters exceeds number of data points.

*** Six parameters at boundary conditions.

Table 12a. VPA Base Case (Run 1) estimates of the abundance of Atlantic yellowfin tuna at the beginning of the year.

Year	Age					
	0	1	2	3	4	5+
1970	66996360	31420172	10871957	7036462	3394721	3713260
1971	65129572	29867697	12673890	5526504	3391779	3591716
1972	56061221	29039795	12138628	6028559	2686730	3562540
1973	61145300	24948287	11717954	5584177	2739645	3151140
1974	68337526	27315548	10187030	5526722	2476930	2889009
1975	79398844	30127907	10659054	4670829	2384280	2569100
1976	79422779	34470739	11725670	4611683	1957563	2166657
1977	67703425	34265512	13141428	5432677	1905510	1763048
1978	59829020	29451666	12780345	5975612	2281965	1575416
1979	62485977	25845695	10871894	5598366	2447845	1753919
1980	57715832	26756912	9186387	5226231	2240546	1866016
1981	81395763	23855966	9442111	4140449	2170210	1809056
1982	67570945	32386573	8121020	4117191	1605617	1508381
1983	87551137	28836136	10219829	3465260	1394002	1105155
1984	74002577	36816092	9954595	4399863	994646	789370
1985	87103293	31430328	12101668	4060214	1794885	803776
1986	76414186	36407095	11442215	5099879	1541834	854462
1987	76669180	32009240	13548368	5334975	1833108	849854
1988	65398484	30933137	11617293	6340873	2169592	960800
1989	79053661	26667191	10694080	5552894	2502986	1338783
1990	77989519	32220970	9337068	5185982	2177387	1348137
1991	73965518	31238575	10711702	4418855	1878850	1069426
1992	79804269	30458306	10547488	5024262	1632422	939962
1993	85876502	33307523	10494417	4893897	1828024	767742
1994	64924460	34611368	11554816	4656918	1709484	837402
1995	62638051	27065920	11458690	4761599	1775550	787953
1996	64481009	25462897	9049952	5173373	1895282	834478
1997	70620076	26154910	7982490	4024042	2020519	943709
1998	82173577	28998501	7359255	3590860	1630681	1069480
1999	87705338	34174804	8454304	3131846	1378285	880156
2000	93550656	36260410	8061007	3402551	1150198	797081
2001	93932039	37748470	12558847	3508641	1069465	661176
2002		38213784	10610793	5753640	1032490	496866

Table 12b. VPA Base Case (Run 1) estimates of the fishing mortality rates on Atlantic yellowfin tuna.

Year	Age					
	0	1	2	3	4	5+
1970	0008	0108	0077	0130	0142	0031
1971	0008	0100	0143	0121	0124	0027
1972	0010	0108	0176	0189	0155	0035
1973	0006	0096	0152	0213	0197	0045
1974	0019	0141	0180	0241	0241	0055
1975	0034	0144	0238	0270	0402	0088
1976	0041	0164	0169	0284	0455	0095
1977	0032	0186	0188	0267	0424	0082
1978	0039	0197	0225	0292	0294	0053
1979	0048	0234	0132	0316	0339	0057
1980	0083	0242	0197	0279	0373	0062
1981	0122	0278	0230	0347	0657	0108
1982	0052	0353	0252	0483	0833	0137
1983	0066	0264	0243	0648	1022	0166
1984	0056	0313	0297	0297	0329	0053
1985	0072	0210	0264	0368	0752	0122
1986	0070	0188	0163	0423	0674	0113
1987	0108	0214	0159	0300	0618	0109
1988	0097	0262	0138	0330	0344	0063
1989	0098	0249	0124	0336	0670	0130
1990	0115	0301	0148	0415	0955	0193
1991	0087	0286	0157	0396	0839	0171
1992	0074	0266	0168	0411	0959	0195
1993	0109	0259	0212	0452	0746	0153
1994	0075	0305	0287	0364	0848	0174
1995	0100	0296	0195	0321	0744	0152
1996	0102	0360	0210	0340	0650	0133
1997	0090	0468	0199	0303	0595	0124
1998	0077	0433	0254	0358	0829	0181
1999	0083	0644	0310	0402	0677	0157
2000	0108	0260	0232	0557	0756	0182
2001	0099	0469	0181	0623	1015	0245

Table 13. Selectivities (Sel), age-specific natural mortality (M), spawning weight (SWt), and catch weight (CWt) for yellowfin tuna. Selectivities came from Run 1 of the VPA model.

Age	Sel	M	Mat	SWt	CWt
0	012	080	000	000	137
1	059	080	000	197	351
2	031	060	000	767	1622
3	065	060	100	2920	4442
4	100	060	100	5912	7152
5	024	060	100	8104	9002
6	024	060	100	9263	9580
7	024	060	100	9789	9924
8	024	060	100	10010	10066
9	024	060	100	10100	10122
10	024	060	100	10136	10144
11	024	06	100	10136	10144

Table 14. Yield-per-recruit and spawning biomass-per-recruit analyses.

	F	Recruits	SSB	YPR	Yield	SPR
F _{MAX}	08001	72310453	2310899	20423067	1476801	0225317
F ₀₁	05465	73849688	3543572	19510993	1440881	0345477
F _{MSY}	07239	72821742	2617779	20357795	1482490	0255217
F ₉₉₋₀₁	08160	72197877	2252459	20420520	1474320	0219619
F _{30%SPR}	06278	73405329	3076918	20045636	1471460	0300000
F _{40%SPR}	04644	74253542	4102604	18635677	1383770	0400000

Table 15a. Results of projection 1 from VPA, fixing F_{MSY}=08.

Yield year	lower 10%	median	upper 10%	F/F _{MSY} year	lower bound	F _{MSY} = point estimate	07239 upper bound
2001	155900	155900	155900	2001	1167	1520	2044
2002	142300	163850	185200	2002	0967	1167	1450
2003	125600	154100	187100	2003	1105	1105	1105
2004	120400	149150	185000	2004	1105	1105	1105
2005	117700	149450	195800	2005	1105	1105	1105
2006	110000	152350	203000	2006	1105	1105	1105
2007	111400	154550	207000	2007	1105	1105	1105
2008	111600	144850	202500	2008	1105	1105	1105
2009	104500	149350	228000	2009	1105	1105	1105
2010	108400	145450	213200	2010	1105	1105	1105
2011	105400	140500	198600	2011	1105	1105	1105

SSB year	lower 10%	median	upper 10%	B/B _{MSY} year	lower bound	SSB _{MSY} = point estimate	156673 upper bound
2001	99100	121000	146000	2001	0633	0772	0932
2002	126000	151000	185000	2002	0804	0964	1181
2003	114000	149000	187000	2003	0728	0951	1194
2004	117000	155000	186000	2004	0747	0989	1187
2005	105000	143000	208000	2005	0670	0913	1328
2006	95500	152000	216000	2006	0610	0970	1379
2007	96100	157000	217000	2007	0613	1002	1385
2008	98700	146000	234000	2008	0630	0932	1494
2009	99300	151000	269000	2009	0634	0964	1717
2010	98100	151000	229000	2010	0626	0964	1462
2011	91300	147000	241000	2011	0583	0938	1538

Table 15b. Results of projection 2 from VPA, fixing $F_{1992}=096$.

Yield				F/F_{MSY}	F_{MSY}= 07239		
year	lower 10%	median	upper 10%	year	lower bound	point estimate	upper bound
2001	155900	155900	155900	2001	1168	1520	2043
2002	142300	163850	185200	2002	0966	1167	1448
2003	145100	177500	215800	2003	1326	1326	1326
2004	131200	161550	200300	2004	1326	1326	1326
2005	120700	155050	204300	2005	1326	1326	1326
2006	111300	152550	207500	2006	1326	1326	1326
2007	111700	149650	206200	2007	1326	1326	1326
2008	110500	142450	201700	2008	1326	1326	1326
2009	102000	146150	227600	2009	1326	1326	1326
2010	104800	145250	209700	2010	1326	1326	1326
2011	104400	137700	198200	2011	1326	1326	1326

SSB				B/B_{MSY}	SSB_{MSY}= 156673		
year	lower 10%	median	upper 10%	year	lower bound	point estimate	upper bound
2001	99110	121050	146000	2001	0633	0773	0932
2002	126300	151000	184600	2002	0806	0964	1178
2003	108200	141200	177200	2003	0691	0901	1131
2004	101200	135350	167700	2004	0646	0864	1070
2005	83820	116200	171500	2005	0535	0742	1095
2006	71700	119050	172000	2006	0458	0760	1098
2007	69170	118850	164600	2007	0441	0759	1051
2008	72970	109400	178700	2008	0466	0698	1141
2009	68200	109500	202500	2009	0435	0699	1293
2010	68810	112450	169200	2010	0439	0718	1080
2011	61500	106700	173400	2011	0393	0681	1107

Table 15c. Results of projection 3 from VPA, fixing $F_{01}=055$.

Yield				F/F_{MSY}	F_{MSY}= 07239		
year	lower 10%	median	upper 10%	year	lower bound	point estimate	upper bound
2001	155900	155900	155900	2001	1168	1520	2043
2002	142300	163850	185200	2002	0966	1167	1448
2003	0	0	0	2003	0760	0760	0760
2004	0	0	0	2004	0760	0760	0760
2005	0	0	0	2005	0760	0760	0760
2006	0	0	0	2006	0760	0760	0760
2007	0	0	0	2007	0760	0760	0760
2008	0	0	0	2008	0760	0760	0760
2009	0	0	0	2009	0760	0760	0760
2010	0	0	0	2010	0760	0760	0760
2011	0	0	0	2011	0760	0760	0760

SSB				B/B_{MSY}	SSB_{MSY}= 156673		
year	lower 10%	median	upper 10%	year	lower bound	point estimate	upper bound
2001	99110	121050	146000	2001	0633	0773	0932
2002	126300	151000	184600	2002	0806	0964	1178
2003	124400	163350	204400	2003	0794	1043	1305
2004	146300	189050	228300	2004	0934	1207	1457
2005	147900	196600	282200	2005	0944	1255	1801
2006	150300	225700	301800	2006	0959	1441	1926
2007	151900	244550	334300	2007	0970	1561	2134
2008	162600	235800	353900	2008	1038	1505	2259
2009	168400	244900	417600	2009	1075	1563	2665
2010	171400	242800	358800	2010	1094	1550	2290
2011	154900	247400	369500	2011	0989	1579	2358

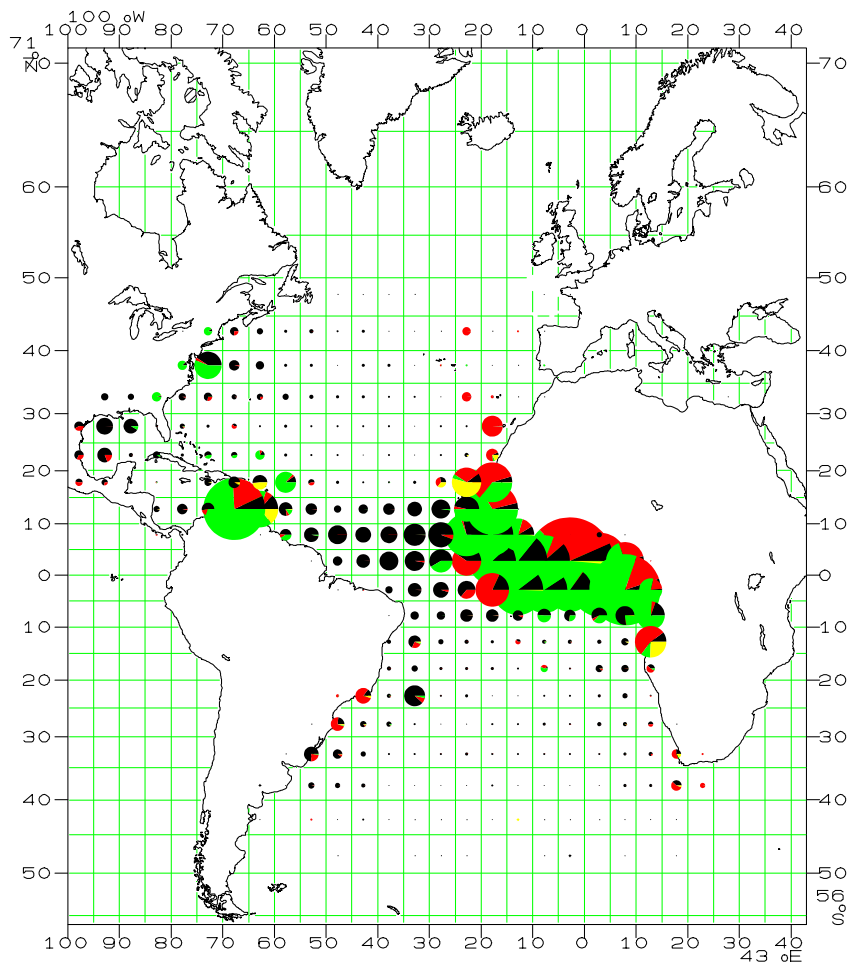


Figure 1. Geographical distribution of Atlantic yellowfin tuna catches, by fishing gear, 1950-2000 combined. Black, medium-shaded, dark-shaded, and light-shaded areas in circles correspond to catches by longline, purse seine, baitboat and other fisheries, respectively.

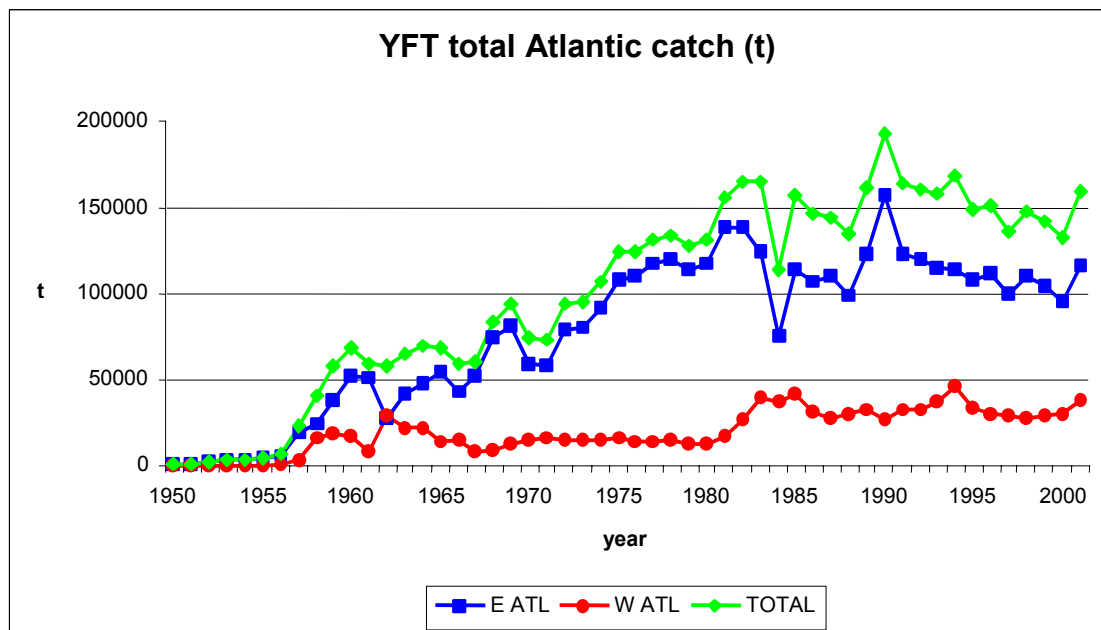


Figure 2. Estimated catches of Atlantic yellowfin tuna (t), 1950-2000.

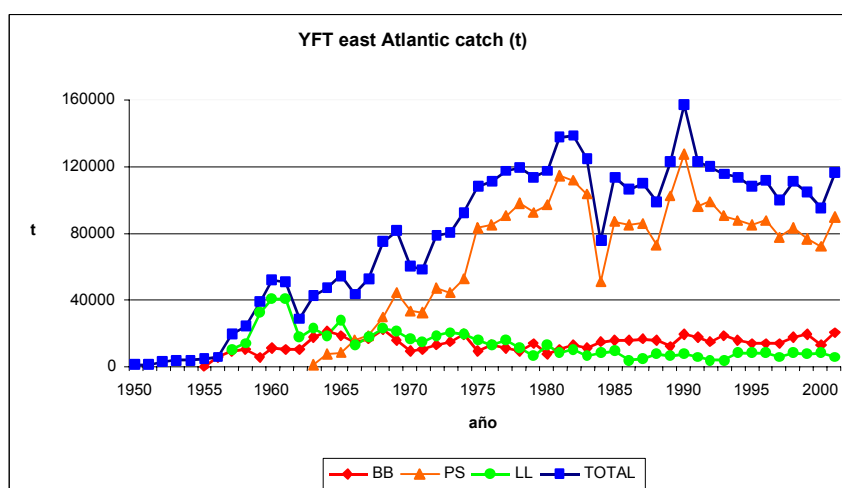


Figure 3. Estimated catches (t) of East Atlantic yellowfin tuna by fishing gear, 1950-2000.

