

**REPORT OF THE ICCAT SCRS ATLANTIC YELLOWFIN TUNA  
STOCK ASSESSMENT SESSION**  
(Cumaná, Venezuela, July 10 to 15, 2000)

## 1 Introduction

### 1.a Opening of the Meeting

The International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT) and its Standing Committee on Research and Statistics (SCRS) directed that the SCRS hold an inter-sessional meeting to address stock assessment of Atlantic yellowfin tuna during the year 2000. At the invitation of the Government of Venezuela, the meeting was held in Cumaná, Venezuela, July 10 to 15, 2000, hosted by the *Instituto Oceanográfico* of the University of Oriente.

At the opening session Dr. Ricardo Molinet, Director General of the *Servicio Autónomo de los Recursos Pesqueros y Acuícolas* (SARPA), welcomed the participants on behalf of the Ministry of Industry and Commerce of the Government of Venezuela. Dr. Molinet explained that in all international fora Venezuela has maintained the position of operating responsible fisheries and that for this reason scientific participation and control and monitoring systems have been of major concern. Thus, Dr. Molinet indicated the importance of ICCAT's recommendations on management of tuna fisheries to Venezuela and of the need to improve the scientific evaluations of the yellowfin stocks. He pledged the commitment and willingness of the Venezuelan fisheries administration to assist the tasks of the Working Group for the assessment of this important stock which will be of great benefit to the work of the Commission.

Additionally, Dr. Jeremy Mendoza, Director of the *Instituto Oceanográfico*, welcomed the participants and kindly offered the facilities and staff of his host Institute to the Group.

Dr. Joseph Powers (on behalf of the SCRS) and Dr. Victor Restrepo (on behalf of the ICCAT Secretariat) thanked the Government of Venezuela and the host *Instituto de Oceanográfico* for their support of the meeting.

### 1.b Adoption of the Agenda

The session was convened by the Rapporteur for Tropical Tunas, Dr. Pilar. Pallares (Spain) and chaired by the Yellowfin Rapporteur, Dr. Craig Brown (United States). Scientists from six member delegations participated in the meeting. The list of participants is attached as **Appendix 2**. The Group reviewed the tentative Agenda and adopted it with some modifications. This modified Agenda is attached as **Appendix 1, and the list of documents as Appendix 3**. The following rapporteurs were assigned:

Description of fisheries, catches and effort	Alicia Delgado de Molina and Javier Ariz Tellerria
Catch at age/size	Daniel Gaertner
Purse seine CPUE indices	Renaud Pianet
Other CPUE indices	Freddy Arocha
Biological parameters	F. Arocha
Environmental influences	Olivier Maury
Stock structure	Olivier Maury
Production models	David Die and Pilar Pallares
VPA analyses	Victor Restrepo
Yield and spawning biomass per recruit	Gerald Scott
Projections	Pilar Pallares

## **2 Description of fisheries, catches, effort and mean weights**

### *2.a 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.

#### **S 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 which 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 Côte d'Ivoire, Ghana, Sierra Leone and Cape López. The average weight of yellowfin taken by the Ghana baitboat fishery is 2.5 kg.

There is another baitboat fishery based in Dakar which began operations in 1956 in the coastal areas off Senegal and Mauritania. Other baitboat fisheries operate in the various archipelagoes in the 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 7 kg.

Since the early 1990s some baitboat fleets have operated different types of fisheries. 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, baitboats target yellowfin together with skipjack and other small tuna, Venezuela and Brazil being the two countries fishing in this area.

#### **S Purse seine**

The eastern 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 1990's, 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 (SCRS/00/73). Yellowfin catches from this fishery comprised between 14% and 21% of the total catch in the years between 1991 and 1999 (21% in 1999 for the French, Spanish and NEI fleets).

There are several purse seiners in the Ghanian fleet which are closely associated with baitboats, with or without objects; after freezing their catch, these are transshipped 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 (SCRS/00/77).

The eastern 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 14 kg.

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. The case of the U.S. longline fishery, which operates in off the East Coast or in the Gulf of Mexico.

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.

### **S 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.b Catches**

**Table 1** and **Figures 2,3 and 4** show the evolution of yellowfin catches for the East Atlantic, West Atlantic and total Atlantic.

Total yellowfin catches in 1999 amounted to 139,967 MT, a decrease of 9% with respect to 1998.

### **S Baitboat**

Total catch by this gear for the whole Atlantic was 24,248 MT. In global terms, baitboat catches remain stable over the period, at around 15,000 MT in the East Atlantic (**Figure 3**), although in 1999 the catch was around 19,000 MT. 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 Ghanian baitboats, the catches of which have increased spectacularly, exceeding 14,000 MT in 1999. Documents SCRS/00/69 and SCRS/00/77 show the various statistical data for the Canary Island and Ghanian fisheries, respectively.

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

### **S Purse seine**

Yellowfin catches by this fleet reached 83,030 MT for the entire Atlantic.

Purse seine catches in the East Atlantic (**Figure 3**) increased spectacularly in the early years of the fishery, from 10,000 MT in the 1960s to 100,000 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 MT, followed by a decreasing trend in subsequent years reaching, in 1999, around 77,000 MT. The Ghanian purse seine

fishery has once again begun to report catches, after a period of several years (1988 to 1995) with no catch. In 1999 catches reached a historic high of over 14,000 MT. Documents SCRS700/68, SCRS/00/77, SCRS/00/85 and SCRS/00/86 present statistical data for the Spanish, Ghanian, French 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 19,000 MT. Catches in the following years shown considerable variation as a part of this fleet shifted its fishery to the Pacific Ocean. Catches in 1999 were around 6,000 MT. 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).

### **S Longline**

After a maximum of over 50,000 MT reached in 1959-1961, longline catches decreased in two steps to a level of around 30,000 MT in the early 1970s. Longline catch levels in the 1990s have been about 25,000 MT. Longline catches in 1999 reached 26,065 MT. The main fisheries are those of Chinese Taipei, Japan, United States 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.c Effort**

**Table 3** and **Figure 5** show the evolution in carrying capacity of the surface fleets in the East Atlantic for the period 1972-1999. The baitboat carrying capacity has remained stable since the late 1970s, at around 10,000 MT. 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 MT. After that, until 1990, carrying capacity decreased considerably to 36,000 MT, 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 MT in the last two years.

For the eastern 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 to 1999 (for further details, see Section 3.b.3 on CPUE). 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, 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) based on an integrated analysis of effort data associated with catch at age data (VPA-type analysis) for the tropical tuna purse seine fishery. This analysis resulted in an average annual rate of increase in efficiency of the purse seiners of 3%; however, this rate was quite variable between the various fleets analyzed, different for the various sizes of yellowfin taken, and variable between years. Furthermore, the analysis was conducted prior to the intensive development of fishing on floating logs.

Using an annual 3% adjustment in all years from 1981-1999 indicates an overall increase in fishing efficiency of 75% 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 eastern 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. Therefore, the 1997 SCRS also considered annual changes in efficiency of the order of 5% for the period 1981-1999. This assumption results in a total increase in efficiency for this period of 153%.

Traditionally, the eastern Atlantic purse seine effort index has been considered to have evolved 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 (1991-1999). In 1999, both fleets operated a fishery on free schools in similar areas, with substantial effort on free schools of skipjack in the area off Senegal. Fishing with floating objects has operated more intensely in the area off Cape López by the French fleet than by the Spanish fleet, while this latter has effected more effort in the last year in the area north of Liberia, an area in which the French fleet hardly takes any catch.

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, shark was the primary target species (58% of 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 MT vessel carrying capacity).

As regards longliners, effort of the U.S. 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 was estimated using standardized CPUE divided into fleet-specific catch rates. These trends are shown in **Figure 6**.

#### **2.d Trends in mean weight**

The trends in mean weight were also examined for the different segments of the fisheries, and are depicted in **Figure 7**. For purse seine, a regular decline is observed for all catches combined (computed from the catch at age composition for purse seine) since 1990-1992. This trend is likely due to the declining mean weight of the fishery on floating objects, combined with the increasing catches of that fishery. For free swimming schools, the mean weight varies but is relatively stable during this period, with a sharp decline in 1999. For baitboat, mean weights remained relatively stable around 2 kg for the Ghanian fishery and varied between 5 and 10 kg for the others. The sharp increase for the Dakar-based fishery in 1999 is noted. Size composition for the Ghanian fishery seems to be very questionable for the recent period, while its catch was dramatically increasing. Possible causes for this reported trend include doubtful sampling, as well as a likely mixing of baitboat and purse seine catches (SCRS/00/77) and a possible discarding of the smallest fishes. However, it remains likely that the bulk of the yellowfin catch is made of undersized fishes. 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 40 kg (1980-1990) to 35 kg in the recent period.

### **3 Input data**

#### **3.a Catch at age/size**

Document SCRS/00/06 provides details on the data preparations made by the ICCAT Secretariat for the 2000 Yellowfin stock assessment meeting. Catch at size was created for the years 1970-1974 and revised for the years 1983-1997. This revision was made to concur with the changes registered to Task I in 1998-1999. These changes included new data added to the data base as well as reallocation of some NEI data to some specified countries (e.g., Panama). The procedures adopted followed the same general

scheme utilized in the past. That means that size sampling data were used where possible but for substitutions the standard procedures developed at the Juvenile Tropical Working Group were used. In order to take into account the changes made in Task I, new raising factors were calculated.

The Japanese catch at size data for the Atlantic yellowfin longline fishery was updated (SCRS/00/71). The different criterions used to substitute spatial and temporal strata, when sample size was insufficient, were described and classified. Based on the same substitution scheme adopted for the Japanese longline fishery, a new Chinese Taipei catch-at-size data base was calculated (SCRS/00/72). An approximate yellowfin age distribution for the U.S. rod and reel fishery, calculated from LPS size sample data, was presented in the document SCRS/00/64.

Due to the poor quality of size data for the baitboat and purse seine fishery based at Tema, Ghana) in recent years, it was recommended that this data set be examined in more detail. Document SCRS/00/77 discussed the possible causes of this situation. It was reported that sampling at Tema has been unsatisfactory due to the shortage of manpower and budget. In addition to the conventional fishing modes (characterized as either school sets or log sets), a fishing mode associating a purse seiner and a baitboat was observed in the Ghanian fleet. As a consequence, the presence of large yellowfin in the Ghanian baitboat sampling could be related to the fact that baitboats assist purse seiners during fishing operations (furthermore, the baitboats load a part of the catch made by the purse seiner). The lack of fish weighing less than 1 kg in the Ghanian catch at size could be related to possible discards of small fishes by purse seiners, as well as to the fact that in recent years these small fish are separated out on board the baitboats for the local market, thereby bypassing the size sampling process.