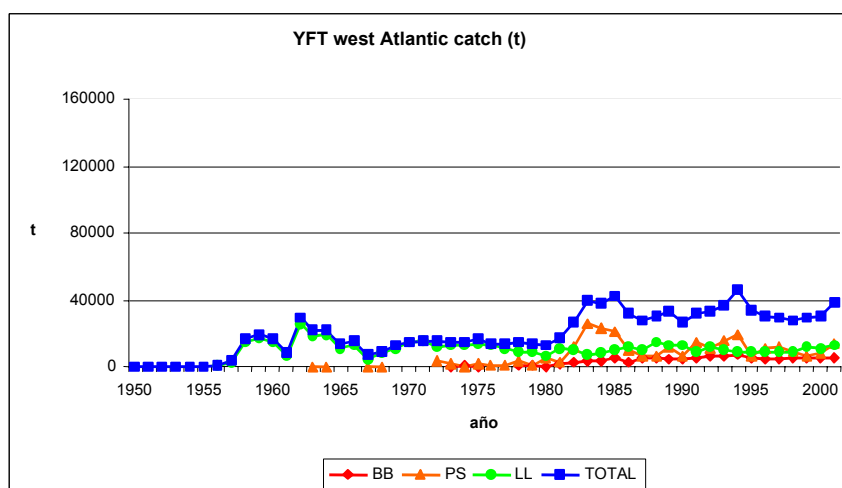


Figure 4. Estimated catches (t) of West Atlantic yellowfin tuna by fishing gear, 1950-2000.

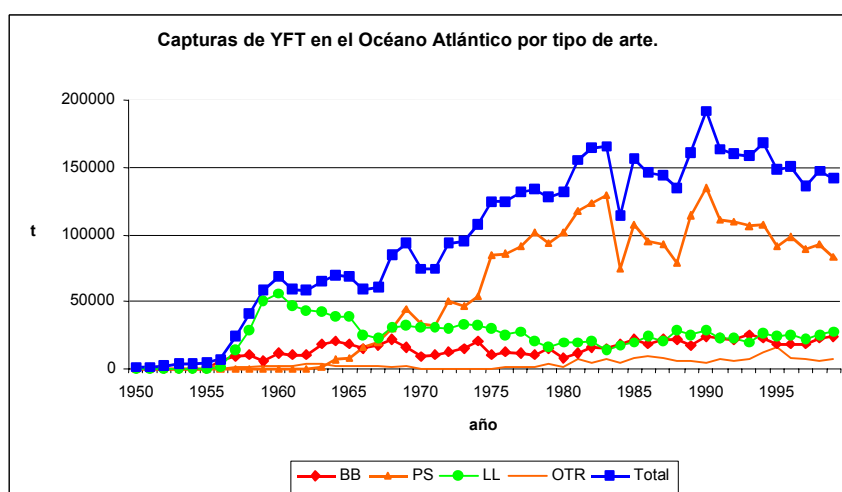


Figure 5. Estimated catches (t) of Atlantic yellowfin tuna by fishing gear, 1950-2000.

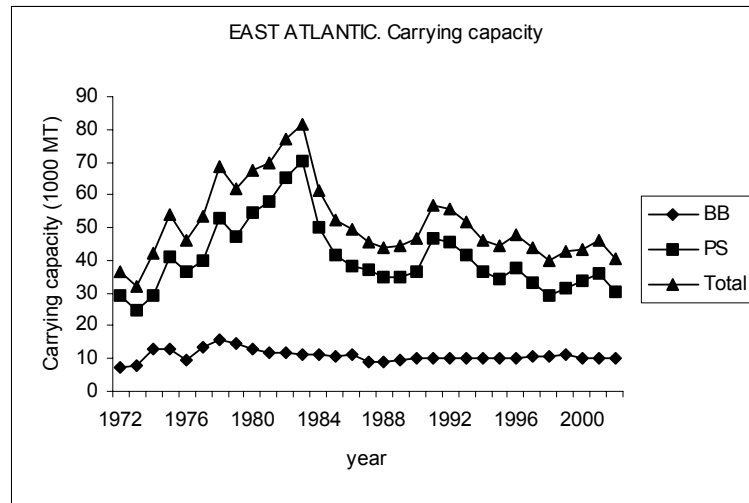


Figure 6. Carrying capacity (1000 t), by gear, of East Atlantic surface fleets.

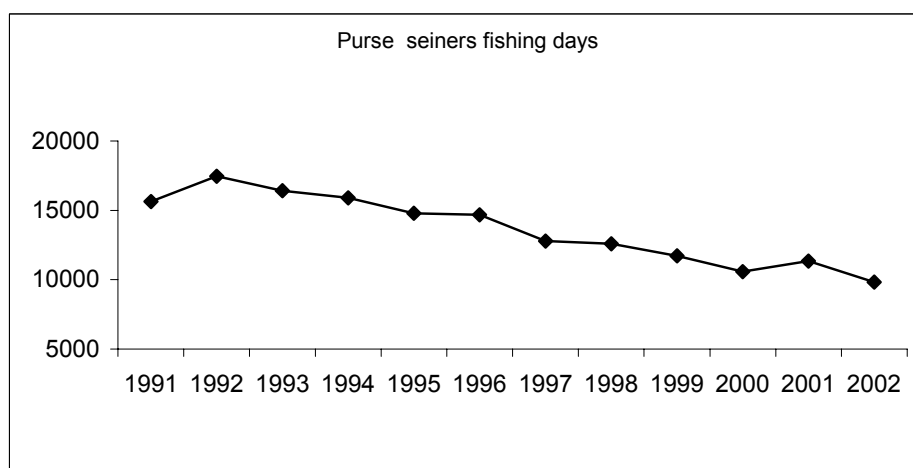
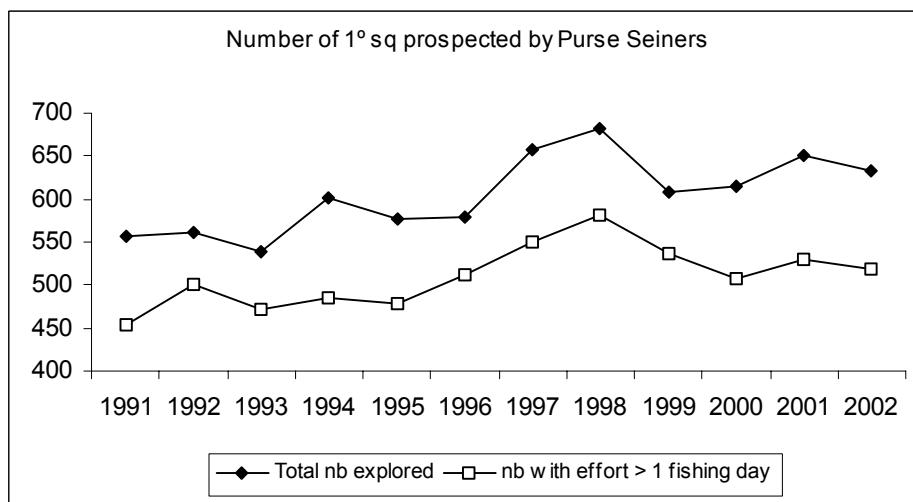


Figure 7. Different nominal fishing effort series (top: number of 1-degree rectangles explored and number with effort > 1 fishing day and, bottom: development of total purse seiner fishing days).

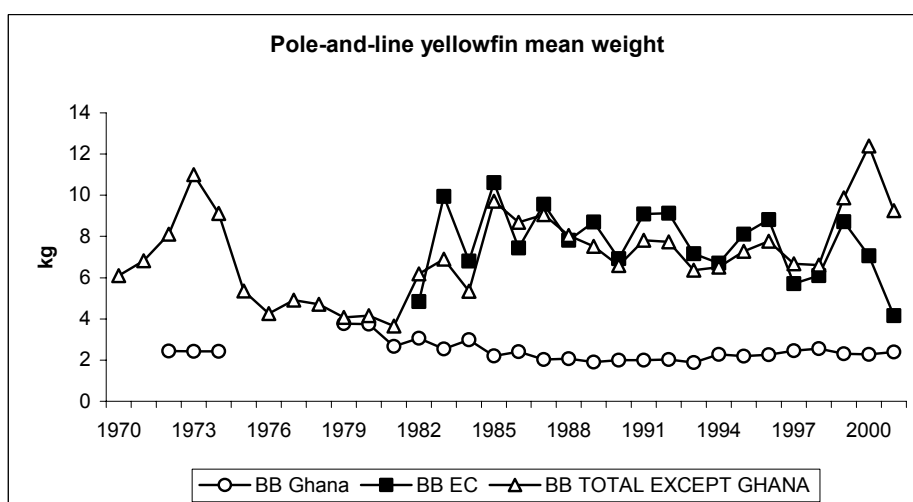
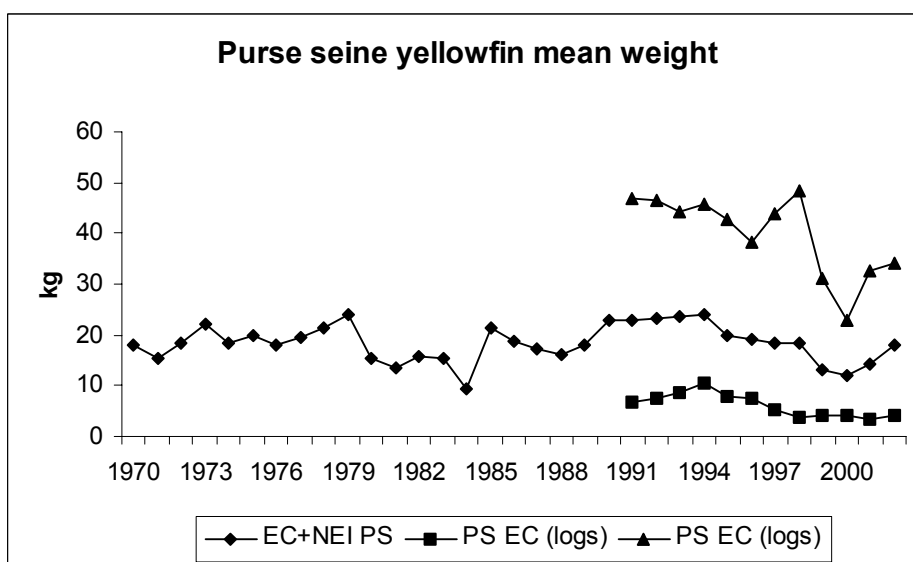
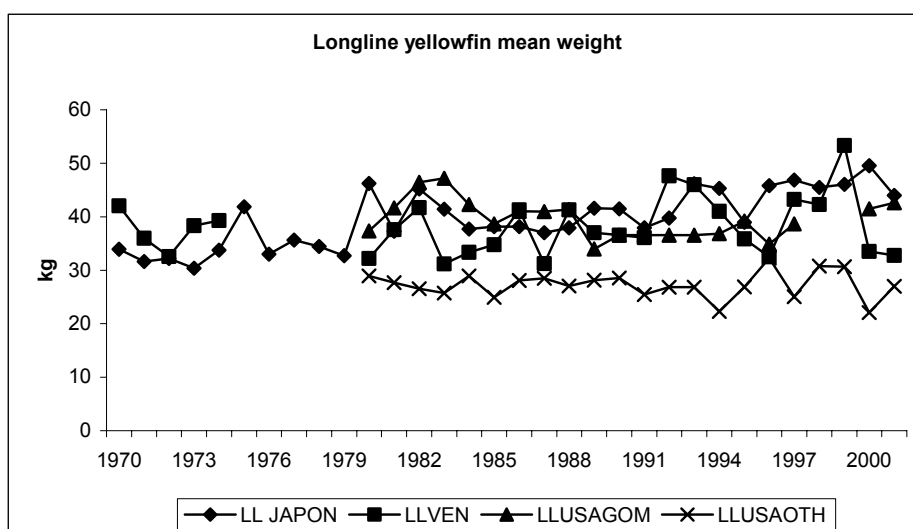


Figure 8. Mean weights (kg) of yellowfin caught by various fisheries in the Atlantic.

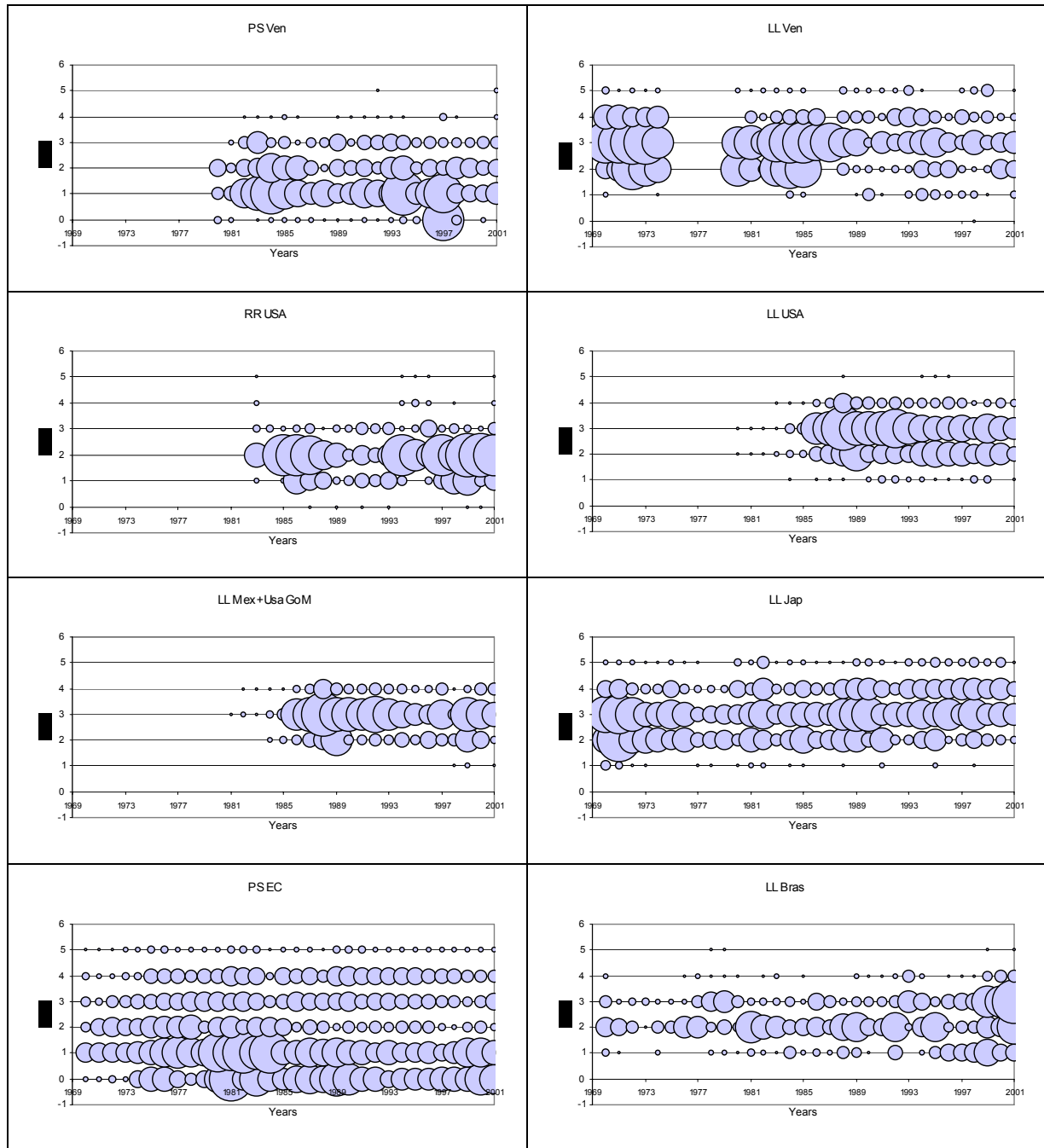


Figure 9. Catch-at-age plots by fishery. The size of each bubble is proportional to the numbers caught.