Catch-at-size data for Ghanian baitboats and purse seiners were carefully examined by the Working Group. Catch-at-size of the baitboat fishery over the years follows an extreme sawtooth pattern in the frequency distributions, which may be due to weak size sampling or to measurement biases during the sampling operations (**Figure 8**). In order to check the assumption of discard of small fishes, the Working Group compared the baitboat sampling with samples collected during the tagging operations of ICCAT's Bigeye Tuna Year Program (BETYP) (**Figure 9**). The Working Group concluded that differences appeared to be minor when the size distribution from the tagging operations was compared to the Ghanian baitboat samples from the same quarter. Concerns regarding the potential discard levels remain, however, and the Group strongly recommended that catch at size information be collected during future tagging operations.

The Group considered various alternatives to address the perceived problems in size sampling in Ghana. The use of size sampling data from European purse seine vessels fishing on logs and operating in the same area was considered as an alternative for both the Ghanian baitboat and purse seine size data. However, an examination of the size data from the European log catches showed that the distributions were quite dissimilar. The use of Ghanian baitboat size data from earlier time periods was considered as alternatives to the size samples in the most recent years. However, such substitutions also impose various assumptions about the size distribution of the catches and would potentially mask any trends. Furthermore, the Group considered that future methodologies might permit improved handling of such data uncertainties, but that applying a substitution at this time might conceal these uncertainties in the future. Therefore, the Ghanian size samples were used as reported. The Group recommends that further analysis should be conducted to check the recent sampling data from Ghana.

Calculation of catch at age was based on cohort slicing using the length classes given in **Table 4**. Of particular note are increases in the proportion of age 1 fish in the catch during 1998 and 1999, to 50% and 60%, respectively, in comparison to an average of 40% of the catch in the previous 10 year period. This increase is not preceded by increases in age 0 fish. The Group discussed whether this increase in the proportion of age 1 fish could be the result of the size sampling and/or discard problems discussed in the previous paragraphs. Another possibility discussed was that the moratorium on purse seine log sets in the

Eastern Tropical Atlantic may have had an influence on the suppression of age 0 catches and greater survivorship to age 1. The reasons for this increase in age 1 catch remain unclear.

The catch at age used in the current assessments is shown in **Tables 5-10** separately for longline, baitboat (Ghana and other fleets, separately), purse seine, other gears, and all gears combined, respectively, based on the quarterly length class limits in **Table 4**.

### **3.b Catch per unit of effort (CPUE)**

#### *3.b.1 Overview of available indices*

##### **S 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/00/68 and SCRS/00/69 (Spain), SCRS/00/85 (France) and SCRS/00/86 (EC-NEI fleet) present the main results and characteristics of these fisheries from 1991 up to 1999. This database covers the period 1969-1999, but Spanish data are only available since 1979; however 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) and should be recovered. 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 when 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.

Following the 1998 inter-sessional workshop in Miami, additional auditing of the purse seine catch and effort database was conducted. Fonteneau (1998) presented information on the variation of day-length with latitude (Gaertner *et al.* 1998), which has been implemented for the revised European (France, Spain and EC-NEI) 1991-1999 data set. In addition, the procedure for estimating searching time was improved. However, serious problems still remain in characterizing the fisheries on a set-by-set basis up to 1990, as the new procedure for species composition is quite sensitive to this information. 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, with and without constant annual adjustments to account for increases in fishing efficiency over time; and indices developed using standard GLM and GENMOD analyses. However, none of them was considered satisfactory. Catch per hour of searching, which in theory should have been the best index of abundance, was very similar to the corresponding nominal CPUE. Further examination of error distributions in GLM analyses was also recommended, as well as investigation of alternative indices of abundance and inclusion of alternative potential independent indices; even if such studies are underway, this recommendation is still relevant.

The CPUE indices of the French, Spanish and EC-NEI fleets from 1991-1999 period exhibit similar trends, with generally higher CPUEs for the Spanish fleet. However, some divergence is observed in the recent period, with a slow but regular increase of yellowfin CPUE for the French fleet, and a more stable CPUE for the Spanish one, declining in 1999 (**Figure 10**). This may be explained by different fishing strategies between both fleets: Although they exhibit a very similar general fishing pattern (see Section 2), in some cases their catch distribution can be quite different. This is particularly evident in the third quarter of 1999, with large skipjack catches off Senegal for the Spanish fleet, and higher yellowfin catches off Cap Lopez and Ivory Coast for the French one (**Figure 11**). This year (1999) was also characterized by a low coverage by the fishery (*i.e.* a low total number of 1-degree squares explored, as shown in **Figure 12** which reflected on the spatial distribution of the catch shown in **Figure 11**. It can be also

noted that the local productivity (total 1999 YFT catch by square, ordered in decreasing order) was quite low compared to the mean 1991-1999 values.

## S Purse seine in the West Atlantic

During the meeting, a standardization of the Venezuelan purse seine CPUE was attempted. Each record of the data set represented the fishing operations made by an individual purse seiner during a trip. Due to time constraints, it was considered that the date of landing was representative of the time period. With this consideration in mind, we preferred to adopt a quarterly stratification instead of a monthly one. Because the fishing grounds of Venezuelan purse seiners in the Atlantic Ocean is relatively small, no area effect was analyzed. The original CPUEs (Catch in MT / Fishing days) were transformed in  $L_{UYFT1} = \log(CPUE_{YFT} + 1)$ . The details of the procedure are described in **Appendix 4**.

## S Longline and rod-and-reel in the West Atlantic

Several CPUE longline indices are available for inclusion in assessment analyses. Documents SCRS/00/64 and SCRS/00/65 presented three standardized indices for U.S. fisheries: one longline index for the Northwest Atlantic and one for the Gulf of Mexico (SCRS/00/65), and a rod and reel index for the Northwest Atlantic (SCRS/00/64). In all three cases, the method used for standardization was a GLM based on the Lo *et al.*(1992) method. Fixed effects models were developed for all three indices; in addition, random effects models were used to examine year interactions for the longline indices. The northwestern Atlantic longline index exhibited a slight increase in model predicted mean CPUEs in the last year of the 1982-1999 series (**Figure 13**). Longline indices in the Gulf of Mexico were also generally higher at the beginning of the series, dropped between 1991 and 1996, and increased at the end of the series (**Figure 13**). In both analyses, standardized CPUE estimates were higher in recent years and showed relatively smaller CVs, most likely attributed to reevaluation of the data and to the addition of vessels that were recently categorized by operations code. The northwestern Atlantic rod and reel index exhibited little trend except that it was relatively high in 1994, 1995 and 1999 (**Figure 13**). In addition, a combined Mexico and U.S. standardized index was presented for the Gulf of Mexico based upon observer programs from both countries (SCRS/00/67). The method used for standardization was similar to the ones used for standardizing U.S. longline catch rates, with the difference that a Poisson distribution was assumed and no interaction terms were considered in the analysis. The combined Mexico and U.S. index for the Gulf of Mexico exhibited a decreasing trend from 1992 to 1996, it increased slightly in 1997 and has remained stable through 1999 (**Figure 13**).

Document SCRS/00/50 provided standardized catch rates from the Venezuelan longline fleet based upon observer program data. The standardized index was estimated using GLM mixed models under a delta lognormal approach. The standardized index exhibited a decreasing trend for the early part of the series, it increased slightly in the rest of the series with two noticeable declines, one in 1997 and the other in 1999, but the index (**Figure 13**) exhibited a high variability and had very wide confidence intervals.

## S Longline in the entire Atlantic

Document SCRS/00/71 provided standardized catch rates for the Japanese longline fishery, using GLM models assuming a lognormal and Poisson error structure. The models were constructed using catch in number as the dependent variable and year, month, area, the material of the main line, material of the branch line, number of hooks between floats and several interaction terms as independent variables. Analyses were conducted separately for individual ages (2, 3, 4, 5, 6+) and aggregated ages. Both GLM models showed similar trend, but the model assuming a lognormal error structure gave smoother predictions over time. The indices for individual ages were quite variable over time and different among age groups. The age-aggregated indices exhibited a gradually increasing trend until 1987, dropping sharply

through 1992, and fluctuating over the rest of the time series with no clear trend, but were lower in 1999 with respect to 1998 (**Figure 13**).

Document SCRS/00/72 provided age-specific standardized catch rates from the Chinese Taipei longline fishery in the Atlantic using GLM model with a lognormal error structure (**Figure 13**).

### *3.b.2 Indices used to calibrate assessment models*

This year, no GLM type indices were prepared for the tropical purse seine fleet. The *ad hoc* standardization of the Spanish and French purse seine data for the period 1969-1997 was conducted using the same procedure as described by the 1998 Working Group (see **Appendix 5** for details). Results are shown in **Figure 14**, and are compared with the series as it was computed for the 1998 yellowfin assessment. The two series exhibit a strong discrepancy for the 1969-1979 time period; because this discrepancy could not be explained at the time of the meeting, the Group decided to keep the index as computed for the 1998 assessment, updated for 1998 and 1999. After the meeting, it was learned that the series had been computed for the 1998 assessment using different methods for each time period, whereas the series calculated during the 2000 assessment had applied one method to both periods (see **Appendix 5**).

The Group decided that the standardized catch rates provided by document SCRS/00/72 would not be included in the analysis due to the lack of diagnostics for the estimated model. The Group also decided that there were no reasons to exclude the rest of the standardized indices for the different longline fleets, but with some restrictions. In the case of the U.S. standardized index for the Gulf of Mexico, it was decided that it would be better to use two separate sets. One for the time period from 1985-1991 with the standardized index from the U.S. longline fleet and the other with the standardized catch rates from the combined Mexico and U.S. index for the Gulf of Mexico for 1992 through 1999. The entire U.S. standardized index for the Gulf of Mexico (1985-1999), was retained for use with the production models, where only indices based upon biomass were used. In the case of the Japanese longline index, it was decided to use the standardized index based on the age-aggregated estimates from the GLM model assuming the lognormal error structure. The other indices included: the U.S. rod and reel, the U.S. Northwest Atlantic, and the Venezuelan longline index.

For the equilibrium production model analyses, the CPUE indices used were the standardized CPUE eastern Atlantic purse seine combined French and Spanish indices (assuming a 3% annual increase in efficiency). For the biomass dynamic model (nonequilibrium production model), the CPUE indices used were the Spanish purse seine and the French purse seine with each series separated into distinct time periods (**Table 11**), the Venezuelan purse seine, and the combined U.S. longline biomass index from the Gulf of Mexico and Northwest Atlantic. For the multifleet nonequilibrium production model, the relative effective effort for all fleets was used (**Table 12**). For the VPA, the indices considered were the U.S. northwestern Atlantic and Gulf of Mexico (from 1985-1991) longline indices, the combined Mexico and U.S. longline index for Gulf of Mexico, the U.S. northwestern Atlantic rod and reel index, the Venezuelan longline, and the Atlantic Japanese longline index, as well as the French, Spanish and Venezuelan purse seine indices (**Table 11**).

### *3.c Biological parameters*

Document SCRS/00/46 presented updated information on yellowfin spawning in the southeastern Caribbean Sea and in the Gulf of Mexico based on the assessment of gonad maturation. The information presented confirms two spawning groups of different size spawning in the area. One group of smaller size fish (<150 m FL) spawn in the Gulf of Mexico from May to August, and another group of mid-size fish (150-170 cm FL) spawn from July to September in the southeastern Caribbean Sea. Estimated mean

batch fecundity for the spawning group in the Gulf of Mexico was  $2.16 \times 10^6$ , and spawning frequency was about every three days. No fecundity-length relationship was estimated. The document proposed that recruitment from the Gulf of Mexico and southeastern Caribbean Sea spawning grounds could contribute to the fisheries in the vicinity of those areas.

A paper by Hampton (2000) on natural mortality rates ( $M$ ) on tropical tunas was discussed by the Group. The natural mortality estimates were based upon tagged and recaptured yellowfin tuna in the western tropical Pacific. The results revealed an important size-related variation in natural mortality: for the smallest size class (<40 cm FL),  $M$  was an order of magnitude higher than for the mid-size fish (50-80 cm FL). The Group decided to maintain its previous  $M$  estimates, since it was not clear how applicable these estimates would be in the Atlantic or to what extent the  $M$  estimates by Hampton (*op cit.*) may have been affected by potentially higher predation near FADs (releases of the smallest fish were primarily associated with FADs).

The Group determined that the following values for biological parameters should be used for all assessments.

*Natural mortality:* as in previous assessments, natural mortality was assumed to be 0.8 for ages 0 and 1 and 0.6 for ages 2+.

*Assumed “birth date” of age 0 fish for assessment purposes:* February 14 (approximate mid-point of the peak spawning season). However, the usual convention of assuming 1 January to represent the “beginning-of-year” was assumed in the age-structured analyses such as VPA (meaning that age 0 fish are not represented at the very beginning of the first quarter).

*Plus group:* Age 5+

*Growth rates:* length at age was calculated from the Gascuel, *et al* (1992) equation:

$$FL(cm) = 37.8 + 8.93 * t + (137.0 - 8.93 * t) * [1 - \exp(-0.808 * t)]^{7.49}$$

*Weights-at-age:* average weights at age were based on the Gascuel, *et al* (1992) growth equation and the Caverivière (1976) length-weight relationship:

$$W(kg) = 2.1527 \times 10^{-5} * L(cm)^{2.976}$$

The resulting length limits used for cohort slicing are shown in **Table 4**, and the average lengths at age and average weights at age for the beginning of each quarter are presented in **Tables 13 and 14**. The validity of assuming that most of the new recruits are spawned in the first quarter is illustrated in Figure 6b of the 1998 Yellowfin Detailed Report, which suggests that, in fact, fish less than 42 cm (the upper limit for age 0 in the first quarter; **Table 4**) are found in all four quarters of the year.

*Maturity schedule:* assumed to be knife-edge at the beginning of age 3.

*Partial recruitment* (net effect of combined selectivities of fishing gear and the availability of the different age classes on the fishing grounds): based on output from age-structured VPA (see section 5 d).

#### 4 Environmental influences

Environmentaleffects are known to be highly influential in determining distribution patterns of yellowfin tuna, and consequentially have a substantial effect on the distribution of fishing patterns. Yellowfin tuna

is a highly migratory species whose movements are likely determined by its trophic, physiological, and reproductive requirements. This plays a crucial role in the availability and vulnerability of the species to the various fishing gears. Moreover, environmental factors are probably mainly responsible for yellowfin movements, at least on a large spatial scale (Mendelsohn and Roy 1986, Fonteneau and Marcille 1988, Cayré 1988, Mendelsohn 1991, Marsac 1992, Lehodey *et al.*, 1997). Therefore, improving knowledge about environmental factors influencing tuna population dynamics is a central problem for management and conservation of tuna stocks (Fonteneau 1996). Therefore, knowledge of environmental conditions and their effects on species distributions and fishing effort are essential for understanding and interpreting the variability of fisheries over space and time, but in general are poorly known.

A GAM analysis has been recently conducted (Maury *et al. (b), in press*) to focus on the non-linear relationships between the local abundance of yellowfin tuna and different hydrological factors such as salinity, sea surface temperature (SST), SST gradient, wind, thermocline depth, currents from an oceanographic numerical model (OGCM). Removing the effects of auxiliary variables such as fishing effort, wind, current and thermocline depth on catchability enables to interpret CPUE data as local abundance indices.

The relationships obtained and their analysis are in favor of a spatio-temporal hierarchical framework of the processes linking yellowfin tunas to their environment. From this perspective, observed movement patterns at different spatio-temporal scales can clearly be related to the environment :

At the scale of the whole Atlantic Ocean, water salinity seems to be closely related to the maximal distribution range of the population. Indeed, zones where the salinity level is lower than 36 g.kg<sup>-1</sup> seem to match well with the distribution area of adults, whereas zones where salinity level is lower than 35 g.kg<sup>-1</sup> correspond to the distribution area of juveniles. Water salinity is generally not considered to be a determinant of yellowfin distribution (Blackburn 1965, Sund *et al.* 1981, Stretta 1988). By contrast, Maury's (*in press*) results suggest that salinity could be an important marker of the yellowfin distribution range in the Atlantic Ocean. Such freshwater runoff contains very high nutrient levels, which are generally favorable for young fish nutrition (Bakun 1996). Adult yellowfin (age 3, 4, 5+) seem to be much more emancipated from salinity constraints at low salinity levels. By contrast, the relationship between salinity and adult yellowfins abundance is clearly significant at high salinity levels. Although oxygen concentration is not considered to be a limiting factor in the Atlantic yellowfin distribution area (Fonteneau and Marcille 1988, Cayré 1990), oxygen needs are very important for pelagic fishes such as tunas (Sharp and Dizon 1978, Sund *et al.* 1981, Cayre *et al.* 1988) and could be a determinant of their distribution patterns (Bakun 1996, Fonteneau 1997), especially for adult fishes (Pauly and Moreau 1997). Although not examined, the relationship with oxygen concentration is probably important, especially for deep longline fisheries. Because oxygen saturation levels are lower for saline waters, the apparent link between adult yellowfin distribution and salinity could be related to the important oxygen needs of tunas.

On a large scale (5000 km), the adult yellowfin population moves massively across the Atlantic Ocean. During the fourth and the first quarters, fish converge from their entire distribution area towards the main spawning ground in the Gulf of Guinea (Capisano and Fonteneau 1991, Bard 1994, Fonteneau 1994). After breeding, adults disperse throughout the whole Atlantic Ocean to feed in the distribution area characterized by salinity, whereas juveniles stay in the desalinated waters (mainly in the Gulf of Guinea and secondarily in the Amazon plume). In this way, East-West adults reproductive displacements take place inside the maximum distribution range related to salinity and are probably directly related to warm water seasonal oscillations. But because adults are less constrained by salinity and temperature than juveniles are, such migrations could be, at least partly, driven by a homing behavior to the low salinity and high temperature places favorable for larvae and the survival of juveniles (Caverivière *et al* 1976). It could be an example of the «obstinate nature» in philopatric migrations as hypothesized from an evolutionary point of view by Cury (1994).

On a medium scale (1000 km), the fish population moves seasonally along a North-South axis, along the African coast for the juveniles and also in the open ocean for adults (Bard 1994, Foucher 1994). Such seasonal migrations are clearly to be related to the warm waters North-South seasonal movements. Adults fish have a wider water temperature range (14 to 29°C) but stay preferentially in zones where surface waters are comprised between 26 and 29°C and where deeper waters (150m depth) are warmer than 15°C. Juveniles, whose temperature regulatory system is not yet effective (Cayré 1990), lay between 21 and 29°C but stay in surface waters in areas where SST is higher than 27°C. Pre-adults (age 2 and 3) also follow warm waters around 27°C but they seem to be more tolerant to temperature variations. Warm water preferences are well known for tunas. They allow tunas to warm their body after a deep dive in cold waters (Sharp and Dizon 1978; Holland *et al.* 1992; Fonteneau 1996).

At a local level (100 km), tunas seem to be influenced both by local hydrological and biological features, which may concentrate them. Among the various factors, which may act at this scale on yellowfin concentration, tuna prey distribution must be fundamental. However the high variability of the spatial distribution of the various small pelagic fish and cephalopod targeted by tunas (Cayré *et al.* 1988; Roger 1990) is not directly and immediately linked to local enrichment processes such as upwelling, dome or divergence (Fonteneau and Marcille 1988). Without considering displacements by oceanic currents, Garcia and Cota (1996a and b) have found a correlation between phytoplankton production and yellowfin CPUE with a time delay between 3 and 5 months in the Gulf of Mexico. By using a secondary production index estimated by advection-diffusion of primary production data following marine currents, Lehodey *et al.* (1998) and Maury (1998) suggested that a three to seven months' time lag could separate phytoplankton peaks from the tuna prey's highest concentration. Independent of biological factors, there also may be physical causes of local fish concentration, as the spatial stability of water. Associated with secondary production patches and local effects of seamounts or islands (Fonteneau 1991 and 1996), they could be responsible for local (100 km) yellowfin concentrations.

More local scales (100m-10km) particularly concerning the dynamics of individuals and schools may have a dramatic impact on catchability and they are probably at the center of important variability in local fish abundance. Factors probably involved at these very local levels are the presence of floating objects, the existence of small scale hydrological events such as local fronts or convergences. Such hydrological features may act on tuna's food concentration, for instance by concentrating floating objects (Bakun 1996). Such behavioral phenomena are well known by the purse seiners which follow convergence lines to find tuna schools.

Finally, the complex dynamic of the yellowfin tuna distribution and movements emerges from the interaction of these different processes occurring at different spatio-temporal scales. Thus, understanding yellowfin distribution and movement requires the different processes involved and their associated scales (**Figure 15**) to be considered simultaneously in a synthetic spatialized model (Maury, (b) *in press*). For that purpose, it is essential to collect environmental data and to improve knowledge of their effects on the distribution and behavior of yellowfin tuna and their exploitation patterns. The data bases of the fisheries should therefore include environmental data at compatible area-time scales. At this level, satellite data and OGCM data are essential because of their precision and coverage (3D for OGCMs).