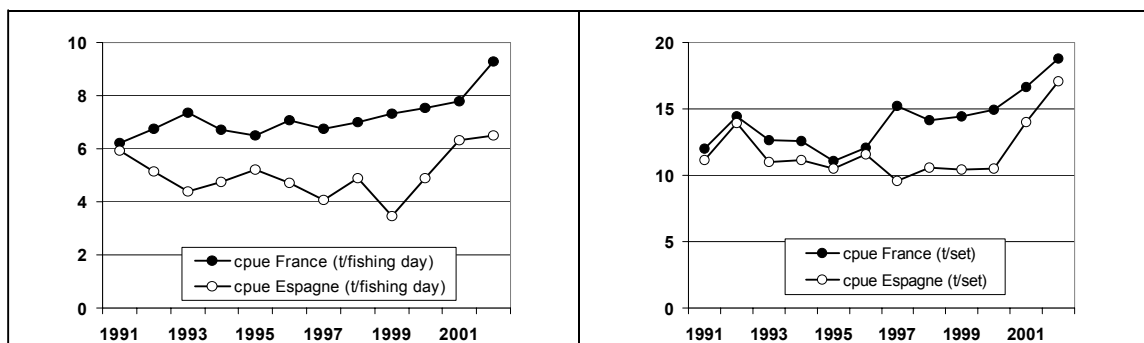


Figure 10. French and Spanish purse seine CPUEs.

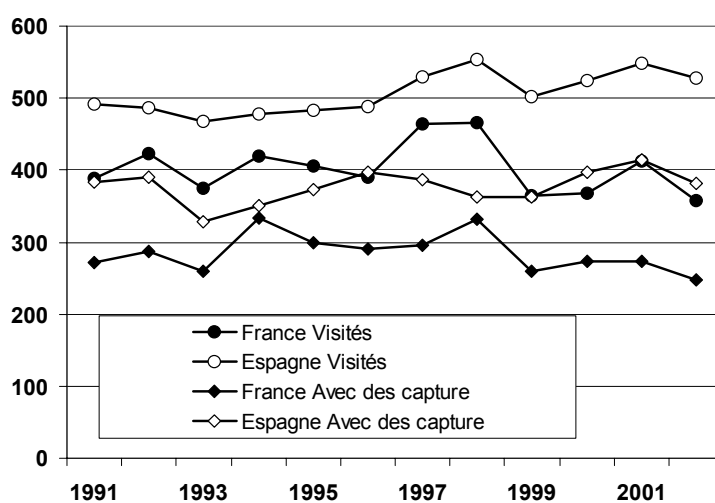


Figure 11. Number of 1-degree rectangles explored and fished by the French and Spanish purse seiners.

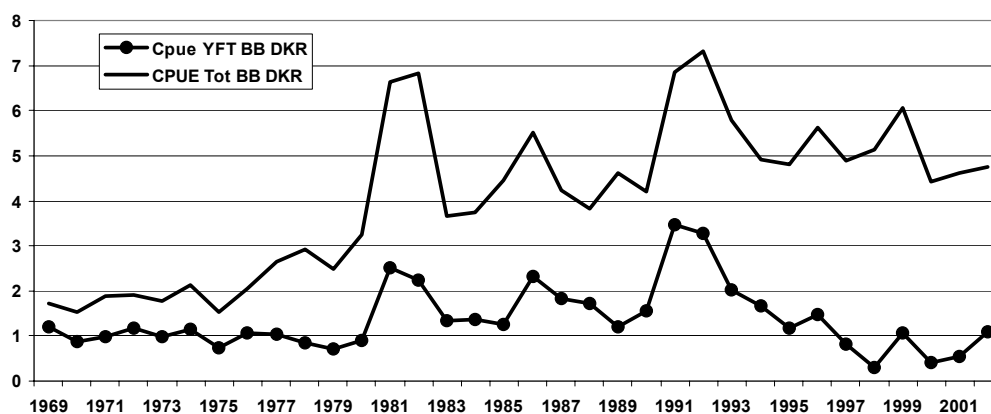


Figure 12. Dakar based baitboat CPUEs.

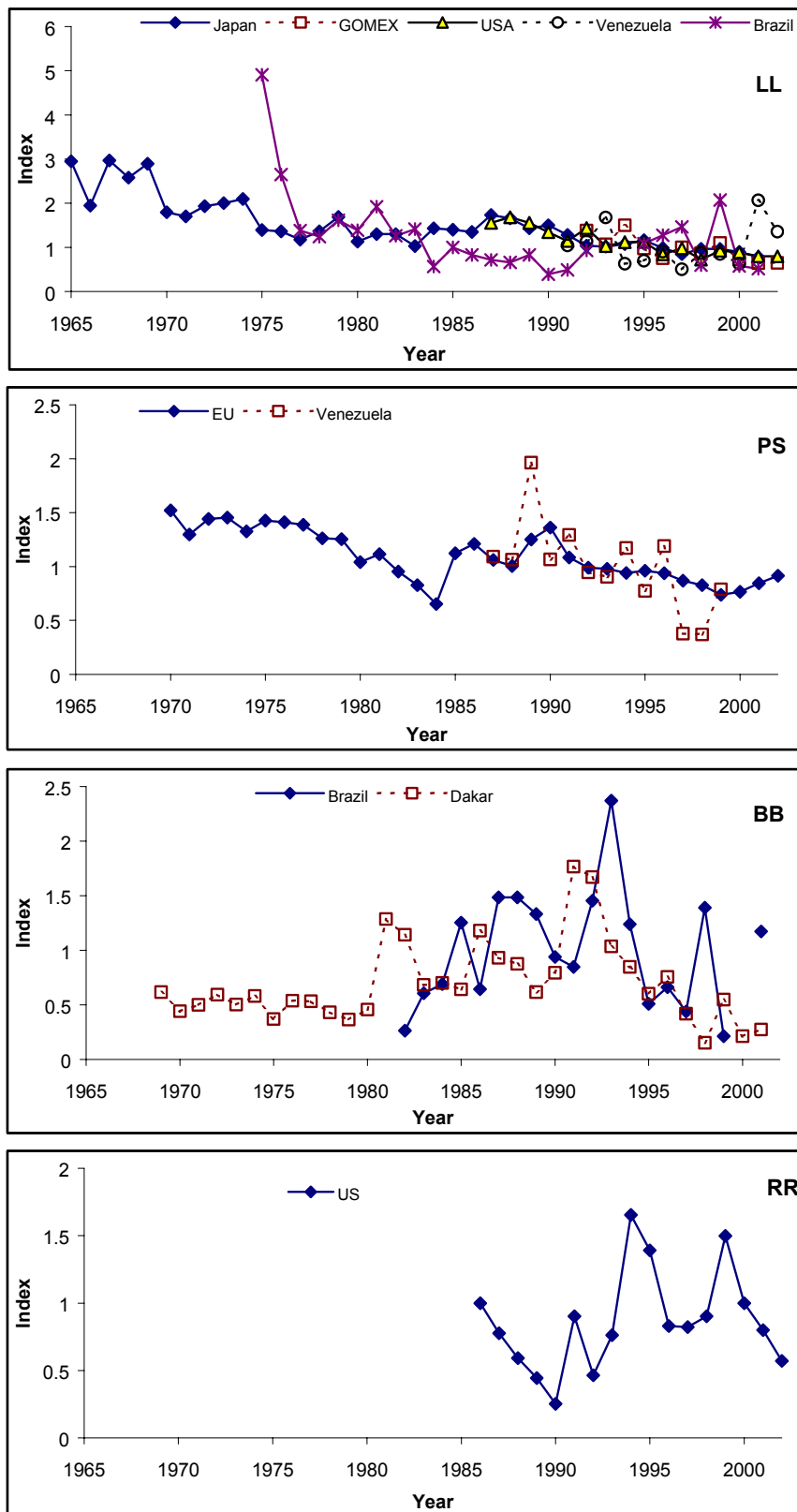


Figure 13. Trends in abundance indices for yellowfin tuna.

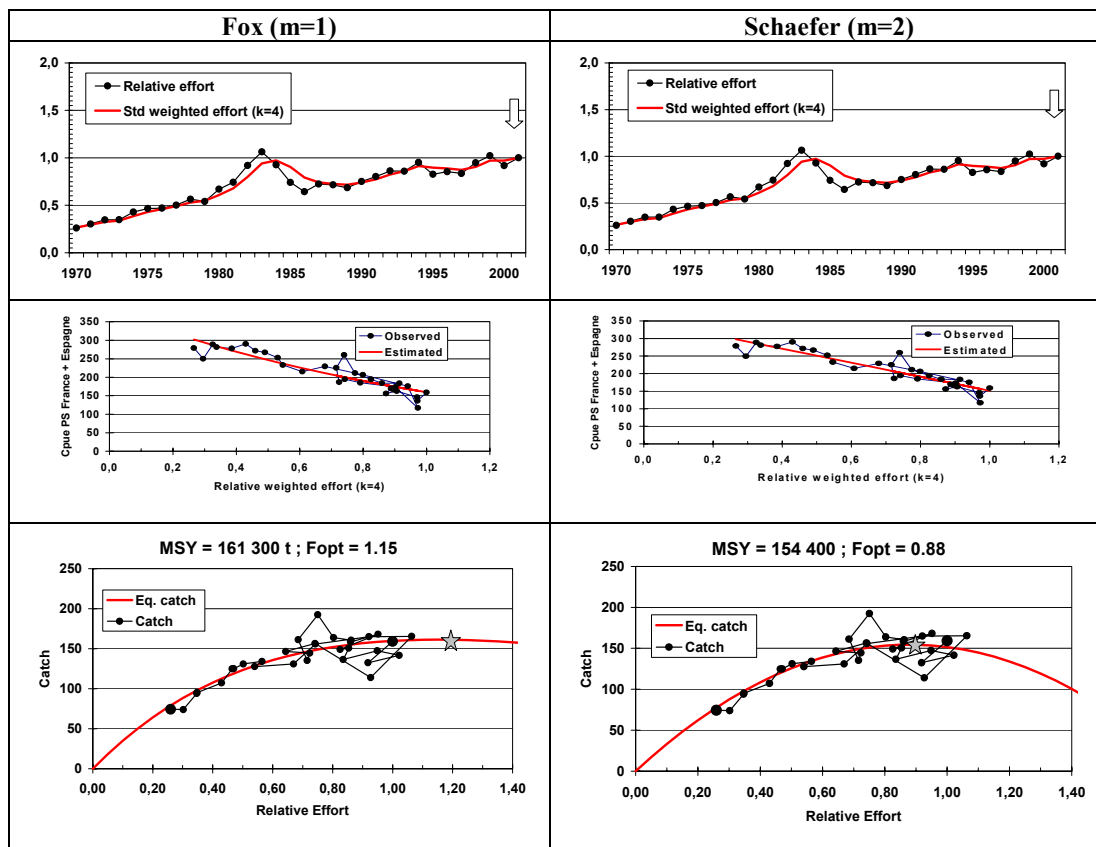


Figure 14. PRODFIT results.

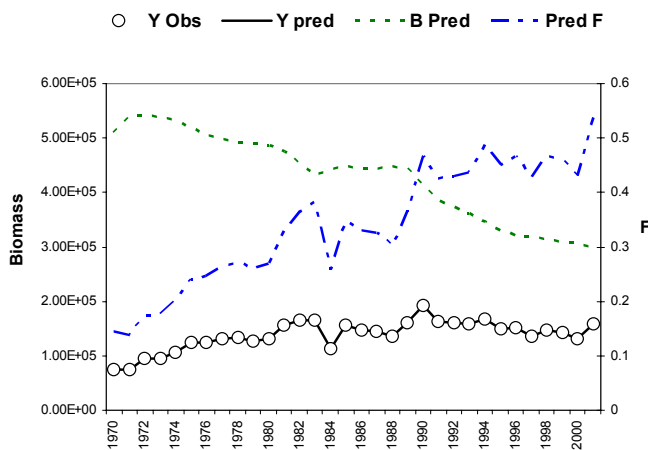


Figure 15. Trends in yield (observed and predicted), predicted biomass and predicted fishing mortality from the ASPIC non-equilibrium production model.

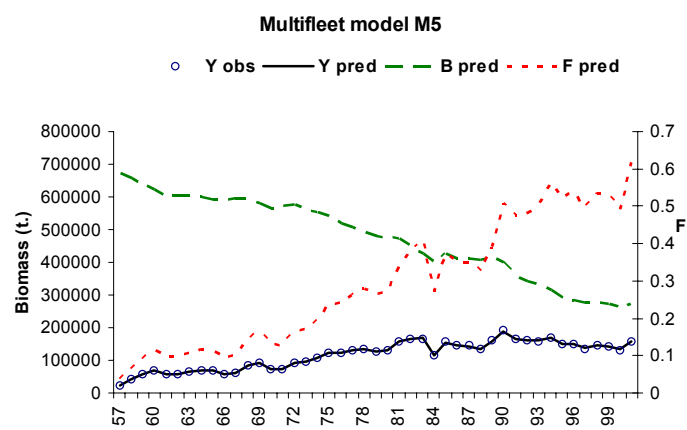


Figure 16. Trends in yield (observed and predicted), predicted biomass and predicted fishing mortality from the multi-fleet non-equilibrium production model.

Trends in catchability for multifleet model M5

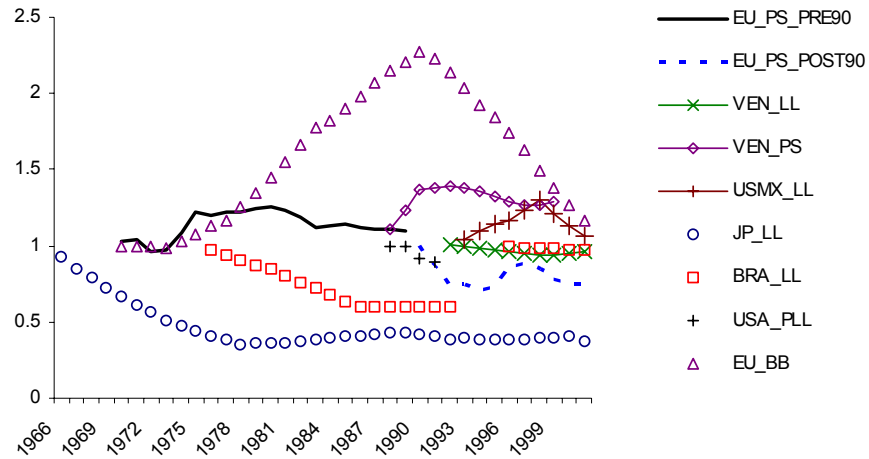


Figure 17. Trends in catchability as estimated for each single fleet by the multi-fleet production model.

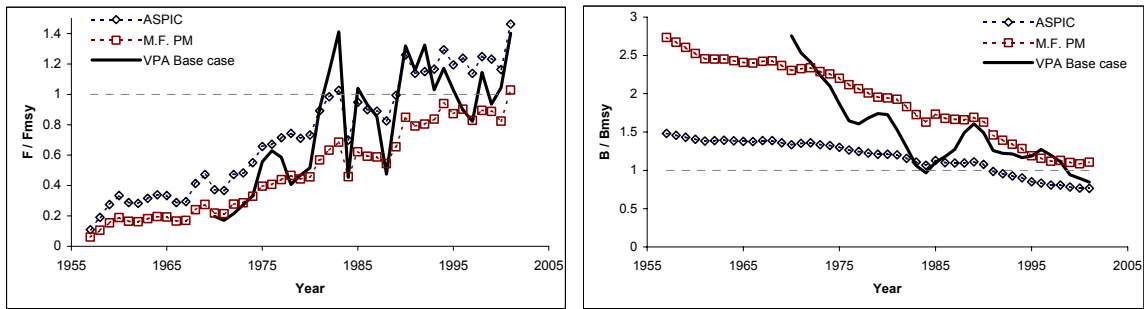


Figure 18. Comparison between ASPIC and multi-fleet production models, and VPA results.

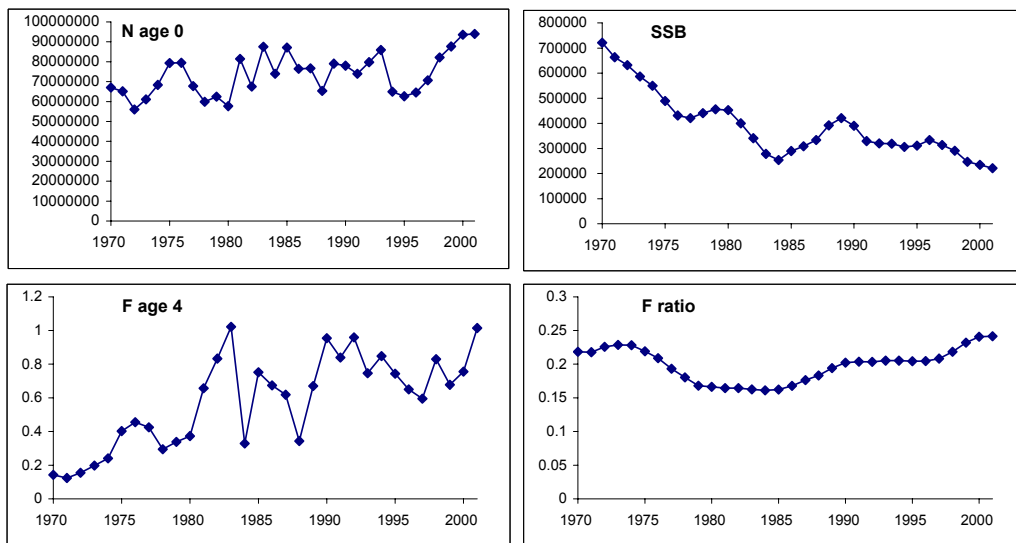


Figure 19. Summary results of the Base Case VPA.