## 5 State of the stocks

### 5.a Stock structure

Yellowfin tuna is a cosmopolitan species mainly distributed in the tropical and subtropical oceanic waters of the three oceans. In the Atlantic Ocean, tagging and catch at size data analysis have shown that yellowfin tunas move massively at different scales in the whole tropical Atlantic (Bard 1994, Fonteneau 1994). Document SCRS/00/66 presents an update of tag-release and recapture for yellowfin

from the U.S. Cooperative Tagging Center program. Over the period 1956-1998, more than 9,000 Atlantic yellowfin tuna have been tagged, mostly in the Northwest Atlantic and the Gulf of Mexico, mostly by recreational fishermen. Of these, the total number of recaptures is about 370. However, prior to the 1980s, less than 200 fish were tagged and released each year, and the first transatlantic recapture was not recorded until 1987. From 1987 to 1998, a total of 50 transatlantic recaptures have been recorded (all West to East, but note that very few fish have been tagged in the East). Of those fish tagged in the Northwest Atlantic or the Gulf of Mexico and at large for 500 days or more, half have been recaptured in the eastern Atlantic, primarily in the Gulf of Guinea. Of those at large for two years or more, about 70% have been recaptured in the eastern Atlantic. The shortest period at large for a transatlantic recovery was 468 days. The systematic recovery of transatlantic tags since 1987 was one of the major reasons that the Working Group on Atlantic Yellowfin (Tenerife, 1993) rejected the hypothesis of distinct Atlantic yellowfin stocks separated at 30°W. The Group developed a migration model which took into account the possible movements of fish between fisheries on the two sides of the Atlantic around the main spawning ground which is located in the Gulf of Guinea from January to April. The spatial monitoring of the yellowfin longline catches on a monthly basis accumulated during the last 40 years also illustrates well the movements of the pre-adults and adults fishes throughout the entire Atlantic (**Figure 16**).

In view of the lack of more quantitative knowledge on this mixing and particularly on the East-West migration rates, the Group considered that the assessment should be conducted under a single Atlantic-wide stock hypothesis. This should not hide the fact that the yellowfin population is probably very heterogeneous at various scales and that the mixing between areas is probably low for youngest fishes concentrated in local secondary spawning grounds which may be related to local sub-populations. From that perspective, document SCRS/00/46 demonstrates the importance of the spawning areas located in the western central Atlantic, in the Gulf of Mexico between May and August and in the southeastern Caribbean Sea between July and September. The current understanding of yellowfin spawning in the Atlantic is shown in **Figure 17**.

Since 1993, all assessments of the status of the yellowfin resource have been based on the working hypothesis of a single Atlantic-wide stock. The 1993 SCRS recommended that studies be carried out on stock structure and that models be developed which would take the mixing rate into account, as these would prove more adequate to assess a stock with a structure such as yellowfin. Such models should be profitably based on environmental parameters (Maury *et al.*,(a) in press).

### **5.b Production model results**

#### **S General issues**

Over the past the SCRS has been recommending that equilibrium production models be substituted by non-equilibrium models, when possible, because these latter provide additional information such as biomass trends and biomass based reference points. Document SCRS/00/70, presented a study where non-equilibrium production models were fitted to the same time series used during the 1998 yellowfin assessment (total Atlantic catch, and *ad hoc* standardized abundance indices for the eastern tropical Atlantic purse seine fisheries assuming a fixed annual increase in efficiency since 1981). This study shows that the management reference points (MSY,  $F_{MSY}$ ) are much more sensitive to the choice of assumption about changes in the annual rate of change in fishing power than to the choice of model (Fox or Schaefer). In fact, except for those cases when the annual rate of fishing power increase is low (less than 1%) MSY is rather insensitive to this rate.  $F_{MSY}$ , however, remains sensitive in the plausible range of fishing power increases that were examined (1% to 5%). This same study also shows that it is not possible to obtain robust estimates of this rate of increase from the non-equilibrium production model alone and that formal CPUE standardization should be attempted to estimate directly these rates from the catch and effort data for the French and Spanish purse seine fishery.

During the meeting the Working Group decided to continue to pursue using non-equilibrium production models, but also to run equilibrium models to be able to better compare the latest assessment with the previous ones. More importantly, the Group decided to use a flexible nonequilibrium production model (SCRS/00/37) that offers various other advantages over those models applied to yellowfin in the past: It accommodates multiple fleets, allows flexibility in the shape of the production function, allows for changes in the efficiency of each fleet over time, and can address uncertainty in a Bayesian framework.

### *S Equilibrium production model*

The PRODFIT model was fit to the same data used in the last assessment (purse seine index including a 3% increase in fishing power since 1981), but updating the data series to 1999. Specifically the new CPUE indices for the combined French and Spanish purse seine (**Appendix 5**) were added and the new total yellowfin catch series from Task 1 for 1970 to 1999 was used. Assuming the Fox model, the new estimate of MSY was 144,600 MT and the one of  $F_{MSY}$ , 69,100 standard fishing days. Assuming the Schaefer model, the new estimate of MSY was 147,300 MT and the one of  $F_{MSY}$ , 52,700 standard fishing days. Given that the estimated effort for 1999 was 60,000 standard days, these results suggest that according to the Fox model the 1999 effort was still below that of  $F_{MSY}$ , however, according to the Schaefer model, the 1999 effort was above  $F_{MSY}$ .

### *S Simple biomass dynamic model*

Simple non-equilibrium production models assuming observation error (Punt and Hilborn 1996) were fitted with the FishLab software (L. Kell, CEFAS, U.K.) to a dataset of total yellowfin catches and four CPUE indices: Spanish, French and Venezuelan purse seine, and U.S. longline (Northwest and Gulf of Mexico combined). Purse seine indices for Spain and France were those incorporating a 3% increase in fishing power since 1981. Those two indices were, in addition, split into two periods: early (1970-1984) and late (1985-1999), in order to account for the changes to the purse seine fleet between these periods. Indices from other fisheries were not used because they were either rejected by the Group or were expressed in numbers of fish and were therefore unsuitable for a production model. Although the model was able to fit some of the indices well (Spanish and Venezuelan purse seine) it failed to fit other indices, especially the French early index and the U.S. longline index. Results were also found to be sensitive to the initial value used in the search of parameters. This made the Group decide not to use the results of these models until the above problems can be resolved through a more thorough investigation of alternative data/model scenarios.

### *S Multifleet nonequilibrium production model*

The multi-fleet non-equilibrium production model assuming observation and process errors presented at the ICCAT Assessment Methods Working Group (SCRS/00/37) was fitted to the yellowfin data by using catches and effort for eight different fleets (**Table 15**). When nominal effort was not available (in fact for all fleets except for FIS and Spanish purse seine), effort was derived from the ratio of standardized catch rates to the catches of each fleet. Catches by fleet were used on the whole historical period (1955-1999, **Table 16**) and effort by fleet were used when available (**Table 12**).

The method requires establishing priors (**Table 17**) and variance ratios (**Table 18**) for some of the model parameters. These priors were established from knowledge obtained from fitting the equilibrium production models. Initial model runs suggested convergence was dependent on how informative the prior for  $r$  was, so subsequent runs were made with an  $r$  prior that had a small variance.

Modelruns were sensitive to the choices of variance ratios. However, a base case was chosen during the meeting. More time should be devoted to a structured investigation of these ratios, including allowing them to change between fleets, to make sure that the chosen fit is the best fit of the data. Additionally,

Bayesian estimation of posterior distributions of management parameters should be attempted. During the meeting, the Group was unable to quantify the uncertainty for any of the model parameters.

The “base case” ( $m = 1.9$  and  $r = 0.8$ ) was chosen by fixing carrying capacity to be constant even though some other fits suggested that there has been a 10% increase in carrying capacity of the stock since the 1970s. Such increases may be reflecting the expansion of the fishery to other areas/age groups in the population, and not an increase in the overall carrying capacity of the stock. Point estimates of the parameters from this base case fit were as follows:

$F_{MSY}$	0.379
$r$	0.801
$K$	818867
$m$	1.900
MSY	152246
$Y$	152246
$B_{MSY}$	401327
$B_{1999}/B_{MSY}$	1.028
$F_{1999}/F_{MSY}$	0.878

Overall fishing mortality increased throughout the history of the fishery but has slightly decreased in the 1990s. Current biomass levels are still greater than  $B_{MSY}$ , suggesting the stock is not over-fished (**Figure 18**). Current fishing effort is just below  $F_{MSY}$  suggesting there is no overfishing, but the stock is close to fully fished. Current catches are close to the MSY level of 152,200 MT. The estimated trends in relative fishing power (**Figure 19**) show tendencies that are consistent with the current knowledge of fishing power trends derived from interpreting changes in the operations of fleets. The estimated fishing power of the French purse seine fleet increased strongly during the periods 1968-1982 and in the 1990s, a reflection of the model’s attempt to fit the large changes in CPUE for this fleet, the same changes that could not be explained by the simpler non-equilibrium production model (which assumes constant catchability through time). Similarly, the Spanish purse seine fleet increased in fishing power in the mid 1980s, but remained stable afterwards. Fishing power decreases were also estimated for the Venezuelan purse seine and U.S. longline fleets and increases for the Japanese longline fleets.

Although the random walk structure of the model used allows for the fitting of tendencies in fishing power that help fit the observed estimates of CPUE for the different fleets, there are still some trends in the residuals for some of the fleets, like the Japanese longline (**Figure 20**).

Overall, the results of this model are consistent with those of other production models regarding the value of MSY. Estimates of the status of the stock are, however, more optimistic, suggesting the stock is being fished around or slightly below  $F_{MSY}$ . This is the result of the model’s attempt to explain CPUE trends by adjusting fishing power with the random walk model. The trends in fishing power for purse seine fleets estimated by the model are in partial agreement with the assumptions made regarding fishing power by all other previous production model analyses. The estimated fishing power increased by 3% per year for the French purse seine fleet for the entire 1970-1999 period, whilst it only increased at such a rate in the Spanish fleet for the period 1981-1990. The estimated decreases in the fishing power of the Spanish fleet in the 1990s can be interpreted with a change in targeting towards skipjack. The estimated decrease in fishing power of the Venezuelan purse seine fleet in recent times can be interpreted as resulting from the ageing and lack of renewal of the vessels.

Effort for some of the fleets (Japanese and U.S. longline) was calculated from standardized CPUE values that had already been partially adjusted for changes in fishing power. Therefore the fishing power trend estimated by the multifleet production model has to be interpreted to reflect the trend in fishing

power factors not considered during the CPUE standardization. However, it must also be remembered that trends in fishing power estimated by the model may be wrongly attributing the reasons for changes in CPUE to fishing fleet changes, when in fact CPUE may be changing due changes in population dynamics.

In conclusion, the importance of fishing power trends to all production models makes it imperative to try to estimate fishing power change independently of production models. Confirmation of changes in fishing power may greatly enhance the ability to discern the current stock status.

### 5.c VPA analyses

During the 1998 yellowfin assessment, several types of VPA-based models were applied, each using a variety of model options. The analyses showed then that the magnitude of the results was rather sensitive to the model used, but that the relative tendencies in stock size and F were consistent between models. Due to time constraints, only two models were used in this assessment: an ADAPT (FADAPT 4.0) version and an XSA version, both embedded in the FISHLAB (L.T. Kell, CEFAS, U.K.) software package. It would be expected that if a wider variety of models were again applied to this year's data, conclusions similar to those reached in 1998 would be repeated.

The inputs were as follows:

*Catch at age:* 0 to 5+ for the period 1970-1999.

*M:* 0.8 year<sup>-1</sup> for ages 0 and 1, and 0.6 year<sup>-1</sup> for ages 2 and older.

*Maturity:* Knife-edged at age 3.

*Weights at age:* As in the 1998 assessment, based on the Gascuel *et al.* (1992) equation.

*Abundance indices* (see **Table 11**): (1) PS Spain 1970-1984; (2) PS Spain 1985-1999; (3) PS France 1970-1984; (4) PS France 1985-1999; (5) LL U.S.Northwest Atlantic 1982-1999; (6) LL U.S.A. Gulf of Mexico 1985-1991; (7) LL U.S.-Mexico(observer) 1992-1999; (8) RR U.S.A. 1986-1999; (9) LL Japan 1975-1999; (10) LL Venezuela 1991-1999; (11) PS Venezuela 1987-1999.

*Index selectivities* (ADAPT): From partial catches by fleet. (Note: it was not possible to calculate the exact partial catches for (5), (6) and (7) during the meeting. For Index (5), the partial catches from the entire LL U.S. fishery were used. For Indices (6) and (7), the partial catches from LL Mexico were used; years with missing size samples were substituted by the 1985-1999 average.)

The XSA modeling efforts produced unreasonable results. It was noted that this was probably due to the use of a smaller range of ages excluding the plus group (0-4) than at the last assessment (0-5). The XSA results were not discussed further.

In the ADAPT analyses, the 11 indices were given equal weight. The "terminal-F" parameters estimated were the 1999 F values for ages 0 to 4; the F for age 5+ in 1999 was assumed to be equal to the F for age 4 in that year. In addition, several F-ratios (the ratio of F5+/F4) were estimated as explained below.

Preliminary trials were conducted assuming a fixed F-ratio of 1.0 for the entire time series and changing the ages for which terminal-F values were estimated. These trials showed that the ADAPT mode estimated unreasonably-high F values for the plus group in the mid-1980s. Further testing revealed that these F values were rather sensitive to the choices made for fixing or estimating the F-ratios. The

alternatives examined were: (a) Fix all F-ratios at 1.0 except for the 1984 value, which was estimated (1984 was singled out because a strong anomaly in the depth of the thermocline appeared then); (b) Estimate a single F-ratio for 1970-1999 and another one for 1984; (c) estimate 5 F-ratios equally spread out in the time period, i.e. applied to 1970-1975, 1976-1981, 1982-1987, and so on. The three alternatives led to qualitatively similar results but with some differences in the magnitude of the estimates of numbers of fish at the start of the series, as would be expected from such different treatments of the plus group. Alternative (c), above, was chosen as representative of these trials and is presented hereafter as “*model C*”. Residuals for all the index values used in *model C* are shown in **Figure 21(a)**. Some of these show undesirable patterns but there are no obvious outliers.

The preliminary trials also demonstrated another feature that is quite common to these types of analyses: That the stock sizes (and F values) for young fish near the terminal year are very poorly estimated. Seemingly small changes in model choices (e.g. in which terminal-F values were to be estimated) resulted in large fluctuations in the estimates of the 1999 year-class, often changing by more than double above or below the 1998 year-class. The Group decided to follow the same procedure applied by the SCRS to other species’ VPA-type assessments in the past, which replaces the most recent recruitment estimates by an average of previous ones. The procedure used was to replace the 1997-1999 recruitment values with the 1987-1996 mean recruitment estimate; the Fs and subsequent stock sizes in each of the last three cohorts were then recalculated based on the observed catches.

The estimated stock sizes and fishing mortality rates from the ADAPT *model C* run are shown in **Figure 22**. These results suggest that fishing mortality on older yellowfin (ages 4 and older) have been decreasing recently, but that mortality on younger fish is increasing rapidly, especially for age-1 fish. The estimated trend in SSB for *model C* is given in **Figure 23**.

The Group expressed concern that the results from *model C* differed in pattern from the results of the last assessment and that this was probably due to the very narrow range of modeling options examined. In particular, the Group noted: (i) that recruitment estimates should not show an increasing trend (the so-called “ADAPT Syndrome”) at the beginning of the time series, (ii) that fishing mortality for older fish should have shown a decreasing trend in the mid-1980s corresponding to a switch in targeting to bigeye tuna, and (iii) that fishing mortality on older (4-5+) fish should not be expected to decline in recent years.

Due to the above concerns and in order not to convey the idea in the report that the *model C* results were robust or even realistic, different modeling options were tried, which indeed resulted in a different perception of trends. One such analysis is presented below as *model D*. Inputs for *model D* are as in *model C*. The parameters estimated in *model D* were the 1999 F for age 4, and a single F-ratio for 1970-1998. The partial recruitment pattern assumed relative to age 4 for 1999 was [0.1, 0.3, 0.2, 0.4, 1.0, 0.14] for ages 0 to 5+, respectively.

Residual patterns for *model D* are shown in **Figure 21(b)**. Stock size and fishing mortality estimates for *model D* are shown together with those for *model C* in **Figure 22**, and SSB estimates are depicted in **Figure 23**. These results demonstrate that different modeling options can indeed change the perception of trends, particularly with respect to the concerns (i to iii, above) expressed by the Group. Note that with *model D* the “ADAPT Syndrome” disappears (despite the fact that it is also an ADAPT-generated result), the fishing mortality on older fish decreases in the mid-1980s, and the fishing mortality on older fish does not decrease in recent years.

In conclusion, the VPA analyses conducted during the meeting were intended as an auxiliary diagnostic, since it had been decided early on that the primary form of advice to the Commission would focus on the production modeling efforts. The results presented here for *models C* and *D* clearly show that different results are possible depending on the options used for the age-structured assessment.

Because of the limited amount of time available, it was not possible to conduct a VPA analysis that the Group considered to be unbiased and robust.

#### 5.d Yield per recruit and spawning biomass per recruit analyses

Four alternative scenarios were defined for analyses of yield per recruit (YPR) and spawning biomass per recruit (SPR). The first scenario was based on recent average fishing patterns (partial recruitments) calculated from the geometric mean fishing mortalities for 1997-1999 from the ADAPT VPA *model C* (**Table 19**, **Figure 24a**). The second scenario used the partial recruitment (PR) vector for 1999 as estimated based on ADAPT VPA *model C* (**Table 19**, **Figure 24b**). The third scenario set the partial recruitment to zero for age 0 and halved for age 1, to approximate the situation that would result from perfect implementation of the recommended minimum size (3.2 kg, **Table 19**, **Figure 24c**). The fourth scenario used in analysis was the 1997-1999 geometric mean partial recruitment pattern based on ADAPT model D; a model relying on more assumptions than that of *model C*, but structured to be similar to the SCRS98 age-structured assessments (**Table 19**, **Figure 24d**). 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 19**). To avoid bias in the estimates of per recruit values, calculations were carried out to age 10 as was the practice of SCRS98.

Results of the YPR and SPR analyses are given in **Table 20** and **Figures 24a-24d**. Recent (1997-1999) and current (1999) estimates of fishing mortality from the ADAPT *model C* analyses both exceed  $F_{0.1}$  and  $F_{\max}$ . In contrast, the partial recruitment pattern resulting from *model D*, indicates that recent F exceeds  $F_{0.1}$ , but is less than  $F_{\max}$ , a result similar to SCRS98. **Table 20** and **Figure 24c** show that if age 0 fish could be avoided completely and if the partial recruitment of age 1 fish could be halved, the yield per recruit at current (1997-1999) F could increase by about 40% for the ADAPT model C partial recruitment pattern. This comparison emphasizes that yield per recruit (and therefore total yields) can be considerably enhanced, even if there is no overall reduction in the rate of exploitation.

**Figures 24a** and **24c** indicate that increases in the effective minimum size offer the greatest opportunity for increasing long-term yields (i.e. small reductions in the current fishing mortality will not result in substantial increases in YPR); however, overall reductions in current fishing mortality are required to achieve appreciable increases in SPR (and, ultimately, the size of the spawning stock).

$F_{0.1}$  and  $F_{\max}$  have both been used as proxies for  $F_{\text{MSY}}$  in assessments of stock status for other fish species, although  $F_{\max}$  is often believed to over-estimate  $F_{\text{MSY}}$ , while  $F_{0.1}$  may be an over- or under-estimate, depending on the life history characteristics of the stock in question. Thus, approximate equilibrium estimates of MSY and  $B_{\text{MSY}}$  can be obtained by multiplying average recruitment by the YPR and SPR estimates, respectively, for either  $F_{0.1}$  or  $F_{\max}$ . Assuming a recruitment of 64.7 million fish, the recent average from ADAPT *model C*, gives an estimate of MSY corresponding to  $F_{0.1}$  and  $F_{\max}$  of 128,000 MT and 134,000 MT for the ADAPT *model C* 1997-1999 partial recruitment pattern. For the ADAPT *model D* 1997-1999 geometric mean selectivity pattern with an assumed 77.8 million fish recruitment level (the recent average estimated with *model D*), estimates of MSY corresponding to  $F_{0.1}$  and  $F_{\max}$  of 142,000 MT and 149,000 MT result. Corresponding estimates of  $B_{\text{MSY}}$  are 348,000 MT and 239,000 MT for ADAPT *model C* expected equilibrium spawning biomass fishing at  $F_{0.1}$  and  $F_{\max}$ , respectively, and 352,000 MT and 228,000 MT for ADAPT *model D* expected equilibrium spawning biomass fishing at  $F_{0.1}$  and  $F_{\max}$ , respectively.

The long-term SPR that would be attained by maintaining recent fishing mortalities and fishing patterns indefinitely was estimated to be about 18% SPR based on the ADAPT *model C* results and about 25% for the ADAPT *model D* results. If the ADAPT *model C* results apply, then it would appear that fishing mortality is below the commonly-used recruitment over-fishing threshold of 20% while the *model D*

results are somewhat above this threshold. Large pelagic species with high fecundity, such as tunas, may be more resilient to fishing than other fish species; however, the appropriate level signaling recruitment over-fishing is unknown.

## 6 Projections

No projections were carried out, other than those implied by the equilibrium yield-per-recruit analyses.

## 7 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. It appears that 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, at least for the purse seine and baitboat fisheries (**Table 21**). Based on the newly-revised catch species composition and catch at size data arising from improved analyses of the European purse seine data and other revisions of the database, it now appears that overall catches by purse seiners averaged 53.1% undersized yellowfin tuna over the period 1993-1998. In the same period, baitboat fisheries landed 75.2% undersized fish. In 1999, the calculated proportions of undersized yellowfin were 70.9% for the purse seine fleet and 80.7% for the baitboat fleets. Overall percentages of undersized yellowfin considering all gears were estimated to be 54.5% in 1998 and 69.9% in 1999. The potential size sampling problems may have influenced these percentages. However, the overall percentages are almost certainly considerably higher than the 15% tolerance level. Almost all undersized yellowfin tuna are caught in eastern Atlantic waters, since intermediate sizes dominate in the West Atlantic.

The practical difficulties of implementing this regulation are probably one of the major causes for this situation. In effect, yellowfin of this size category almost never comprise pure schools; they are mixed with other yellowfin of larger sizes and with other tunas (skipjack and bigeye) of a similar size range, and are caught throughout the year, with variable intensity. In addition, the merits of this particular minimum size have never been fully evaluated. The Group therefore recommends that further analysis of the advantages and disadvantages of the 3.2 kg minimum size be conducted.