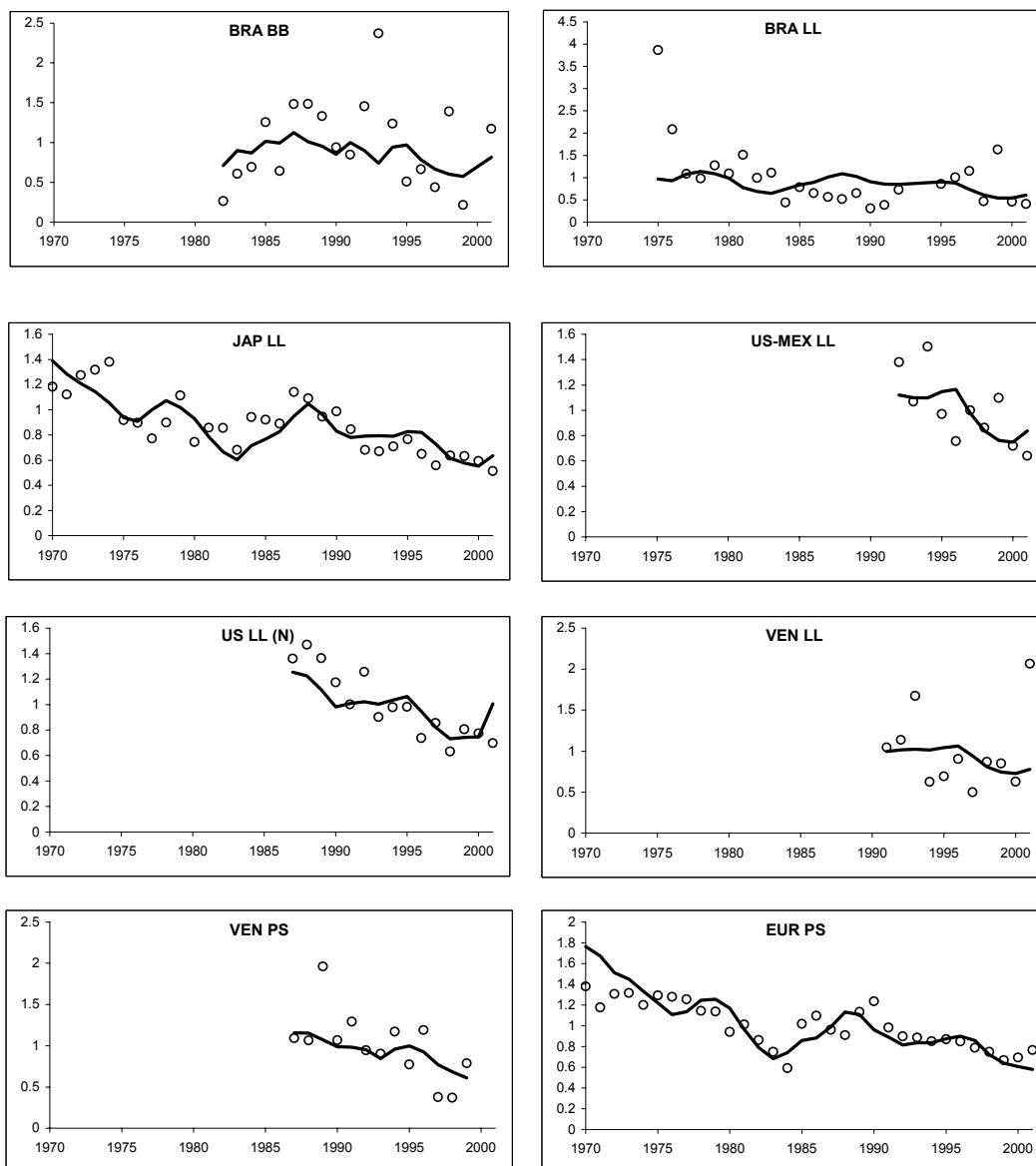


Figure 20. Fits to the various CPUE indices used in the Base Case VPA.

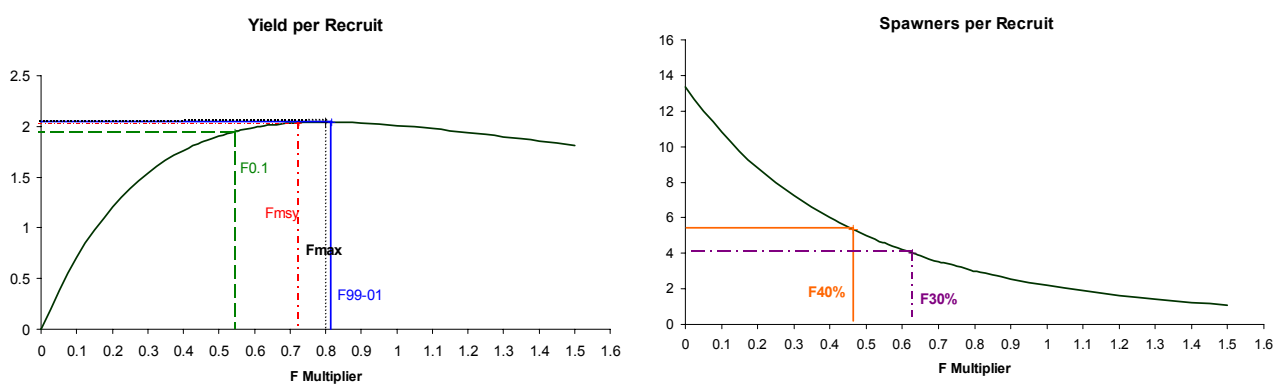


Figure 21. Yield-per-recruit and spawners-per-recruit based on VPA estimated selectivities. F Multiplier is the value of F that is multiplied by age-specific selectivities.

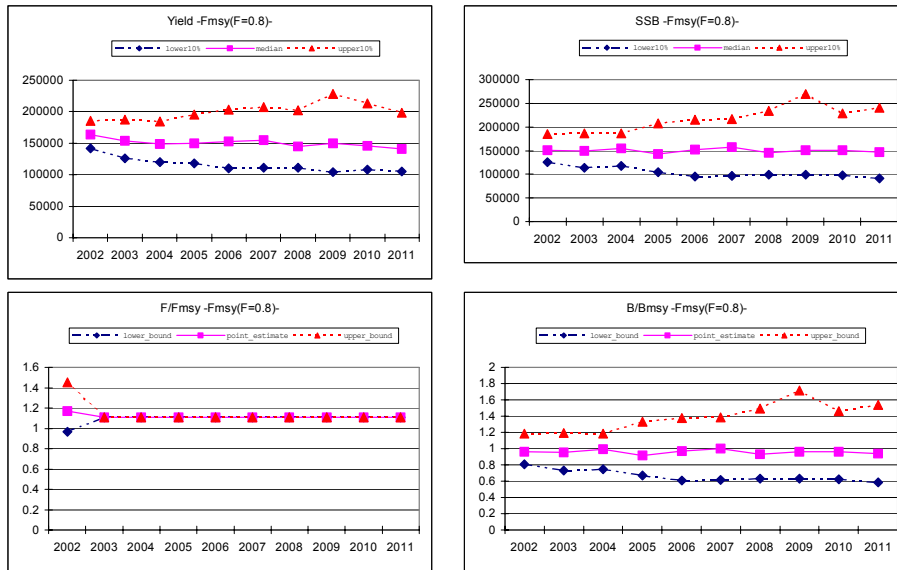


Figure 22a. Results of VPA projection 1, with $F_{MSY}=0.8$.

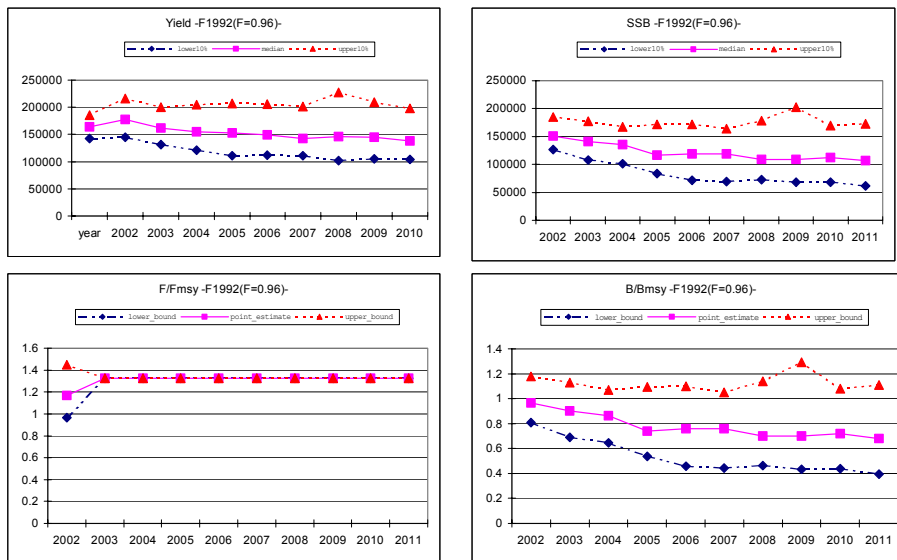


Figure 22b. Results of VPA projection 2, with $F_{1992}=0.96$

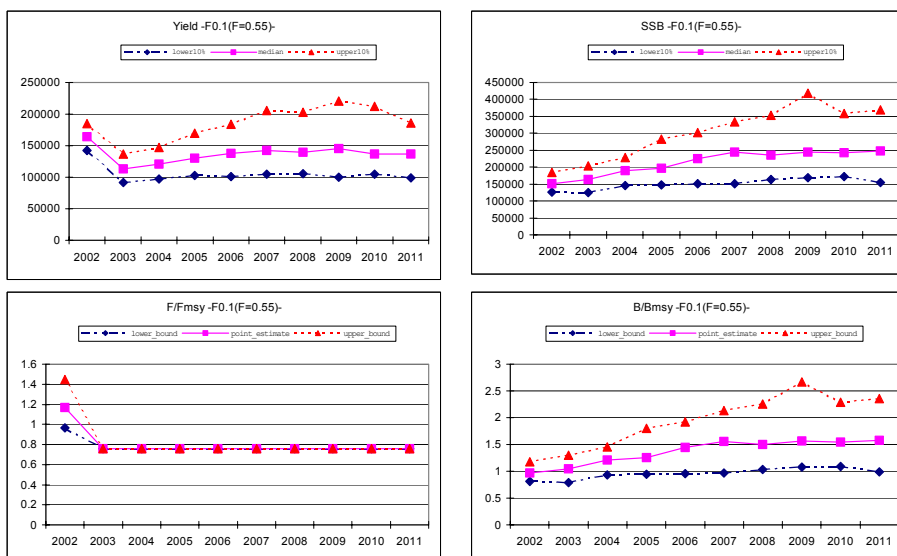


Figure 22c. Results of VPA projection 3, with $F_{0.1}=0.55$.

Agenda*

1. Opening of the meeting and arrangements
2. Brief review of recent fishery trends
3. Review of relevant (YFT) aspects of the Meeting for Improving the Collection of Fishery Statistics in Ghana (Ghana, February 2003)
4. Review of available fishery data
 - 4.1 catch history (Task I)
 - 4.2 catch-at-size
 - 4.3 effort and CPUE
 - 4.4 other fishery data
5. Review of biological parameters and supporting data
6. Derivation of catch-at-age and other model inputs
7. Definition of models/data to be used
8. Status of the stock
 - 8.1 Base Case scenarios
 - 8.2 Sensitivity runs
9. Projections
10. Effects of current regulations
11. Recommendations for the improvement of statistics, research and management.
12. Review of draft of the Yellowfin Tuna Executive Summary Report for the SCRS Plenary
13. Adoption of the Detailed Report and closure

List of Participants

CONTRACTING PARTIES

SCRS Chairman

Pereira, João

Universidade dos Açores, Dept. Oceanografia e Pescas, 9900 Horta, Portugal
Tel: + 351 292 200 431; Fax: + 351 292 200 411; E-mail: pereira@notes.horta.uac.pt

EUROPEAN COMMUNITY

Ariz Telleria, Javier

Ministerio de Ciencia y Tecnología (MCYT), Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Canarias, Apartado 1373, 38080 Santa Cruz de Tenerife, Spain
Tel: +34 922 549 400; Fax: +34 922 549 554; E-mail: javier.ariz@ca.ieo.es

Artetxe, Iñaki

AZTI, Txatxarramendi Ugarte z/g, 48395 Sukarrieta (Bizkaia), Spain
Tel: +34 94 602 94 00; Fax: +34 94 687 00 06; E-mail: iartetxe@suk.azti.es

Delgado de Molina Acevedo, Alicia

Ministerio de Ciencia y Tecnología (MCYT), Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Canarias, Apartado 1373, 38080 Santa Cruz de Tenerife, Spain
Tel: +34 922 549 400; Fax: +34 922 549 554; E-mail: alicia.delgado@ca.ieo.es

Gaertner, Daniel

I.R.D. UR n° 109, Centre de Recherche Halieutique Méditerranéenne et Tropicale, Avenue Jean Monnet, B. P. 171, 34203 Sète Cedex, France
Tel: +33 4 99 57 32 31; Fax: +33 4 99 57 32 95; E-mail: gaertner@ird.fr

* Following the meeting, at the request of the Secretariat, the Chairman agreed that the report be restructured to conform with the new Publication Guidelines, given that the content of the report would remain unchanged. The Agenda presented here is the original Agenda.

Mosqueira, Iago

AZTI Fundazioa, Txatxarramendi Ugarte a z/g, 48395 Sukarrieta (Bizkaia), Spain
Tel: +34 94 602 9400; Fax: +34 94 602 9401; E-mail: imosqueira@suk.azti.es

Pallarés, Pilar

Ministerio de Ciencia y Tecnología (MCYT), Instituto Español de Oceanografía, Corazón de María 8, 28002 Madrid, Spain
Tel: +34 91 347 3620; Fax: +34 91 413 5597; E-mail: pilar.pallares@md.ieu.es

Pianet, Renaud

I.R.D. UR n° 109, Centre de Recherche Halieutique Méditerranéenne et Tropicale, Avenue Jean Monnet, B. P. 171, 34203 Sète Cedex, France
Tel: +33 4 99 57 32 39; Fax: +33 4 99 57 32 95; E-mail: pianet@ird.fr

JAPAN**Okamoto, Hiroaki**

National Research Institute of Far Seas Fisheries, 5-7-1 Shimizu-orido, Shizuoka City 424-8633
Tel: +81 543 366 044; Fax: +81 543 359 642; E-mail: okamoto@affrc.go.jp

Satoh, Keisuke

National Research Institute of Far Seas Fisheries, 5-7-1 Shimizu-orido, Shizuoka City 424-8633
Tel: +81 543 366 045; Fax: +81 543 359 642; E-mail: kstu21@fra.affrc.go.jp

Shono, Hiroshi,

National Research Institute of Far Seas Fisheries, 5-7-1 Shimizu-orido, Shizuoka City 424-8633
Tel: +81 543 366 039; Fax: +81 543 359 642; E-mail: hshono@affrc.go.jp

MEXICO**Díaz, Jorge**

Instituto Nacional de la Pesca, CRIP Yucalpetén, Apartado Postal 73, Progreso, Yucatán
Tel: +52 969 935 4044; Fax: +52 969 935 4028; E-mail: cripyjdiaz@latinmail.com

Esquivel, Rosalba

Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca, Av. Camarón Sabalo Esq. Tiburón s/n, 82100 Mazatlán, Sinaloa
Tel: +52 6699 130929/ 130940; Fax: +52 6699 130930; E-mail: vesquivelm@conapesca.sagarpa.gob.mx

García, Silvia,

Instituto Nacional de la Pesca, Pitágoras 1320, 3er. Piso, Santa Cruz Atoyac. 03310 México, Distrito Federal
Tel: +52 55 5422 3015; Fax: +52 229 9394 367; E-mail: sgarciar2001@yahoo.com.mx

Grande, José

Lag. Embarcadero 146, U. H. Coyol, Veracruz, Ver.
Tel: +52 229 9687 680; E-mail: jmgrandevidal@hotmail.com

González, Jaime

Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Biológicas, Cd. Universitaria, San Nicolás de los Garza, Nuevo León
Tel: +52 8183 529649; Fax: +52 8183 529649; E-mail: otiloglez@hotmail.com, jgonzalez@prodigy.net.mx

Ramírez, Karina

Instituto Nacional de la Pesca, Pitágoras 1320, 3er. Piso, Santa Cruz Atoyac 03310, México, Distrito Federal
Tel: +52 55 5422 3016; Fax: +52 55 5601 2793; E-mail: kramirez@hotmail.com

Solana-Sansores, Rafael

Instituto Nacional de la Pesca, Pitágoras 1320, 3^{er} Piso, Santa Cruz Atoyac 03310, México, Distrito Federal
Tel: +52 55 5422 3015; Fax: +52 229 9394 367; E-mail: rafael_solana@hotmail.com

Urbina-Pastor, Rubén

Instituto Nacional de la Pesca, Pitágoras 1320, 3^{er} Piso, Santa Cruz Atoyac 03310, México, Distrito Federal
Tel: +52 55 5422 3016; Fax: +52 55 5601 2793; E-mail: rurbina@inp.semarnat.gob.mx

Vaca, Juan

PNAAPD, Km 107 Carretera Tijuana-Ensenada, Campus CICESE, Ensenada, Baja California
 Tel: +52 646 174 5637; +52 646 174 5638; Fax: +52 646 174 5639; E-mail: elvigia@cicese.mx

Zárate, Víctor

Instituto Nacional de la Pesca, Cuauhtemoc No. 110, Playa Linda, Veracruz, Ver.
 Tel: +52 2299 39 4365; Fax: +52 2299 39 4365; E-mail: seagrassxxx@yahoo.co.uk

UNITED STATES**Brooks, Elizabeth**

NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Center, Sustainable Fisheries Division, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149
 Tel: +1 305 361 4243; Fax: +1 305 361 4562; E-mail: liz.brooks@noaa.gov

Brown, Craig A.

NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Center, Sustainable Fisheries Division, 75 Virginia Beach Drive, Miami Florida 33149
 Tel: +1 305 361 4590; Fax: +1 305 361 4562; E-mail: craig.brown@noaa.gov

Cass-Calay, Shannon

NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Center, Sustainable Fisheries Division, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149
 Tel: +1 305 361 4231; Fax: +1 305 361 4562; E-mail: shannon.calay@noaa.gov

Drew, Kattie

Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami, Rickenbacker Causeway, Miami, Florida 33149
 Tel: +1 305 361 4924; Fax: +1 305 361 4457; E-mail: kdrew@rsmas.miami.edu

Talley Farnham, Tiffany

Texas A&M University at Galveston, 5007 Ave U. Galveston, Texax 77551
 Tel: +1 409 741 4357; Fax: +1 409 740 5002; E-mail: farnhamt@tamug.tamu.edu

ICCAT SECRETARIAT

c/ Corazón de María, 8 - 6 planta, 28002 Madrid
 Tel: +3491 416 5600; Fax: +3491 415 2612; E-mail: info@iccat.es

Kebe, Papa**Restrepo, Victor****Appendix 3****List of Documents**

SCRS/2003/054	Standardized catch rates for yellowfin tuna (<i>Thunnus albacares</i>) from the observed Venezuelan longline fleet in the northwestern Atlantic 1991-2002. AROCHA, F. M. Ortiz, L.A. Marcano.
SCRS/2003/055	Attempt for improvement of the size data substitution method to create catch-at-size of yellowfin caught by the Japanese longline fishery in the Atlantic. SATOH, K., H. Okamoto, H. Shono, N. Miyabe.
SCRS/2003/056	Standardized Japanese longline CPUE for yellowfin tuna in the Atlantic Ocean up to 2001. OKAMOTO, H., K. Satoh, H. Shono, N. Miyabe.
SCRS/2003/057	Preliminary VPA analysis of the Atlantic yellowfin tuna. SHONO, H., H. Okamoto, K. Satoh.
SCRS/2003/058	Statistiques de la pêche thonière F.I.S. durant la période 1991-2002. PIANET, R., V. Nordstrom, A. Hervé, N. N'Goran Ya, T. Diouf.

- SCRS/2003/059 A model for estimating surplus productivity from annual catches. GRANDE-VIDAL, J.M.
- SCRS/2003/060 Standardized catch rates for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) from the US pelagic longline fleet. ORTIZ, M., G. Diaz.
- SCRS/2003/061 Updating standardized catch rates for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the Gulf of Mexico longline fishery for 1992-2002 based upon observer programs from Mexico and the United States. BROWN, C.A., R. Urbina Pastor, R. Solana Sansores.
- SCRS/2003/062 Standardized catch rates for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the Virginia-Massachusetts (U.S.) rod and reel fishery during 1986-2002. BROWN, C.A.
- SCRS/2003/063 Preliminary analysis of the comparison in levels of variation between juvenile and adult yellowfin tuna samples from the Atlantic Ocean using both mtDNA and microsatellite data. FARNHAM, T.T., B. Stequert, and J.R. Alvarado Bremer.
- SCRS/2003/064 Update of the Atlantic yellowfin tuna catch-at-size database. ICCAT Secretariat.
- SCRS/2003/065 CPUEs estandarizadas de rabil de la flota de cerco tropical. SOTO, M., P. Pallarés, D. Gaertner, J. Ariz, A. Delgado de Molina.
- SCRS/2003/066 Datos estadísticos de la pesquería de túnidos de las Islas Canarias durante el periodo 1975 a 2002. DELGADO DE MOLINA, A., J.C. Santana, R. Delgado de Molina, J. Ariz.
- SCRS/2003/067 Estadísticas españolas de la pesquería atunera tropical, en el océano Atlántico, hasta 2002. ARIZ, J., P. Pallarés, J.C. Santana, R. Delgado de Molina, A. Delgado de Molina, R. Sarralde.
- SCRS/2003/117 Statistiques de la pêche thonière européenne et assimilée durant la période 1991-2002. PIANET, R., P. Pallarés, V. Nordstrom, A. Hervé, A. Delgado, J. Ariz.

Other references (not in SCRS volumes)

- CAVERIVIERE, A., F. Conand and E. Suisse de Saint-Claire. 1976. Distribution et abondance des larves de thonidés dans l'Atlantique tropical oriental. Etude des données de 1963 a 1974. Doc. Sci. Cent. Rech. Océanogr. Abidjan. ORSTOM 7 (2): 49-70.
- GASCUEL, D., A. Fonteneau and C. Capisano. 1992. Modélisation d'une croissance en deux stances chez l'albacore (*Thunnus albacares*) de l'Atlantique est. Aquatic Living Resources 5 (2): 155-172.
- GASCUEL, D., A. Fonteneau and E. Foucher. 1993. Analyse de l'évolution des puissances de pêche par l'analyse des cohortes: application aux senneurs exploitant l'albacore (*Thunnus albacares*) dans l'Atlantique est. Aquatic Living Resources 6: 15-30.
- LO, N.C., L.D. Jacobson, and J.L. Squire. 1992. Indices of relative abundance from fish spotter data based on delta-lognormal models. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 2515-2526.
- PRAGER, M.H. 1994. A suite of extensions to a nonequilibrium surplus-production model. Fish. Bull. 92: 374-389.

Appendix 4

Construction of the Standardized CPUE Index for the Brazilian Longline Fishery

Summary

An abundance index for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) landed by the Brazilian longline tuna fleet was estimated using ICCAT data 1972-2001, and data from the Brazilian statistical correspondent for years 2000 and 2001. The standardization procedure evaluated the effect of the factors Year, Quarter, FleetID, Target and Area on the proportion positive trips, and positive catch rates of yellowfin tuna. The standardized index was estimated using General Linear Mixed Models by means of the delta-lognormal approach.

Methods

Prior to the meeting, Humber Andrade (Brazil) sent the results of an analysis of CPUE data from Brazilian fisheries to the yellowfin Rapporteur. These analyses were for longline and baitboat fisheries combined, and included fixed effects for Year, Month, Flag Group, Effort Group, and Targeting, that were defined by Andrade. During the meeting, Working Group participants decided to reanalyze the data separately for longline and baitboat fisheries, as these two may target different age groups. The reanalysis used the raw data supplied by Humber Andrade (humber@cttmar.univali.br). These data were compiled from two sources, the ICCAT database for years 1972-2001, and data from the Brazilian statistical correspondent for years 2000 and 2001. Both datasets correspond to ICCAT Task II data.

The raw data set contained data from thirteen fleets (ICCAT codes: 3, 56, 57, 75, 100, 102, 135, 138, 151, 155, 168, 169 and 170). However, ten of these fished in three or fewer years, and therefore, were not included in the modeling analysis. The included fleets were Brazil, Brazil-Japan and Brazil-Chinese Taipei (ICCAT codes 3, 57 and 100, respectively). Also, the average catch of yellowfin tuna landed by fleet 100 in 1993 was anomalously high. Therefore all 1993 observations were removed for fleet 100.

The factor TARGET was created by Andrade, and appears in the raw data file.

The factor AREA was created from latitude by Andrade using the following definition:

AREA 0 = 15°N to 5°N
AREA 1 = 5°N to 5°S
AREA 2 = 5°S to 20°S
AREA 3 = 20°S to 30°S
AREA 4 = 30°S to 45°S

It was necessary to reduce the factor MONTH to four levels. The following definitions were used.

IF MONTH = (January, February or March) then QUARTER = 1
IF MONTH = (April, May or June) then QUARTER = 2
IF MONTH = (July, August or September) then QUARTER = 3
IF MONTH = (October, November, or December) then QUARTER = 4

The standardization procedure used a delta model approach (Lo *et al.* 1992). This method combines separate GLM analyses of the proportion of successful trips (landing yellowfin tuna) and the positive catch rates on successful trips to construct a single standardized CPUE index. Factors considered as possible influences on the proportion of successful trips included YEAR, QUARTER, AREA, TARGET and FLEETID. A binomial error distribution was assumed. The logit link function was selected, and the model was type3. The same factors listed above were examined during the analysis the catch rates on positive trips. In this case, a type3 model assuming lognormal error distribution was employed. The linking function selected was “normal,” and the response variable was $\log(\text{CPUE})$ where $\text{CPUE} = \text{tons yellowfin} / \text{hook}$.

For both the binomial and lognormal models, the identical step-wise procedure was used. First, the null model (containing no factors) was estimated. These results reflect the distribution of the nominal data. Next, each factor was added to the model one at a time. The factor which resulted in the greatest reduction in deviance per degree of freedom was then added to the model provided two criteria were met: (1) the factor was determined to be significant at $\alpha = 0.05$ based on a Chi-square test and (2) the deviance per degree of freedom was reduced by $\geq 1\%$ from the less complex model. This process was repeated, adding factors one at a time until no factor met the criteria for inclusion.

The final delta-lognormal model was created using a SAS macro, GLIMMIX (glmm800MaOB.sas: Russ Wolfinger, SAS Institute). All factors were modeled as fixed effects except interaction terms containing YEAR (e.g., YEAR*FLEETID). These were modeled as random effects.

Results and discussion

The stepwise construction of the binomial model is summarized in **Table A4.1**. The final model was *Proportion Positive Trips* = YEAR + TARGET + AREA + QUARTER. In several cases, the addition of interaction terms would have reduced the deviance per degree of freedom by $>1\%$, but these models did not converge. Therefore, no interaction terms were added to the final model. The annual deviations in the proportion of positive trips are summarized in **Figure A4.1**. The proportion of positive trips appears to have decreased somewhat in recent

years. **Figure A4.2** is a diagnostic plot showing the chi-square residuals from the fit of the binomial model. To some extent, the residuals are clustered above zero. This indicates a less than ideal fit to the binomial model.

The stepwise construction of the lognormal model is summarized in **Table A4.2**. The final model was $\log(\text{CPUE}) = \text{YEAR} + \text{FLEETID} + \text{TARGET} + \text{AREA} + \text{QUARTER} + \text{YEAR} * \text{AREA} + \text{YEAR} * \text{QUARTER} + \text{YEAR} * \text{TARGET} + \text{YEAR} * \text{FLEETID} + \text{AREA} * \text{QUARTER}$. The annual deviations in nominal CPUE are shown in **Figure A4.3**. A substantial decline is apparent. Residuals from the lognormal model on positive catch rates are shown in **Figure A4.4**. The residuals are distributed evenly around zero, and are without annual trend. Therefore, these model assumptions appear sound. This contention is further supported by the qq-plot of the cumulative residuals from the assumed lognormal error distribution (**Figure A4.5**).

The standardized CPUE series and 95% confidence intervals are summarized in **Figure A4.6**. In addition, a relative index (scaled to the mean) and CVs were calculated. These values are shown in **Table 3**. No estimates were possible for several years due to zero observations (1993, 1994), or no non-positive trips (1972-1974). The standardized index is quite similar to the nominal CPUE series, and shares the same downward trend.

Table A4.1. A summary of the binomial model formulation (Brazil longline). Factors were added to the model if ProbChi-Square < 0.01 and % Reduction in DEV/DF > 1.0%.

There are no explanatory factors in the base model.							
FACTOR	DEGF	DEVIANCE	DEV/DF	%REDUCTION	LOGLIKE	CHISQ	PROBCHISQ
BASE	2804	2280.2	0.8132		-1140.1		
QUARTER	2801	2265.2	0.8087	0.55	-1132.6	14.94	0.00187
AREA	2800	2260.9	0.8075	0.70	-1130.5	19.25	0.00070
FLEETID	2802	2257.9	0.8058	0.91	-1128.9	22.31	0.00001
TARGET	2803	2225.7	0.7940	2.35	-1112.8	54.48	0.00000
YEAR	2780	2077.1	0.7472	8.12	-1038.5	203.09	0.00000
The explanatory factors in the base model are: YEAR							
FACTOR	DEGF	DEVIANCE	DEV/DF	%REDUCTION	LOGLIKE	CHISQ	PROBCHISQ
BASE	2780	2077.1	0.7472		-1038.5		
QUARTER	2777	2054.5	0.7398	0.98	-1027.2	22.60	0.00005
FLEETID	2778	2051.2	0.7384	1.17	-1025.6	25.85	0.00000
AREA	2776	2028.0	0.7306	2.22	-1014.0	49.06	0.00000
TARGET	2779	1998.4	0.7191	3.75	-999.2	78.65	0.00000
The explanatory factors in the base model are: YEAR TARGET							
FACTOR	DEGF	DEVIANCE	DEV/DF	%REDUCTION	LOGLIKE	CHISQ	PROBCHISQ
BASE	2779	1998.4	0.7191		-999.2		
FLEETID	2777	1998.1	0.7195		-999.1		
QUARTER	2776	1974.9	0.7114	1.07	-987.5	23.50	0.00003
AREA	2775	1948.4	0.7021	2.36	-974.2	50.01	0.00000
The explanatory factors in the base model are: YEAR TARGET AREA							
FACTOR	DEGF	DEVIANCE	DEV/DF	%REDUCTION	LOGLIKE	CHISQ	PROBCHISQ
BASE	2775	1948.4	0.7021		-974.2		
FLEETID	2773	1947.4	0.7023		-973.7		
QUARTER	2772	1926.6	0.6950	1.01	-963.3	21.82	0.00007
FINAL MODEL = YEAR + TARGET + AREA + QUARTER							

Table A4.2. A summary of the lognormal model formulation (Brazil longline). Factors were added to the model if ProbChi-Square < 0.01 and % Reduction in DEV/DF > 1.0%.