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". Although it is evident that total carrying capacity has declined somewhat in recent years, at least for the eastern Atlantic surface fleets (from 55,700 MT in 1992 to 42,900 MT in 1997), the direction and amount of change in effective fishing effort depends on changes in gear technology and fishing strategies which are assumed to have increased efficiency. If the assumption of a 3% annual increase in fishing power is considered, total effective effort has remained relatively stable since 1990.

## 8 Recommendations

### 8.a Introduction

As a result of SCRS recommendations for the past several years, and particularly in 1997, a workshop to examine the eastern tropical Atlantic purse seine database was held in May, 1998. That workshop formulated numerous recommendations for statistics and research, many of which are reiterated here, depending upon current relevance. Recommendations are not necessarily in order of priority.

### **8.b Statistics**

(i) The Group acknowledges with appreciation the efforts of the Secretariat this year in ensuring timely provision of the necessary data sets on catches by year, area and gear, and the overall catch at size. However, the late submission of catch and size data, primarily due to the early date of the Yellowfin Tuna Stock Assessment Session, created an increased burden on the Secretariat staff and the participating scientists. The Group therefore maintains its previous recommendation that scientists inform the Secretariat as early as possible of the type of data and processing required by the Species Group. In accordance with such requests, the Secretariat will then be able to supply the Group with size frequency and catch-at-age statistics, appropriately raised by gear. A permanent database should continue to be maintained containing all the data used during the Group's assessments. This will simplify the assessment work and ensure that the databases from previous assessments are always validated and available to the Group. The Group acknowledges and appreciates the successful effort of the Commission toward the hiring of a biostatistician. The Group reiterated the importance of the Secretariat having available adequate statistical staff to carry out these tasks. Furthermore, future scheduling of stock assessment meeting should take into consideration the systematic delays in receiving current catch and size data from the various countries. Data should be submitted from each country in a timely fashion, in the appropriate formats.

(ii) Observer coverage of vessel and fishing activities should be maintained or conducted at a level and frequency adequate to provide statistically valid data on fishing operations (where the level and frequency are dependent on the objectives).

(iii) As discussed in section 3a, there were substantial concerns regarding the Ghanaian baitboat and purse seine size samples. Furthermore, in recent years, the Ghanaian baitboat catch at size data appear to have exhibited identical modes in all four quarters. Considering that the BETYP activities include the improvement of statistics with special reference to Ghana, the Group recommends that the opportunistic tagging data collected during the BETYP be utilized to check and to increase the available size sample for Ghana, combined with in port sampling independent of the tagging.

(iv) The Group recommends that a working group be formed to investigate intersessionally the species composition of Venezuelan catches.

(v) There were substantial concerns regarding the potential levels of discards which may go unreported. The Group recommends that discards should be reported whenever possible or that data should be collected which would permit the estimation of discards (for example, through systematic observer programs).

(vi) A nominal effort series should be calculated for each fishery, and reported to the Secretariat so that it is available for both intersessional analyses and future assessments.

### **8.c Research**

(i) In general, it is not practical to calculate standardized abundance indices in the assessment meetings themselves, particularly in the case of large, complex databases that have not been thoroughly audited for errors or inconsistencies. Thus, it is strongly recommended that working paper(s) be prepared prior to the assessment meeting for all abundance indices which will be used in the assessment. These papers should be prepared by those scientists most familiar with the idiosyncrasies of the data and sufficient detail and diagnostic information should be included to permit the subsequent consideration by the Tropical Tuna Species Group.

(ii) Abundance indices should be developed for all major fisheries exploiting tropical tunas, but the Group continues to place the highest priority on the development of indices applicable to the youngest age classes, of which a high proportion are caught using purse seine and baitboats. Useful abundance indices for these youngest age classes have not been available for past assessments.

(iii) In 1994, the SCRS maintained and reinforced the recommendation of the Working Group on Yellowfin Tuna about the need for tagging programs for juvenile fish in the eastern Atlantic, to test the working hypothesis developed by the Group on yellowfin stock structure and to quantify the mixing rates. Tagging programs are essential for determining the East-West migration of pre-adult yellowfin, and the relationship of the Venezuelan and Brazilian fishing areas in this migration scheme. During the inter-sessional workshop on abundance indices in May 1998, the importance of tagging studies for obtaining information on stock size and fishing mortality was reiterated; in addition tagging studies could be used to examine the rate of accumulation of fish around logs. Furthermore, tagging studies may permit the estimation of natural mortality using methodology such as that described by Hampton (2000). Although the Group noted that this recommendation has a higher priority for bigeye than for yellowfin, in view of the increase in fishing mortality on this species in recent years, the tagging program proposed for bigeye takes this recommendation into account and anticipates the tagging of juvenile yellowfin in the eastern Atlantic during bigeye tagging, since both species are frequently associated in mixed schools. Although costly, tagging studies are considered high priority because of the quality and reliability of the results they yield, provided that they have a sound statistical design and well-defined objectives.

(iv) The changing characteristics of the purse seine fishery cause considerable difficulties to the development of abundance indices and the calculation of effective effort levels, both of which are of vital importance to assessments of the stocks. Therefore, it is imperative that methods for estimating the increase in fishing power of the main fleets targeting yellowfin tuna be further developed. More comprehensive data on vessel and gear characteristics, searching time, handling time, set duration, log usage and discards, should be collected using logbook, observer programs or dockside interviews at the end of each trip. In addition, the Group recommends studying the feasibility of using an automated data recording device for monitoring positions, times and duration of sets during fishing trips.

(v) Current studies should be extended in order to evaluate the contribution of western Atlantic spawning areas to the total Atlantic yellowfin stock.

(vi) More information should be obtained on the set type of French and Spanish tropical purse seine operations for the period prior to 1991. It may also be useful to identify vessels with high quality data for more detailed data analysis for such factors as improvement in equipment over time and types of sets prior to 1991. Such studies are already underway through EC funded specific programs.

(vii) Geo-statistical and other methods, such as spatialized assessment models, capable of handling spatial and temporal patterns should be explored for data analysis.

(viii) There is a need to study the behavior and biology (migration, mortality, etc.) of fish associated with FADs using research vessels for studies including conventional tagging, sonic tags, and acoustic surveys. The Group noted that this recommendation has a higher priority for skipjack and bigeye than for yellowfin.

(ix) Sexually dimorphic growth may be causing substantial problems with the application of the existing (non sex-specific) growth equation with respect to age slicing. New and/or existing data should be used to calculate sex-specific growth equations for use in future calculations of catch-at-age. Additionally, information on sex-ratios by size, gear, and area should be collected whenever possible.

(x) Many of the difficulties experienced in applying age-structured models to yellowfin (and to other tunas) could be overcome with the use of "statistical models" (e.g. SCRS/00/87). The Group recommends

that work be initiated in 2001 to develop such models. Because the data types and effort required for their development can be substantial, it is recommended that this work be initiated intersessionally and that it be coordinated by the Secretariat.

(xii) abundance indices should be calculated on a quarterly basis and made available for the moratorium.

#### **8.d Management**

Estimated catches of yellowfin tuna have averaged 145,000 MT over the past three years. This estimate is within the range of MSY from the equilibrium production models and falls slightly below the estimate of MSY from non-equilibrium production model analysis. However, depending on the assumption about annual rates of increase in efficiency, recent levels of fishing effort and fishing mortality may be somewhat above or below the levels associated with equilibrium MSY catches. There are many other sources of uncertainty which may affect the estimates; these have been discussed in this report. Therefore the Committee reaffirms its support for the Commission's 1993 recommendation "that there be no increase in the level of effective fishing effort exerted on Atlantic yellowfin tuna, over the level observed in 1992". The Committee's current point estimates of effective fishing effort fall below the estimate for 1992.

The Committee also continues to recommend that effective measures be found to reduce fishing mortality of small yellowfin, based on results of yield per recruit analysis. Although there are insufficient data to fully evaluate the effects of the voluntary moratorium on fishing on floating objects (and other measures to reduce catches of small fish) begun in late 1997, in general the approach shows promise as a means of reducing fishing mortality on juvenile yellowfin tuna. The Committee recommends continuation of this program at least until such time that its effectiveness can be measured. The Committee stresses that unless all fleets fishing on floating objects participate in the program, its effectiveness will be diminished.

---

#### **ATLANTIC YELLOWFIN TUNA SUMMARY (yields in 1,000 MT)**

---

##### *Results of 2000 SCRS:*

---

Maximum Sustainable Yield (MS Y) <sup>1</sup>	144.6 - 152.2
Current (1999) Yield	140.0
Current (1999) Replacement Yield	May be close to current yield
Relative Biomass $B_{1999}/B_{MSY}$ <sup>1</sup>	103%
Relative Fishing Mortality: $F_{1999}/F_{MSY}$ <sup>1</sup>	88-116%
Management Measures in Effect	3.2 kg minimum size Effective fishing effort not to exceed 1992 level

---

<sup>1</sup> Result from non-equilibrium model.

## 9 Literature Cited

- BAKUN, A. 1996. Patterns in the ocean. Ocean processes and marine population dynamics. California Sea Grant/CIB.
- BARD, F.X. 1994. Structure du stock de l'albacore (*Thunnus albacares*) atlantique d'après les marquages comparés aux lieux de ponte. *Rec. Doc. Scient. ICCAT*. Vol. XLII, pp 204-208.
- BLACKBURN, M. 1965. Oceanography and the ecology of tunas. *Oceanogr. Mar. Biol.*, 3: 299-322.
- CAPISANO, C. and A. Fonteneau. 1991. Analyse des fréquences de longueur, du sex-ratio et des zones de reproduction de l'albacore (*Thunnus albacares*) de l'Atlantique. *Rec. Doc. Scient. ICCAT*. Vol. XXXVI, pp 241-279.
- CAVERIVIÈRE, 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 à 1974. *Doc. Sci. Cent. Rech. Océanogr. Abidjan. ORSTOM*, 7(2), 49-70.
- CAYRÉ, P., F. X. Bard, and T. Diouf. 1988. Les migrations des thonidés de l'Atlantique. In: *Ressources, pêche et biologie des thonidés tropicaux de l'Atlantique*. Edited by A. Fonteneau and J. Marcille. FAO Tech. Doc. 292:111-156.
- CAYRÉ, P. 1990. Les migrations: un comportement déclenché par l'environnement. *Rec. Doc. Scient. ICCAT*. Vol. XXXII, pp 158-168
- CURY, P. 1994. Obstinate nature: an ecology of individuals. Thoughts on reproductive behaviour and biodiversity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 1664-1673.
- FONTENEAU, A. 1991. La surexploitation du stock d'albacore en 1984: mythe ou réalité? *Rec. Doc. Scient. ICCAT*. Vol. XXXVI, pp 348-379.
- FONTENEAU, A. 1994. Structure de la population d'albacore de l'Atlantique: quelques considérations sur les migrations et la modélisation. *Rec. Doc. Scient. ICCAT*. Vol. XLII, pp 215-218.
- FONTENEAU, A. 1996. Introduction aux problèmes des relations thons-environnement dans l'Atlantique. In: Proceedings of the ICCAT Symposium, Les Açores, Juin 1996. Ed. J. Beckett, *Rec. Doc. Scient. ICCAT*. Vol. L. pp.275-318.
- FONTENEAU, A. 1997. Atlas of tropical tuna fisheries. World catches and environment. ORSTOM, Paris, 192 pp.
- FONTENEAU, A. 1999. Note sur les temps de recherche journaliers maximum des senneurs intertropicaux *Rec. Doc. Scient. ICCAT*. Vol.XLIX (3) pp. 292-294
- FONTENEAU, A. and J. Marcille. 1988. Ressources, pêche et biologie des thonidés tropicaux de l'Atlantique Centre-Est. FAO document technique sur les pêches. Edited by A. Fonteneau et J. Marcille. FAO Tech. Doc. 292.
- FOUCHER, E. 1994. Dynamique saisonnière et spatiale de la ressource dans les pêcheries thonières de l'Atlantique tropical est. Ph.D. thesis, ENSA-Rennes, ORSTOM éd., TDM 131.