There are no explanatory factors in the base model.							
FACTOR	DEGF	DEVIANCE	DEV/DF	%REDUCTION	LOGLIKE	CHISQ	PROBCHISQ
BASE	2440	3936.6	1.6133		-4046.9		
TARGET	2439	3892.6	1.5960	1.08	-4033.2	27.41	0.00000
QUARTER	2437	3846.0	1.5782	2.18	-4018.5	56.78	0.00000
AREA	2436	3816.9	1.5669	2.88	-4009.2	75.33	0.00000
FLEETID	2438	3625.4	1.4870	7.83	-3946.4	201.02	0.00000
YEAR	2414	3281.4	1.3593	15.74	-3824.7	444.34	0.00000
The explanatory factors in the base model are: YEAR							
FACTOR	DEGF	DEVIANCE	DEV/DF	%REDUCTION	LOGLIKE	CHISQ	PROBCHISQ
BASE	2414	3281.4	1.3593		-3824.7		
QUARTER	2411	3195.9	1.3256	2.48	-3792.5	64.43	0.00000
TARGET	2413	3141.5	1.3019	4.22	-3771.6	106.35	0.00000
AREA	2410	3110.5	1.2907	5.05	-3759.5	130.55	0.00000
FLEETID	2412	3112.0	1.2902	5.08	-3760.0	129.41	0.00000
The explanatory factors in the base model are: YEAR FLEETID							
FACTOR	DEGF	DEVIANCE	DEV/DF	%REDUCTION	LOGLIKE	CHISQ	PROBCHISQ
BASE	2412	3112.0	1.2902		-3760.0		
QUARTER	2409	3027.3	1.2566	2.60	-3726.3	67.37	0.00000
AREA	2408	2982.3	1.2385	4.01	-3708.1	103.92	0.00000
TARGET	2411	2933.9	1.2169	5.68	-3688.1	143.88	0.00000
The explanatory factors in the base model are: YEAR FLEETID TARGET							
FACTOR	DEGF	DEVIANCE	DEV/DF	%REDUCTION	LOGLIKE	CHISQ	PROBCHISQ
BASE	2411	2933.9	1.2169		-3688.1		
QUARTER	2408	2840.1	1.1794	3.08	-3648.4	79.30	0.00000

AREA	2407	2813.7	1.1690	3.94	-3637.1	102.08	0.00000
The explanatory factors in the base model are:							
FACTOR	DEGF	DEVIANCE	DEV/DF	%REDUCTION	LOGLIKE	CHISQ	PROBCHISQ
BASE	2407	2813.7	1.1690		-3637.1		
QUARTER	2404	2698.4	1.1225	3.98	-3586.0	102.12	0.00000
The explanatory factors in the base model are:							
FACTOR	DEGF	DEVIANCE	DEV/DF	%REDUCTION	LOGLIKE	CHISQ	PROBCHISQ
BASE	2404	2698.4	1.1225		-3586.0		
TARGET*FLEETID	2402	2687.0	1.1186	0.34	-3580.8		
QUARTER*TARGET	2401	2671.3	1.1126	0.88	-3573.7	24.67	0.00002
QUARTER*FLEETID	2398	2667.6	1.1124	0.90	-3572.0	28.05	0.00009
YEAR*FLEETID	2385	2641.4	1.1075	1.33	-3559.9	52.12	0.00006
AREA*FLEETID	2396	2651.9	1.1068	1.40	-3564.8	42.46	0.00000
AREA*TARGET	2400	2590.4	1.0794	3.84	-3536.2	99.68	0.00000
AREA*QUARTER	2392	2580.1	1.0786	3.90	-3531.3	109.44	0.00000
YEAR*TARGET	2378	2559.3	1.0762	4.12	-3521.4	129.24	0.00000
YEAR*QUARTER	2326	2489.6	1.0703	4.64	-3487.7	196.59	0.00000
YEAR*AREA	2335	2450.8	1.0496	6.49	-3468.5	234.95	0.00000
The explanatory factors in the base model are:							
FACTOR	DEGF	DEVIANCE	DEV/DF	%REDUCTION	LOGLIKE	CHISQ	PROBCHISQ
BASE	2335	2450.8	1.0496		-3468.5		
QUARTER*FLEETID	2329	2432.2	1.0443	0.50	-3459.2	18.57	0.00495
QUARTER*TARGET	2332	2435.1	1.0442	0.51	-3460.7	15.73	0.00129
TARGET*FLEETID	2333	2435.4	1.0439	0.54	-3460.8		
AREA*FLEETID	2328	2419.3	1.0392	0.99	-3452.7	31.62	0.00005
YEAR*FLEETID	2316	2373.0	1.0246	2.38	-3429.2	78.72	0.00000
AREA*TARGET	2331	2369.1	1.0163	3.17	-3427.1	82.79	0.00000
AREA*QUARTER	2323	2351.7	1.0123	3.55	-3418.1	100.77	0.00000
YEAR*TARGET	2309	2334.1	1.0109	3.69	-3409.0	119.07	0.00000
YEAR*QUARTER	2257	2242.5	0.9936	5.34	-3360.1	216.86	0.00000
The explanatory factors in the base model are:							
FACTOR	DEGF	DEVIANCE	DEV/DF	%REDUCTION	LOGLIKE	CHISQ	PROBCHISQ
BASE	2257	2242.5	0.9936		-3360.1		
QUARTER*TARGET	2254	2236.5	0.9923	0.13	-3356.9	6.43	0.09239
TARGET*FLEETID	2255	2232.9	0.9902	0.34	-3354.9		
QUARTER*FLEETID	2251	2215.8	0.9843	0.93	-3345.5	29.22	0.00006
AREA*FLEETID	2250	2203.2	0.9792	1.44	-3338.5	43.07	0.00000
YEAR*FLEETID	2238	2163.2	0.9666	2.72	-3316.2	87.83	0.00000
AREA*QUARTER	2245	2159.8	0.9621	3.17	-3314.3	91.66	0.00000
AREA*TARGET	2253	2161.3	0.9593	3.45	-3315.1	89.97	0.00000
YEAR*TARGET	2231	2137.5	0.9581	3.57	-3301.6	116.95	0.00000
The explanatory factors in the base model are:							
FACTOR	DEGF	DEVIANCE	DEV/DF	%REDUCTION	LOGLIKE	CHISQ	PROBCHISQ
BASE	2231	2137.5	0.9581		-3301.6		
QUARTER*TARGET	2228	2131.0	0.9565	0.17	-3297.9	7.51	0.05734
TARGET*FLEETID	2229	2131.5	0.9562	0.20	-3298.1		
QUARTER*FLEETID	2225	2116.0	0.9510	0.74	-3289.3	24.68	0.00039
AREA*TARGET	2227	2108.8	0.9469	1.17	-3285.1	33.06	0.00000
AREA*FLEETID	2224	2105.5	0.9467	1.19	-3283.1	36.92	0.00000
AREA*QUARTER	2219	2060.5	0.9286	3.08	-3256.8	89.55	0.00000
YEAR*FLEETID	2212	2053.2	0.9282	3.12	-3252.5	98.27	0.00000
The explanatory factors in the base model are:							
FACTOR	DEGF	DEVIANCE	DEV/DF	%REDUCTION	LOGLIKE	CHISQ	PROBCHISQ
BASE	2212	2053.2	0.9282		-3252.5		
QUARTER*TARGET	2209	2046.2	0.9263	0.21	-3248.3	8.38	0.03881
TARGET*FLEETID	2210	2045.2	0.9254	0.30	-3247.7		
AREA*TARGET	2208	2030.6	0.9197	0.92	-3239.0	27.03	0.00002
AREA*FLEETID	2205	2027.1	0.9193	0.96	-3236.9	31.20	0.00006
QUARTER*FLEETID	2206	2027.2	0.9190	1.00	-3236.9	31.08	0.00002
AREA*QUARTER	2200	1983.4	0.9015	2.88	-3210.2	84.49	0.00000
FINAL MODEL = YEAR + FLEETID + TARGET + AREA + QUARTER + YEAR*AREA + YEAR*QUARTER + YEAR*TARGET YEAR*FLEETID + AREA*QUARTER							

Table A4.3. Relative CPUE scaled to mean, 95% confidence intervals and CV (Brazil longline).

Year	Relative CPUE	Lower 95% CI	Upper 95% CI	CV
1972				
1973				
1974				
1975	3.865566	1.577217	9.474026	0.471707
1976	2.084197	0.841376	5.162825	0.477906
1977	1.084586	0.496159	2.370864	0.406463
1978	0.98038	0.485098	1.98134	0.362965
1979	1.271896	0.607277	2.663893	0.382633
1980	1.092085	0.525319	2.270334	0.378517
1981	1.5128	0.7086	3.229696	0.393263
1982	0.994601	0.482282	2.051148	0.374087
1983	1.111085	0.544782	2.266062	0.367971
1984	0.442398	0.212881	0.919366	0.378316
1985	0.784198	0.386193	1.592382	0.365564
1986	0.651289	0.312743	1.35631	0.379474

1987	0.563544	0.278694	1.139536	0.363262
1988	0.518807	0.25747	1.045407	0.361343
1989	0.650714	0.31799	1.331578	0.36981
1990	0.307753	0.151531	0.625035	0.365665
1991	0.382996	0.179045	0.819266	0.394355
1992	0.728776	0.348741	1.522949	0.381392
1993				
1994				
1995	0.855597	0.382356	1.914567	0.419618
1996	1.002783	0.4524	2.222752	0.414275
1997	1.150467	0.511812	2.586056	0.42217
1998	0.468317	0.239298	0.916518	0.345404
1999	1.631295	0.836492	3.181289	0.343487
2000	0.456664	0.233278	0.893961	0.345555
2001	0.407209	0.203668	0.814164	0.357075

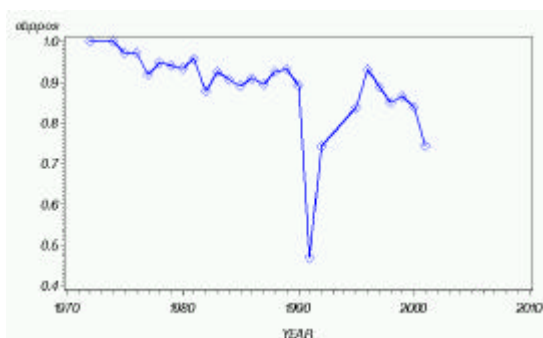


Figure A4.1. Proportion positive trips by year.

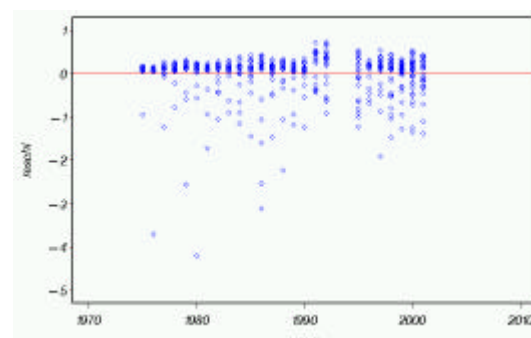


Figure A4.2. Chi-square residuals of the proportion positive model, by year.

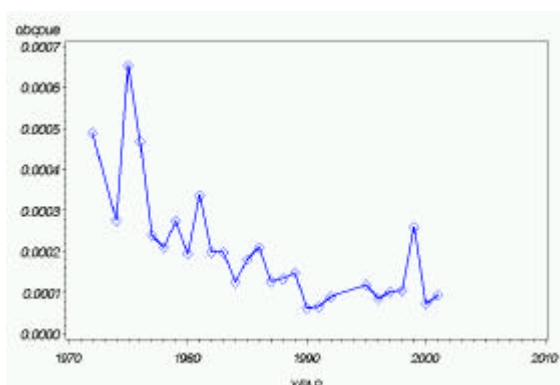


Figure A4.3. Nominal CPUE by year.

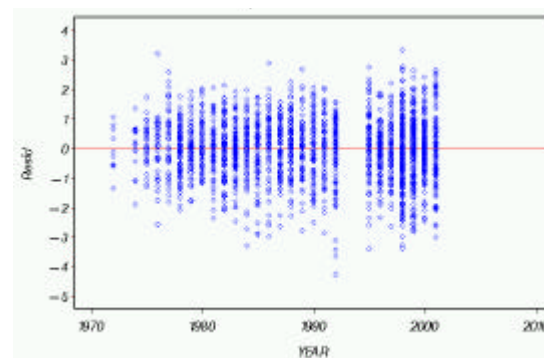


Figure A4.4. Residuals by year for the lognormal model of positive catch rates.

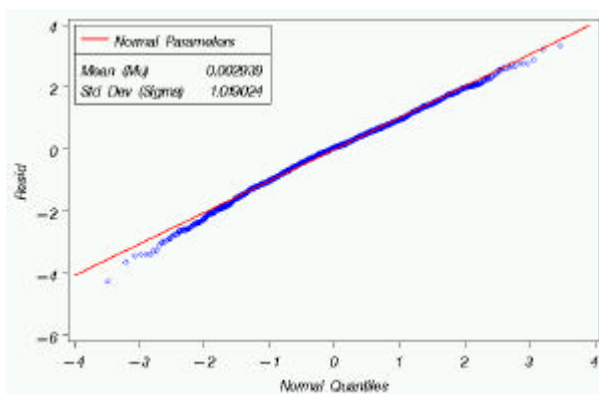


Figure A4.5. Cumulative normalized residuals (QQ-plot) from the lognormal assumed error distribution.

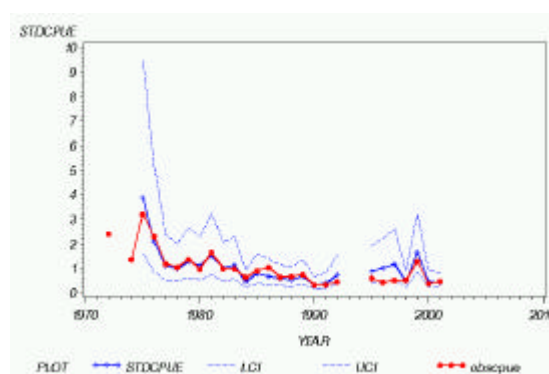


Figure A4.6. Nominal CPUE, standardized CPUE and upper and lower 95% confidence limits of the standardized CPUE estimates.

Construction of the Standardized CPUE Index for the Brazilian Baitboat Fishery

Summary

An abundance index for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) landed by the Brazilian tuna baitboat fleet was estimated using ICCAT data 1982-2001, and data from the Brazilian statistical correspondent for years 2000 and 2001. The standardization procedure evaluated the effect of the factors Year, Quarter, FleetID and Area on the proportion positive trips, and positive catch rates of yellowfin tuna. The standardized index was estimated using General Linear Mixed Models by means of the delta-lognormal approach.

Methods

Prior to the meeting, Humber Andrade (Brazil) sent the results of an analysis of CPUE data from Brazilian fisheries to the yellowfin Rapporteur. These analyses were for longline and baitboat fisheries combined, and included fixed effects for Year, Month, Flag Group, Effort Group, and Targeting, that were defined by Andrade. During the meeting, Working Group participants decided to reanalyze the data separately for longline and baitboat fisheries, as these two may target different age groups. The reanalysis used the raw data supplied by Humber Andrade (humber@cttmar.univali.br). These data were compiled from two sources, the ICCAT database for years 1982-2001, and data from the Brazilian statistical correspondent for years 2000 and 2001. Both datasets correspond to ICCAT Task II data.

The raw data set contained data from three fleets (ICCAT codes 3, 57 and 135). These codes correspond to Brazil, Brazil-Japan and Brazil-Portugal. However, fleet 135 fished in only two years, 1995 and 1996, and therefore, it was excluded from the analysis. Other factors included in the original data set were Year, Area, Month and GearID. The factor GearID was not examined during this analysis. However, during a subsequent sensitivity analysis, it was determined that the addition of the factor GearID was not appropriate.

The factor AREA was created from latitude by Andrade using the following definition:

AREA 0 = 15°N to 5°N

AREA 1 = 5°N to 5°S

AREA 2 = 5°S to 20°S

AREA 3 = 20°S to 30°S

AREA 4 = 30°S to 45°S

It was necessary to reduce the factor MONTH to four levels. The following definitions were used.

IF MONTH = (January, February or March) then QUARTER = 1

IF MONTH = (April, May or June) then QUARTER = 2

IF MONTH = (July, August or September) then QUARTER = 3

IF MONTH = (October, November, or December) then QUARTER = 4

The standardization procedure used a delta model approach (Lo et al. 1992). This method combines separate GLM analyses of the proportion of successful trips (landing yellowfin tuna) and the positive catch rates on successful trips to construct a single standardized CPUE index. Factors considered as possible influences on the proportion of successful trips included YEAR, QUARTER, AREA and FLEETID. A binomial error distribution was assumed. The logit link function was selected, and the model was type3. The same factors listed above were examined during the analysis the catch rates on positive trips. In this case, a type3 model assuming lognormal error distribution was employed. The linking function selected was “normal,” and the response variable was $\log(\text{CPUE})$ where $\text{CPUE} = \text{tons YFT} / \text{fishing days}$.

For both the binomial and lognormal models, the identical step-wise procedure was used. First, the null model (containing no factors) was estimated. These results reflect the distribution of the nominal data. Next, each factor was added to the model one at a time. The factor which resulted in the greatest reduction in deviance per degree of freedom was then added to the model provided two criteria were met: 1) the factor was determined to be significant at $\alpha = 0.05$ based on a Chi-square test and 2) the deviance per degree of freedom was reduced by $\geq 1\%$ from the less complex model. This process was repeated, adding factors one at a time until no factor met the criteria for inclusion.

The final delta-lognormal model was created using a SAS macro, GLIMMIX (glmm800MaOB.sas: Russ Wolfinger, SAS Institute). All factors were modeled as fixed effects except interaction terms containing YEAR (e.g. YEAR*FLEETID). These were modeled as random effects.

Results and Discussion

The stepwise construction of the binomial model is summarized in **Table A5.1**. The final model was *Proportion Positive Trips* = YEAR + FLEETID + YEAR*FLEETID. The annual deviations in the proportion of positive trips are summarized in **Figure A5.1**. No consistent trends were noted. **Figure A5.2** is a diagnostic plot showing the chi-square residuals from the fit of the binomial model. That the residuals are equal to zero after 1991 is unusual, and cause for some concern.

The stepwise construction of the lognormal model is summarized in **Table A5.2**. The final model was $\log(\text{CPUE}) = \text{YEAR} + \text{QUARTER}$. The annual deviations in nominal CPUE are shown in **Figure A5.3**. Again, no consistent trends are apparent. Residuals from the lognormal model on positive catch rates are shown in **Figure A5.4**. The residuals are distributed evenly around zero, and are without annual trend. Therefore, the model assumptions appear sound. This contention is further supported by the qq-plot of the cumulative residuals from the assumed lognormal error distribution (**Figure A5.5**).