Gaertner, D., J. Ariz, V. Nordstrom. 1999. Remarques sur le calcul de l'effort de pêche des thoniers senneurs : temps de recherche, temps de pêche diurne effectif et proportion de temps prise par les calées nocturnes. *Rec. Doc. Scient. ICCAT*. Vol.Vol.XLIX (3) pp 432-436

GARCÍA, S.O. and S. Cota. 1996a. Relative Yellowfin Tuna Abundance Distribution and its Relationship to Environmental Features as Observed from Satellites. Proceedings of the 47th Tuna Conference. May 20-23 1996. Lake Arrowhead, California.

GARCÍA, S.O. and S. Cota. 1996b. Distribucion de la abundancia de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) y su relación con la concentración de pigmentos fotosintéticos medidos por satélite en aguas al sur de México Investigaciones Geográficas Boletin, num. Especial 4: 85-93.

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 (3): 155-172.

GASCUEL, D., A. Fonteneau et 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. *Aquat. Living Resour.*, 1993, 6, 15-30.

HAMPTON, J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57:1002-1010.

HOLLAND, K.N., R.W. Brill, R.K. Chang, J. Sibert, and D. Fournier. 1992. Physiological and behavioural thermoregulation in bigeye tuna (*Thunnus obesus*). *Nature*, 358: 410-411.

LEHODEY, P., M. Bertignac, J. Hampton, A. Lewis, J. Picaut, J. 1997. El Niño Southern Oscillation and tuna in the Western Pacific. *Nature* Vol. 389 no 6652 pp 715-718.

LEHODEY, P., J.M. André, M. Bertignac, J. Hampton, A. Stoens, C. Menkes, L. Memery and N. Grima, N. 1998. Predicting skipjack tuna forage distributions in the equatorial Pacific using a coupled dynamical bio-geochemical model. *Fish. Oceanogr.*, 7:3/4, 326-334.

LO, N.C., L. Jacson and J. L. Squires. 1992. Indices of relative abundance from fish spotter data based on Delta-Lognormal models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49:2515-2525.

MARSAC, F. 1992. Etude des relations entre l'hydroclimat et la pêche thonière hauturière tropicale dans l'Océan Indien. Ph.D. thesis. Université de Bretagne Occidentale. France.

MAURY, O. 1998. Modélisation spatiale en halieutique. Approche par simulateur sous SIG. Application à la modélisation hiérarchique de la population de thons albacore (*Thunnus albacares*) de l'Atlantique tropical. Ph.D. thesis. ENSA Rennes France.

MAURY, O., D. Gascuel, A. Fonteneau, A.L. De Rosa (a). Hierarchical Interpretation of Non-Linear Relationships Linking Yellowfin Tuna (*Thunnus albacares*) to the environment in the Atlantic Ocean. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* in press

MAURY, O., D. Gascuel, A. Fonteneau (b). Spatial Modeling of Atlantic Yellowfin Tuna Population Dynamics. A Habitat Based Advection-Diffusion-Reaction Approach with Application to the Local Overfishing Study. In Spatial phenomena in population dynamics and fishery management. Alaska Sea Grant Program, Anchorage, 1999. in press

MENDELSSOHN, R. and C. Roy. 1986, Environmental Influences on the French, Ivory-Coast, Senegalese and Moroccan Tuna Catches in the Gulf of Guinea. In Proceedings of the ICCAT

Conference on the International Skipjack Year Program. Edited by P. E.K. Symons, P.M. Miyake and G.T. Sakagawa. pp.170-188.

PUNT, A.E. and R. Hilborn, R. 1996. Biomass dynamic models (BIODYN) User's manual. FAO *Comp. Inf. Ser. (Fish)* no 10. 62 pp.

PAULY, D. and J. Moreau. 1997. Méthodes pour l'évaluation des ressources halieutiques. Cépadués-éditions. Coll. Polytech. France.

ROGER, C. 1990. Thons et biomasse: recherche d'un indice de richesse potentielle des zones océaniques. In Actes de la conférence thonière régionale. Antananarivo, Madagascar. 9-12 mai 1990. Edited by J.Y. Le Gall, X. De Reviers, C. Roger pp.75-78.

SHARP, G.D. and A.E. Dizon. 1978. The physiological ecology of tunas. Sharp and Dizon (eds.). Academic Press, New York.

STRETTA, J.M. 1988. Ressources, pêche et biologie des thonidés tropicaux de l'Atlantique Centre-Est. FAO Fisheries Technical Paper no. 292 pp-269-316.

SUND, P.N., M. Blackburn, F. Williams, F. 1981. Tunas and their environment in the Pacific Ocean; a review. *Oceanogr. Mar. Biol.* 19: 443-512.

**RAPPORT DE LA SESSION D'ÉVALUATION DU SCRS ICCAT  
DES STOCKS D'ALBACORE DE L'ATLANTIQUE**  
*(Cumaná, Venezuela, 10-15 juillet 2000)*

## **1 Introduction**

### ***1.a Ouverture de la réunion***

La Commission internationale pour la Conservation des Thonidés de l'Atlantique (ICCAT) et son Comité permanent pour la Recherche et les Statistiques (SCRS) avaient décidé que ce dernier tiendrait en l'an 2000 une réunion inter-sessions chargée d'évaluer les stocks d'albacore de l'Atlantique. A l'invitation des autorités vénézuéliennes, cette réunion a eu lieu les 10-15 juillet 2000 à Cumana, dans les locaux de l'Institut Océanographique de l'Universidad de Oriente.

Lors de la séance d'ouverture, le Dr Ricardo Molinet, Director General of the Servicio Autónomo de los Recursos Pesqueros y Acuícolas (SARPA), a souhaité la bienvenue aux participants au nom du Ministère de l'Industrie et du Commerce du Venezuela. Le Dr Molinet a commenté que son pays maintenait dans toutes les enceintes internationales sa position quant à une gestion responsable des pêcheries, et que par là même la participation au travail scientifique et les structures de contrôle et de suivi avaient été l'une de ses principales préoccupations. Ainsi, le Dr Molinet a mis l'accent sur l'importance, pour son pays, des recommandations de l'ICCAT sur la gestion de la pêche thonière, et sur la nécessité d'améliorer l'évaluation scientifique des stocks d'albacore. Il a affirmé, au nom de l'administration vénézuélienne des pêches, que cette dernière s'engageait et était disposée à aider le groupe de travail chargé d'évaluer cette importante ressource à réaliser sa tâche, dans le plus grand intérêt des travaux de la Commission.

Le Dr Jeremy Mendoza, Directeur de l'Institut Océanographique, a ensuite souhaité la bienvenue aux participants, en mettant aimablement à leur disposition les installations et services de l'Institut.

Le Dr J.E. Powers (au nom du SCRS) et le Dr V.R. Restrepo (au nom du Secrétariat de l'ICCAT) ont exprimé leurs remerciements aux autorités vénézuéliennes et à l'Institut.

### ***1.b Adoption de l'ordre du jour***

La session, qui avait été convoquée par le Rapporteur sur les Thons tropicaux, le Dr P. Pallarés (CE-Espagne), était dirigée par le Rapporteur sur l'Albacore, le Dr C.A. Brown (USA). Des scientifiques de six délégations membres prenaient part à cette rencontre. La liste des participants figure ci-joint en **Appendice 2**.

Les participants ont examiné l'ordre du jour provisoire qu'ils ont adopté, après quelques modifications, tel qu'il figure ci-joint en **Appendice 1**. La liste des documents présentés constitue l'**Appendice 3**. Les rapporteurs suivants ont été désignés:

Description des pêcheries, des captures et de l'effort	A. Delgado de Molina, J. Ariz
Prise par âge/taille	D. Gaertner
Indices senneurs de CPUE	R. Pianet
Autres indices de CPUE	F. Arocha
Paramètres biologiques	F. Arocha
Incidence de l'environnement	O. Maury
Structure des stocks	O. Maury
Modèles de production	D. Dié and P. Pallarés
Analyses VPA	V.R. Restrepo
Production et biomasse reproductrice par recrue	G.P. Scott
Projections	P. Pallarés

## 2 Description des pêcheries, captures, effort et poids moyen

### 2.a Description des pêcheries

L’albacore est capturé dans tout l’Atlantique tropical, entre 45°N et 40°S de latitude, par des engins de surface (senneurs, canneurs et lignes à main) et par les palangriers (**Figure 1**). Le **Tableau 1** fait état des débarquements par pavillon et engin.

#### – Canneurs

Dans l’Atlantique est, les senneurs exploitent les concentrations de jeunes albacores en bancs mêlés de thon obèse et de listao.

Plusieurs pêcheries de canneurs pêchent le long des côtes africaines. La plus importante, en termes de prises, est celle qui est basée à Tema, au Ghana, et qui pêche dans les zones côtières de la Côte d’Ivoire, du Ghana et de la Sierra Leone et au large du cap Lopez. Les albacores pêchés par les canneurs ghanéens pèsent en moyenne 2,5 kg.

Une autre pêcherie de canneurs, basée à Dakar, au Sénégal, pêche depuis 1956 dans les zones côtières du Sénégal et de la Mauritanie. D’autres pêcheries de canneurs sont actives dans les divers archipels de l’Atlantique (Açores, Madère, Canaries et Cap-Vert); elles visent diverses espèces de thons, dont l’albacore, selon la saison. Les albacores capturés par ces flottilles pèsent en moyenne 7 kg.

Depuis le début des années 1990, quelques flottilles de canneurs ont mené divers types de pêche. La flottille ghanéenne s’est mise à utiliser des objets flottants, alors que celles de Dakar et de Canaries utilisaient le bateau lui-même, dans le but de rassembler diverses espèces de thons, dont l’albacore.