The standardized CPUE series and 95% confidence intervals are summarized in **Figure A5.6**. In addition, a relative index (scaled to the mean) and CVs were calculated. These values are shown in **Table A5.3**. No estimate was possible for the year 2000 because no trips were reported in the raw data file. The standardized index is quite similar to the nominal CPUE series, and has no apparent annual trend.

Table A5.1. A summary of the binomial model formulation (Brazilian baitboat fishery). Factors were added to the model if ProbChi-Square < 0.01 and % Reduction in DEV/DF > 1.0%.

There are no explanatory factors in the base model.							
FACTOR	DEGF	DEVIANCE	DEV/DF	%REDUCTION	LOGLIKE	CHISQ	PROBCHISQ
BASE	2936	4001.4	1.3629		-2000.7		
AREA	2935	3996.6	1.3617	0.08	-1998.3	4.75	0.02930
QUARTER	2933	3992.1	1.3611	0.13	-1996.1	9.25	0.02613
FLEETID	2935	3939.7	1.3423	1.51	-1969.8	61.71	0.00000
YEAR	2918	3829.2	1.3123	3.71	-1914.6	172.20	0.00000
The explanatory factors in the base model are: YEAR							
FACTOR	DEGF	DEVIANCE	DEV/DF	%REDUCTION	LOGLIKE	CHISQ	PROBCHISQ
BASE	2918	3829.2	1.3123		-1914.6		
AREA	2917	3824.9	1.3113	0.08	-1912.5	4.27	0.03880
QUARTER	2915	3821.4	1.3109	0.10	-1910.7	7.84	0.04939
FLEETID	2917	3782.6	1.2967	1.18	-1891.3	46.60	0.00000
The explanatory factors in the base model are: YEAR FLEETID							
FACTOR	DEGF	DEVIANCE	DEV/DF	%REDUCTION	LOGLIKE	CHISQ	PROBCHISQ
BASE	2917	3782.6	1.2967		-1891.3		
QUARTER	2914	3773.1	1.2948	0.15	-1886.5	9.54	0.02296
AREA	2916	3767.7	1.2921	0.36	-1883.9	14.89	0.00011
The explanatory factors in the base model are: YEAR FLEETID							
FACTOR	DEGF	DEVIANCE	DEV/DF	%REDUCTION	LOGLIKE	CHISQ	PROBCHISQ
BASE	2917	3782.6	1.2967		-1891.3		
YEAR*FLEETID	2909	3726.1	1.2809	1.22	-1863.0	56.53	0.00000
FINAL MODEL = YEAR + FLEETID + YEAR*FLEETID							

Table A5.2. A summary of the lognormal model formulation (Brazilian baitboat fishery). Factors were added to the model if ProbChi-Square < 0.01 and % Reduction in DEV/DF > 1.0%.

There are no explanatory factors in the base model.							
FACTOR	DEGF	DEVIANCE	DEV/DF	%REDUCTION	LOGLIKE	CHISQ	PROBCHISQ
BASE	1241	2966.9	2.3907		-2303.1		
AREA	1240	2963.2	2.3897	0.04	-2302.3	1.52	0.21718
FLEETID	1240	2960.9	2.3878	0.12	-2301.8	2.49	0.11479
QUARTER	1238	2926.4	2.3638	1.12	-2294.6	17.04	0.00070
YEAR	1223	2861.2	2.3395	2.14	-2280.5	45.05	0.00041
The explanatory factors in the base model are: YEAR							
FACTOR	DEGF	DEVIANCE	DEV/DF	%REDUCTION	LOGLIKE	CHISQ	PROBCHISQ

FLEETID	1222	2858.9	2.3395	0.00	-2280.1		
BASE	1223	2861.2	2.3395		-2280.5	45.05	0.00041
AREA	1222	2857.8	2.3386	0.04	-2279.8	1.46	0.22618
QUARTER	1220	2817.6	2.3095	1.28	-2271.0	19.06	0.00027
The explanatory factors in the base model are: YEAR QUARTER							
FACTOR	DEGF	DEVIANCE	DEV/DF	%REDUCTION	LOGLIKE	CHISQ	PROBCHISQ
FLEETID	1219	2816.4	2.3104	-0.04	-2270.8		
BASE	1220	2817.6	2.3095		-2271.0		
AREA	1219	2799.1	2.2962	0.58	-2266.9	8.17	0.00427
The explanatory factors in the base model are: YEAR QUARTER							
FACTOR	DEGF	DEVIANCE	DEV/DF	%REDUCTION	LOGLIKE	CHISQ	PROBCHISQ
BASE	1220	2817.6	2.3095		-2271.0		
YEAR*QUARTER	1171	2680.0	2.2886	0.90	-2239.9	62.19	0.09764
FINAL MODEL = YEAR + QUARTER							

Table A5.3. Relative CPUE scaled to mean, 95% confidence intervals and CV (Brazilian baitboat fishery).

Year	Relative CPUE	Lower 95% CI	Upper 95% CI	CV
1982	0.263382	0.038815	1.787178	1.225064
1983	0.6069	0.277913	1.325334	0.405902
1984	0.691202	0.343962	1.388994	0.359848
1985	1.253899	0.72225	2.176897	0.281151
1986	0.643602	0.291433	1.421331	0.412195
1987	1.484032	0.8234	2.674703	0.301043
1988	1.484885	0.863169	2.554407	0.276307
1989	1.333028	0.674271	2.635387	0.350926
1990	0.938751	0.366558	2.404129	0.497422
1991	0.846524	0.385121	1.860719	0.409561
1992	1.453956	0.625906	3.377487	0.440844
1993	2.371582	1.257364	4.47317	0.325424
1994	1.238255	0.499712	3.068317	0.478096
1995	0.510511	0.154016	1.692168	0.657203
1996	0.663112	0.222446	1.976742	0.5895
1997	0.439162	0.141886	1.359279	0.613138
1998	1.39032	0.620759	3.113913	0.420125
1999	0.213528	0.04802	0.94949	0.86301
2000				
2001	1.173368	0.5334	2.581163	0.41

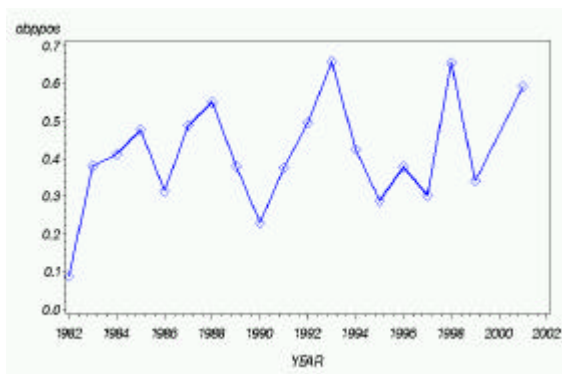


Figure A5.1. Proportion positive trips by year.

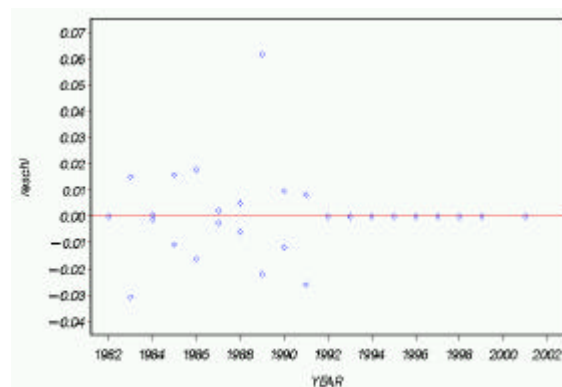


Figure A5.2. Chi-square residuals of the proportion positive model, by year.

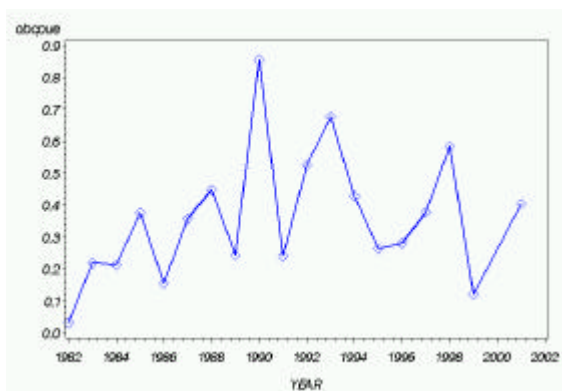


Figure A5.3. Nominal CPUE by year.

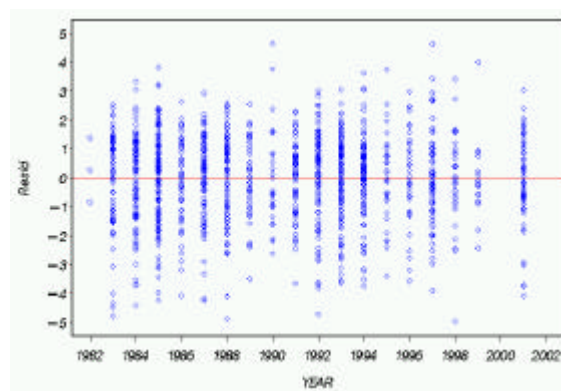


Figure A5.4. Residuals by year for the lognormal model of positive catch rates.

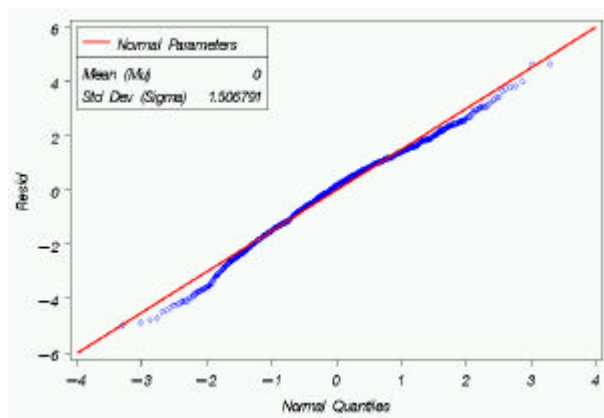


Figure A5.5. Cumulative normalized residuals (QQ-plot) from the lognormal assumed error distribution.

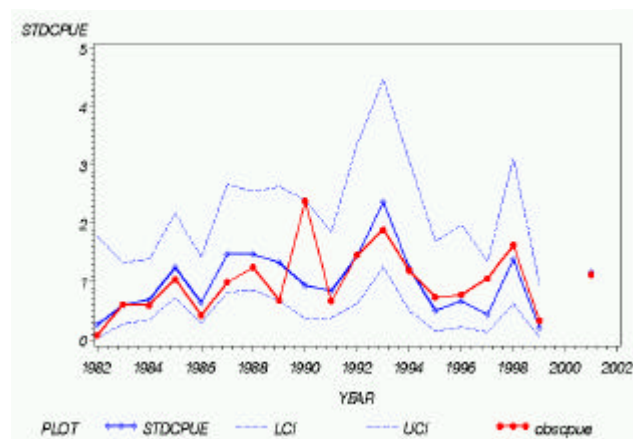


Figure A5.6. Nominal CPUE, standardized CPUE and upper and lower 95% confidence limits of the standardized CPUE estimates.

Combined Biomass Index

A combined biomass index was obtained by a GLM as:

$$\log(\text{Index}) = \text{Year} + \text{Source} + e$$

Of the various indices available (Source = {Brazil BB, Brazil LL, Europe PS, Japan LL, Gomex LL, US-N LL, Ven LL, Ven PS}), the GomexLL and VenLL indices were in numbers and needed to be converted to biomass. This was done by multiplying index values times mean weights. The mean weights were obtained from yields-at-age calculated from the fleet-specific catch-at-age matrices, times the weight-at-age matrix:

$$\bar{W}_{y,g} = \frac{\sum_a C_{y,a,g} * W_{y,a}}{\sum_a C_{y,a,g}}$$

Table A6.1 presents the mean weights thus calculated for all fleets.

The combined index was obtained assuming either equal weighting between indices, or using weights proportional to the yields from the different fleets,

$$Y_{y,g} = \sum_a C_{y,a,g} * W_{y,a}$$

The index weights were re-scaled so that they would add up to 1.0 each year (**Table A6.2**).

$$f_{y,g} = \frac{Y_{y,g}}{\sum_g Y_{y,g}}$$

Table A6.3 presents the indices used (all in biomass units), as well as the resulting combined indices. **Figure A6.1** shows the combined indices.

Table A6.1. Mean weights calculated by fishery.

Year	Brazil BB	Brazil LL	Europ PS	Japan LL	GomexLL	US-N LL	Ven LL	Ven PS
1970		24.4	18.4	38.0			46.4	
1971		18.5	15.7	33.2			44.3	
1972		24.2	18.6	36.6			35.8	
1973		38.3	22.2	32.2			38.7	
1974		19.4	18.2	33.7			42.1	
1975		22.8	19.0	44.5				
1976		18.8	18.1	34.6				
1977		26.9	18.9	35.1				
1978		38.2	20.3	34.0				
1979		35.6	23.4	32.9				
1980	12.4	34.5	15.0	50.7	34.3	25.7	30.0	10.6
1981	9.4	17.1	14.2	37.2	42.2	30.4	38.1	10.6
1982	13.6	19.9	15.9	49.9	48.0	23.4	45.0	11.9
1983	12.4	21.9	15.8	43.4	57.3	24.2	34.7	16.1
1984	12.5	19.4	9.3	39.6	40.7	28.2	33.7	9.6
1985	8.9	20.7	21.7	38.4	39.6	23.9	34.9	12.7
1986	11.6	27.0	19.0	42.0	44.0	29.0	49.2	10.2
1987	6.7	26.9	17.2	39.1	42.7	28.2	44.4	13.2
1988	9.9	16.6	16.7	41.2	44.3	27.4	47.0	10.5
1989	10.1	19.7	18.7	43.4	33.8	28.4	47.7	20.0
1990	4.5	24.8	23.1	49.0	44.3	29.7	39.5	11.5
1991	4.1	25.0	23.3	39.6	44.3	25.7	47.3	13.2
1992	9.0	19.2	24.4	46.0	44.3	27.5	54.9	15.0
1993	7.2	47.6	25.3	53.6	44.4	27.5	54.1	17.1
1994	7.9	28.2	25.4	48.4	41.6	23.1	40.1	9.6
1995	8.0	17.1	22.5	45.1	43.5	26.1	39.5	11.0
1996	8.0	21.8	21.1	52.5	35.5	34.8	32.7	11.0
1997	7.9	21.5	21.0	53.2	43.9	23.6	49.6	5.9
1998	7.9	21.5	20.4	48.5	32.6	32.6	44.7	13.3
1999	15.9	27.7	14.0	51.2	35.2	21.6	59.1	15.6
2000	18.6	34.0	12.1	56.0	40.7	19.9	35.0	17.1
2001	13.6	33.1	15.9	51.0	46.1	27.1	34.5	20.0

Table A6.2. Index-specific weighting factors used in the GLM to obtain a combined index.

Year	Brazil BB	Brazil LL	Europ PS	Japan LL	GomexLL	US-N LL	Ven LL	Ven PS	subtotal
1970	0.00	0.00	0.77	0.23	0.00	0.00	0.00	0.00	1.0
1971	0.00	0.00	0.73	0.27	0.00	0.00	0.00	0.00	1.0
1972	0.00	0.00	0.86	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	1.0
1973	0.00	0.00	0.92	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	1.0
1974	0.00	0.00	0.94	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	1.0
1975	0.00	0.00	0.93	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	1.0
1976	0.00	0.01	0.95	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	1.0
1977	0.00	0.01	0.97	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	1.0
1978	0.00	0.01	0.97	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	1.0
1979	0.00	0.02	0.96	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	1.0
1980	0.00	0.01	0.95	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	1.0
1981	0.00	0.01	0.96	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	1.0
1982	0.01	0.01	0.91	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	1.0
1983	0.02	0.01	0.95	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	1.0
1984	0.03	0.01	0.90	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	1.0
1985	0.03	0.01	0.91	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	1.0
1986	0.01	0.01	0.93	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	1.0
1987	0.02	0.01	0.85	0.04	0.00	0.01	0.00	0.08	1.0
1988	0.02	0.01	0.81	0.07	0.00	0.01	0.00	0.08	1.0
1989	0.01	0.01	0.80	0.06	0.00	0.01	0.00	0.11	1.0
1990	0.01	0.01	0.87	0.06	0.00	0.01	0.00	0.05	1.0
1991	0.01	0.01	0.80	0.04	0.00	0.01	0.00	0.12	1.0
1992	0.03	0.01	0.76	0.03	0.05	0.01	0.00	0.11	1.0
1993	0.04	0.00	0.71	0.05	0.04	0.01	0.01	0.16	1.0
1994	0.03	0.00	0.69	0.05	0.03	0.01	0.01	0.17	1.0
1995	0.04	0.01	0.76	0.06	0.02	0.02	0.01	0.07	1.0
1996	0.03	0.01	0.73	0.07	0.02	0.02	0.00	0.12	1.0
1997	0.03	0.01	0.68	0.06	0.05	0.02	0.01	0.15	1.0
1998	0.02	0.01	0.71	0.08	0.01	0.03	0.01	0.13	1.0
1999	0.02	0.05	0.69	0.06	0.06	0.01	0.01	0.11	1.0
2000	0.00	0.05	0.78	0.09	0.06	0.01	0.01	0.00	1.0
2001	0.02	0.09	0.80	0.04	0.04	0.01	0.01	0.00	1.0

Table A6.3. Input indices and estimates of combined index (weighted and unweighted).

Year	Brazil BB	Brazil LL	Europ PS	Japan LL	Gomex LL	US-N LL	Ven LL	Ven PS	Comb. Eq.Wt	Comb. Weighted
1970			5.06	1.47					1.000	1.000
1971			4.32	1.41					0.902	0.880
1972			4.80	1.66					1.032	0.967
1973			4.83	1.66					1.037	0.961
1974			4.41	1.64					0.984	0.878
1975		3.87	4.74	1.14					1.285	0.923
1976		2.08	4.69	1.05					1.015	0.914
1977		1.08	4.61	0.87					0.760	0.896
1978		0.98	4.20	1.03					0.756	0.819
1979		1.27	4.17	1.25					0.877	0.821
1980		1.09	3.46	0.85					0.689	0.675
1981		1.51	3.71	0.98					0.824	0.728
1982	0.26	0.99	3.17	1.00					0.489	0.617
1983	0.61	1.11	2.75	0.78					0.561	0.538
1984	0.69	0.44	2.17	1.07					0.470	0.442
1985	1.25	0.78	3.73	1.03					0.714	0.733
1986	0.64	0.65	4.03	0.96					0.577	0.773
1987	1.48	0.56	3.53	1.24		697.60		4.11	0.733	0.707
1988	1.48	0.52	3.34	1.15		766.90		4.01	0.715	0.677
1989	1.33	0.65	4.16	0.99		764.94		7.39	0.817	0.854
1990	0.94	0.31	4.53	1.05		641.54		4.01	0.612	0.863
1991	0.85	0.38	3.61	0.91		578.95	31.15	4.87	0.601	0.721
1992	1.45	0.73	3.29	0.77	63.16	578.63	39.34	3.56	0.694	0.663
1993	2.37		3.26	0.69	49.08	389.39	57.13	3.40	0.721	0.655
1994	1.24		3.12	0.77	64.66	367.01	15.82	4.41	0.592	0.650
1995	0.51	0.86	3.19	0.82	43.67	396.09	17.24	2.91	0.499	0.598
1996	0.66	1.00	3.12	0.69	27.71	319.83	18.66	4.48	0.504	0.609
1997	0.44	1.15	2.89	0.58	45.35	358.26	15.63	1.42	0.431	0.489
1998	1.39	0.47	2.75	0.67	29.07	311.14	24.50	1.39	0.441	0.485
1999	0.21	1.63	2.45	0.67	39.92	365.31	31.63	2.97	0.485	0.502
2000		0.46	2.55	0.62	30.27	353.72	13.84		0.390	0.478
2001	1.17	0.41	2.81	0.52	30.49	317.19	44.97		0.491	0.517

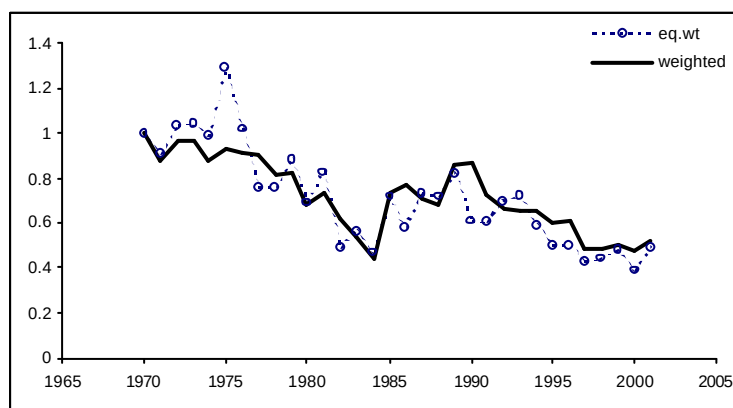


Figure A6.1. Combined CPUE index (in weight) for Atlantic yellowfin tuna.

Input for the VPA-2BOX Base Case model

This Appendix summarizes the input to the VPA-2BOX Version 3.01 Base Case model. **Tables A8.1** and **A7.2** are condensed versions of the VPA-2BOX control and parameter files. All necessary input settings are included. **Table A7.3** is a condensed version of the VPA-2BOX data file. In order to conserve space, redundant information was deleted. The total catch-at-age matrix and the fleet specific partial catches can be found in the yellowfin tuna Detailed Report (**Table 4**). Nine indices of abundance were considered during the VPA runs, although the U.S. Rod and Reel index was excluded from the base run. The index values are summarized in the Detailed Report (**Table 5**). The indices were equally weighted, and a setting in the control file automatically scaled all the indices to their mean. The annual CVs were set to zero. The VPA returned a divide by zero error when partial catch at age for a given fleet was equal to zero. Therefore, partial catches equal to zero were assigned an arbitrary low value of 0.1. This allowed VPA-2BOX to function as expected. Weights-at-age for the catch, and for spawners were calculated externally to the VPA. These values are found in **Table A7.3** of this appendix. A single weight-at-age matrix was used for all fleets.

Table A7.1 Condensed control file settings (*.C01) for base model.

```

1          NUMBER OF AREAS (1 OR 2)
1          MODEL_TYPE (1=SINGLE STOCK OR TWO-STOCK DIFFUSION, 2=TWO-STOCK OVERLAP)
# tagging data switch (0=do not use tagging data, 1=use tagging data)
# | multiplicative weighting factor for modifying importance of tagging data in objective function (ignored if previous switch=0)
# | | tag timing subtraction factor
# | | | tag timing divisor
# | | | |
0 1.0 0 0 TAGGING MODEL CONTROLS
-911      RANDOM NUMBER SEED
50        MAXIMUM NUMBER OF AMOEBA SIMPLEX SEARCH RESTARTS
3         CHECKFLAG
0.4       PDEV (standard deviation controlling the random specification of vertices for the initial simplex of each restart)
0         SCALE (DIVIDE INDEX VALUES BY THEIR MEAN)- ANY VALUE > 0 = YES
1.0       INDEX WEIGHTING OPTIONS
0         (0) MULTIPLICATIVE VARIANCE SCALING FACTOR or (1) ADDITIVE VARIANCE SCALING FACTOR
# apply this penalty to the last N years (SET N = 0 TO IGNORE)
# | standard deviation controlling the severity of the penalty
# | | first age affected
# | | | last age affected
# | | | |
0 0.4 0 5 LINKS THE SELECTIVITIES IN THE LAST N YEARS
4 0.4    LINKS THE RECRUITMENTS IN THE LAST N YEARS
0 0.1 1   LINKS THE RECRUITMENTS OF THE TWO STOCKS
# ratio of stock (sex) 1 to stock (sex) 2 {a value of 1 means a 1:1 ratio}
# PDF of stock-recruit penalty {0=none, 1=lognormal, 2=normal (negative PDF tells program to estimate sigma by concentrated likelihood)}
# | first and last years to use in fitting (in terms of recruits)
# | |
0 1970 2001 IMPOSES S R RELATIONSHIP (PENALIZES DEPARTURES FROM BEVERTON AND HOLT CURVE)
1          OPTION TO USE (1) F'S OR (2) N'S AS TERMINAL YEAR PARAMETERS
-1         ESTIMATE Q IN (+) SEARCH or (<0) by concentrated MLE's
# Number of bootstraps to run (a negative value tells the program to do a parametric bootstrap)
# | Use Stine correction to inflate bootstrap residuals (0=NO)
# | |
0 1        BOOTSTRAP OPTION
0          NUMBER OF YEARS TO GO BACK FOR RETROSPECTIVE ANALYSES
# PRINTER CONTROL
# 84       INPUT ANY VALUE HERE, IT IS NOT YET BEING USED

```

Table A7.2. Condensed parameter file settings (*.P01) for base model.

```

# TERMINAL F PARAMETERS: (lower bound, best estimate, upper bound, indicator, reference age)
$ 1 0 0.2 2 1 0.1 first age (AGE 0 in this case)
$ 1 0 0.8 2 1 0.1
$ 1 0 0.3 2 1 0.1
$ 1 0 0.3 2 1 0.1
$ 1 0 0.5 2 1 0.1 next to last age

# F-RATIO PARAMETERS F{oldest}/F{oldest-1} (lower bound, best estimate, upper bound, indicator, std. dev. of prior)
$ 1 0.1 0.2 5.0 1 0.2 1970 est imated
$ 31 0.1 0.2 5.0 3 0.2 1971-2001 random walk

# NATURAL MORTALITY PARAMETERS: (lower bound, best estimate, upper bound, indicator, std. dev. of prior)
# one parameter (set of specifications) for each age
$ 1 0 0.80 1.0 0 0.1
$ 1 0 0.80 1.0 0 0.1
$ 1 0 0.60 1.0 0 0.1
$ 1 0 0.60 1.0 0 0.1
$ 1 0 0.60 1.0 0 0.1
$ 1 0 0.60 1.0 0 0.1

# MIXING PARAMETERS: (lower bound, best estimate, upper bound, indicator, std. dev. of prior)
# one parameter (set of specifications) for each age :not used here!
$ 6 0 0.0 1.0 0 0.1

# STOCK-RECRUITMENT PARAMETERS: (lower bound, best estimate, upper bound, indicator, std. dev. of prior)
# five parameters so 5 sets of specifications : not used here!
0 0.55d+09 1.d20 0 0.4 maximum recruitment (NOT USED)
0 0.25d+04 1.d20 0 0.3 spawning biomass scaling parameter (NOT USED)
0 0.000 0.9 0 0.0 extra parameter (NOT USED)
0 0.1 1 0 0.2 autocorrelation parameter (NOT USED)
0 0.4 1 0 0.1 variance for penalty function (of random component discounting the autocorrelation) (NOT USED)

# VARIANCE SCALING PARAMETER (lower bound, best estimate, upper bound, indicator, std. dev.)
$ 1 0 1.0 1.0 0 0.1
$ 1 0 1.0 1.0 0 0.1
$ 1 0 1.0 1.0 0 0.1
$ 1 0 1.0 1.0 0 0.1
$ 1 0 1.0 1.0 0 0.1
$ 1 0 1.0 1.0 0 0.1
$ 1 0 1.0 1.0 0 0.1
$ 1 0 1.0 1.0 0 0.1
$ 1 0 1.0 1.0 0 0.1
$ 1 0 1.0 1.0 0 0.1

```

Table A7.3 Condensed data file settings (*.D01) for base model.

```

1970 2001 FIRST AND LAST YEAR
0 5 5 FIRST AGE, LAST AGE AND PLUSGROUP AGE
9 NUMBER OF INDICES in this file (whether use or not)
2 SPAWNING SEASON
0 0 0 1 1 1 FECUNDITY (MATURITY) AT AGE
# TITLE PDF OF CATCH
# | | SIGMA CATCH
# | | |
'Yellowfin Tuna 2003' 0 1
# NOW ENTER THE (TOTAL)CATCH-AT-AGE DATA. ROW=YEAR, COLUMN=AGE
### Values summarized in Table 4 of the detailed report ###
# NOW ENTER IN THE ABUNDANCE INDEX SPECIFICATIONS
# GEAR or fishery type
# | PDF (0= do not use,1=lognormal, 2=normal)
# | | UNITS (1 = numbers, 2 = biomass)
# | | | SELECTIVITY (1 = fixed, 2 = frac. catches, 3 = Powers and Restrepo partial catches,4=Butterworth and Geromont eq 4)
# | | | | TIMING (-1 = AVERAGE DURING YEAR, POSITIVE INTEGER = NUMBER OF MONTHS ELAPSED)
# | | | | FIRST AGE LAST AGE
# | | | | | TITLE (IN SINGLE QUOTES)
1 1 2 4 6 0 5 'BRA_BB'
2 1 2 4 6 0 5 'BRA_LL'
3 1 1 4 6 0 5 'JPN_LL'
4 1 1 4 6 0 5 'USMEX_LL'
5 0 1 4 6 0 5 'US_RR'
6 1 1 4 6 0 5 'US_PLL_N'
7 1 1 4 6 0 5 'VEN_LL'
8 1 2 4 6 0 5 'VEN_PS'
9 1 2 4 6 0 5 'EUR-PS'

```

NOW ENTER IN THE INDICES OF ABUNDANCE

Index values are summarized in **Table 5** of the detailed report. All annual CVs set to 1.0

NOW ENTER IN THE SELECTIVITIES OR PARTIAL CATCHES FOR THE INDICES OF ABUNDANCE

Used partial catches. Data summarized in Table 4 of the detailed report. Values equal to zero were set to 0.1

NOW ENTER IN THE WEIGHTS AT AGE FOR THE INDICES OF ABUNDANCE (row=year, col=age)

A weight at age matrix must be specified for each index. Note: this example is truncated since a single

weight at age matrix was used for all indices.

#INDEX	YEAR	AGE 0	AGE 1	AGE 2	AGE 3	AGE 4	AGE 5+	'Yellowfin Tuna 2003'
1	1970	1.93	3.89	15.99	40.87	62.02	85.02	
1	1971	1.96	3.89	16.11	38.77	62.69	84.68	
1	1972	1.72	4.09	17.13	40.56	62.09	88.20	
1	1973	1.80	4.16	17.58	41.14	62.87	85.30	
1	1974	1.62	3.94	18.31	41.04	63.02	85.50	
1	1975	1.55	3.68	19.61	42.79	64.33	85.02	
1	1976	1.73	4.22	15.27	45.28	64.56	85.53	
1	1977	1.73	3.97	18.34	43.18	63.68	85.63	
1	1978	1.73	4.22	17.82	43.99	62.29	85.60	
1	1979	1.77	3.95	17.68	45.65	63.87	86.31	
1	1980	1.67	4.07	18.44	44.42	64.68	86.27	
1	1981	1.66	3.66	16.62	42.00	63.98	85.08	
1	1982	1.77	3.75	16.57	42.86	63.45	84.51	
1	1983	1.66	4.05	19.40	40.50	62.47	85.59	
1	1984	1.66	4.56	15.98	39.61	61.87	83.78	
1	1985	1.65	4.16	18.27	43.69	61.05	82.28	
1	1986	1.83	3.96	16.79	42.97	62.70	83.48	
1	1987	1.67	4.20	17.43	42.14	62.14	83.20	
1	1988	1.72	3.75	17.92	40.96	61.32	82.06	
1	1989	1.64	3.22	19.48	42.73	62.57	83.62	
1	1990	1.72	3.64	17.81	44.76	62.86	84.00	
1	1991	1.71	3.94	19.76	41.79	63.90	86.20	
1	1992	1.54	3.49	17.97	40.88	63.67	83.61	
1	1993	1.68	3.25	13.81	40.40	63.88	84.73	
1	1994	1.88	3.74	17.64	40.43	63.51	83.23	
1	1995	1.84	3.63	19.11	41.94	62.77	83.68	
1	1996	1.91	3.53	18.66	42.19	61.98	81.66	
1	1997	1.79	3.33	17.53	41.65	62.30	82.72	
1	1998	1.83	3.68	15.52	40.88	63.48	83.88	
1	1999	1.67	2.92	14.25	39.73	62.82	83.15	
1	2000	1.81	3.30	17.17	37.01	62.17	83.95	
1	2001	1.54	3.18	13.66	39.95	61.81	85.65	

NOW ENTER IN THE FECUNDITY AT AGE FOR THE SPAWNING STOCK BIOMASS (row=year, col=age)

#year	age 0	age 1	age 2	age 3	age 4	age 5+
1970	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	84.84
1971	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	84.04
1972	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	83.35
1973	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	83.01
1974	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	83.83
1975	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	82.40
1976	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	83.38
1977	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	84.52
1978	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	83.22
1979	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	84.09
1980	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	89.84
1981	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	83.52
1982	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	83.11
1983	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	85.67
1984	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	83.68
1985	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	80.55
1986	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	80.33
1987	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	81.19
1988	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	81.33
1989	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	82.45
1990	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	81.72
1991	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	83.32
1992	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	81.83
1993	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	87.84
1994	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	82.06
1995	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	85.12
1996	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	83.90
1997	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	81.17
1998	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	83.67
1999	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	84.09
2000	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	84.09
2001	1.07	1.96	7.68	29.22	59.08	84.09