Dans l’Atlantique ouest, les canneurs visent l’albacore, avec du listao et d’autres thons mineurs, les pays concernés par cette pêche étant le Venezuela et le Brésil.

#### – Senneurs

La pêche à la senne dans l’Atlantique est commencé en 1963, puis s’est rapidement développée vers le milieu des années 1970. Ces bateaux pêchaient au départ dans les zones côtières, et ont étendu progressivement leur aire d’action vers la haute mer. Les senneurs prennent de gros albacores dans la zone équatoriale pendant le premier trimestre, ce qui coïncide avec la zone et saison de frai. Ils prennent également de petits albacores associés à des listaos et des thons obèses. Depuis le début des années 1990, plusieurs flottilles de senneurs (France, Espagne, Ghana et NEI) ont pêché sous objets flottants, de 45% à 55% des captures étant effectuées par ce moyen, alors que ce pourcentage n’était auparavant que de

15% du total. La pêche sous objets flottants se déroule surtout pendant les premier et quatrième trimestres, et le listao y prédomine (**Tableau 2**), avec une moindre quantité d’albacore et de thon obèse. La composition spécifique des bancs associés à des objets flottants diffère beaucoup de celle des bancs libres (SCRS/00/73). Les prises d’albacore de cette pêcherie constituent de 14 % à 21% de la prise totale des années 1991 à 1999 (21% en 1999 pour les flottilles France, Espagne et NEI).

Plusieurs senneurs de la flottille ghanéenne travaillent en contact étroit avec des canneurs, avec ou sans objets flottants; une fois la prise surgelée, ils la transbordent en haute mer sur des canneurs de la même compagnie, si bien que les senneurs peuvent passer trois mois sans revenir à la côte. Ceci explique les fortes captures de cette flottille (SCRS/00/77).

La distribution des classes de taille est bimodale chez la flottille est-atlantique de senneurs, avec des modes à proximité de 50 cm et de 150 cm, mais très peu de tailles intermédiaires et une forte proportion de grands poissons (de plus de 160 cm). Les albacores capturés par les senneurs pèsent en moyenne 14 kg.

Dans l’Atlantique ouest, la pêche à la senne, irrégulière entre 1970 et 1980, est active dans les zones côtières depuis 1980 sur les côtes nord du Venezuela et au sud du Brésil. Dans le cas de la flottille palangrière américaine, la pêche se déroule sur la côte est ou dans le golfe du Mexique.

La taille du poisson se situe dans une gamme de tailles plus petites que dans l’est (de 40 cm à 140 cm), la plupart d’entre eux étant de tailles intermédiaires. L’albacore n’est pas la cible de ces flottilles.

#### *– Palangriers*

La pêche palangrière a commencé à la fin des années 1950, et est rapidement devenue importante, en effectuant des prises significatives dès le début des années 1960. Depuis lors, les prises ont progressivement diminué. On trouve dans tout l’Atlantique des palangriers qui prennent de l’albacore (**Figure 1**). Le degré de ciblage de l’albacore varie selon les flottilles. Dans le golfe du Mexique les palangriers américains et mexicains visent l’albacore. Les bateaux vénézuéliens font de même, du moins de façon saisonnière. En revanche, ceux du Japon et du Taipei chinois ont se sont mis au début des années 1980 à se déplacer du germon et de l’albacore vers le thon obèse en utilisant les palangres de profondeur.

### **2.b Captures**

Le **Tableau 1** et les **Figures 2, 3, 4** illustrent l’évolution des prises d’albacore dans l’Atlantique est, l’Atlantique ouest et l’Atlantique entier.

La prise globale d’albacore en 1999 s’est élevée à 139.96 t, soit 9% de moins qu’en 1998.

#### *– Canneurs*

La prise totale de cet engin dans l’ensemble de l’Atlantique s’est élevée à 24.248 t. Dans l’ensemble, les prises des canneurs sont demeurées stables dans l’Atlantique est pendant la période, aux alentours de 15.000 t (**Figure 3**), bien qu’en 1999 les prises se soient situées à environ 19.000 t. Elles évoluent de façon différente dans les diverses pêcheries; les bateaux angolais, cap-verdiens et japonais, qui avait effectué des prises significatives lors des débuts de la pêcherie (1961-1975), ont réduit leurs captures, alors que d’autres pêcheries ont accru les leurs, comme dans le cas des canneurs ghanéens, dont les prises ont augmenté de façon spectaculaire, dépassant 14.000 t in 1999. Les documents SCRS/00/69 et SCRS/00/77 fournissent respectivement les données statistiques sur la pêche des Canaries et celle du Ghana.

Dans l'Atlantique ouest (**Figure 4**), les canneurs ont commencé à pêcher en 1974; leurs prises se sont accrues de façon régulière, de 1.300 t en 1974 à 7.000 t en 1994, puis ont baissé à environ 5.000 t ces dernières années.

#### – *Senneurs*

Les prises d'albacore de cette flottille dans l'ensemble de l'Atlantique se sont élevées à 83.030 t.

Dans l'Atlantique est, les prises des senneurs (**Figure 3**) se sont accrues de façon spectaculaire pendant les premières années de la pêcherie, de 10.000 t pendant les années 1960 à 100.000 t en 1980, puis se sont stabilisées à ce niveau jusqu'en 1983, avant de baisser de moitié en 1984 du fait de l'importante réduction de l'effort qui a suivi la chute de la production de gros albacores, notamment du fait du départ de la pêcherie des flottilles France, Espagne et NEI de senneurs. Les prises ont ensuite remonté, jusqu'à une prise record de plus de 127.000 t en 1990, suivie d'une tendance décroissante les années suivantes jusqu'à un chiffre d'environ 77.000 t en 1999. Les senneurs ghanéens se sont remis, après plusieurs années (1988-1995) de capture nulle, à déclarer leurs prises. En 1999, les prises ont atteint un maximum historique de plus de 14.000 t. Les documents SCRS700/68, SCRS/00/77, SCRS/00/85 et SCRS/00/86 présentent des données statistiques sur la pêche des senneurs Espagne, Ghana, France et NEI.

Dans l'Atlantique ouest (**Figure 4**), les prises se sont accrues depuis les débuts de la pêcherie, entre le début des années 1960 et 1985, année où elles ont atteint 19.000 t. Les prises des années suivantes ont montré une forte variation, suite au déplacement d'une partie de la flottille vers le Pacifique. Les prises de 1999 se sont élevées à environ 6.000 t. Les prises ouest-atlantique les plus importantes sont effectuées par les senneurs vénézuéliens (elles constituent certaines années 100% de la capture).

#### – *Palangriers*

Après avoir atteint en 1959-1961 un maximum de plus de 50.000 t, les prises palangrières ont baissé en deux stades jusqu'aux alentours de 30.000 t au début des années 1970. Pendant les années 1990, elles se sont élevées à environ 25.000 t. En 1999, elles étaient de 26.065 t. Les principales pêcheries sont celles du Taïpei chinois, du Japon, des Etats-Unis et du Brésil. Les importantes prises effectuées par les flottilles NEI dans des zones non définies depuis 1985 suscitent des inquiétudes, du fait qu'il n'est pas sûr dans quelle mesure elles ont été réalisées dans l'Atlantique.

### **2.c Effort**

Le **Tableau 3** et la **Figure 5** illustrent l'évolution de la capacité de pêche des flottilles de surface de l'Atlantique est de 1972 à 1999. La capacité de pêche des canneurs est restée stable depuis la fin des années 1970, à 10.000 t environ. Celle des senneurs, en revanche, a subi des modifications sensibles pendant toute la période sous étude, avec une hausse constante des débuts de la pêcherie à l'année 1983, qui a vu une capacité de pêche de plus de 70.000 t. Par la suite, et jusqu'en 1990, elle a considérablement diminué, jusqu'à 36.000 t, ce qui est dû en partie à l'abandon de la pêcherie par la flottille. Il s'est produit un léger rétablissement pendant les deux années suivantes (1991 et 1992), suivie depuis lors d'un baisse progressive, la capacité étant d'environ 30.000 t depuis deux ans.

En ce qui concerne la flottille est-atlantique de senneurs, l'effort en jours de pêche a été standardisé à celle des senneurs FIS de catégorie 5, en supposant un accroissement annuel de 3% de la performance de la flottille entre les années 1981 et 1999 (voir la section 3.b.3-CPUE pour plus de détails). Le fait d'incorporer un facteur d'accroissement de l'efficacité cherche à tenir compte des changements sensibles qu'a subis la flottille de senneurs ces dernières années, dont des modifications des engins, la vulgarisation des équipements électroniques et de la transmission par satellite, de meilleures formules de mouillage et

de manoeuvre, et surtout l'entrée en scène de la pêche sous objets flottants artificiels. Le chiffre estimé de 3% d'accroissement annuel de la performance découlle d'une étude par Gascuel *et al.* (1993) d'après une analyse intégrée des données d'effort associées à des données de prise par âge (analyse de type VPA) de la pêcherie tropicale de senneurs. Cette analyse donnait un taux annuel d'accroissement de la performance des senneurs de 3%; toutefois, ce taux était assez variable selon les diverses flottilles analysées, les différentes tailles d'albacore capturées, et les années. Par ailleurs, elle avait été menée avant l'essor intense de la pêche sous objets flottants.

Si l'on utilise un ajustement annuel de 3% pour toutes les années de 1981 à 1999, ceci donne un accroissement global de la performance de la pêche de 75% pour la période. L'estimation de l'effort effectif et de l'accroissement potentiel de la performance est rendue encore plus malaisée par l'essor de la pêche sous objets flottants qui a commencé aux alentours de 1991, et qui s'est largement répandue dans presque toutes les flottilles de senneurs de l'Atlantique est depuis 1993. En effet, un senneur qui ne pêche que sous objets flottants passe relativement peu de temps à rechercher le poisson. Si cet objet est muni d'un détecteur de poissons qui peut être actionné à distance, le senneur n'a même pas besoin de s'approcher de l'objet tant que celui-ci ne comportera pas de concentration de poisson. Le SCRS a donc envisagé en 1997 un taux d'accroissement de la performance de 5% pour la période 1981-1999. Ce postulat donne un accroissement total de la performance de 153% pendant la période.

L'indice de l'effort des senneurs est-atlantiques a traditionnellement été jugé avoir évolué d'une façon similaire chez les flottilles FIS et espagnole, du fait que leurs caractéristiques sont proches (en supposant que les zones et saisons de pêche, le type de bateaux et les méthodes de pêche sont similaires). Toutefois, la stratégie de pêche de ces flottilles s'est modifiée ces dernières années (1991-1999). En 1999, elles pêchaient toutes deux des bancs libres dans des zones similaires, en déployant un effort substantiel sur les bancs libres de listao au large du Sénégal. La pêche sous objets flottants au large du cap Lopez a été menée de façon plus intense par la flottille française que par la flottille espagnole, alors que cette dernière a consacré plus d'effort à la zone située au nord du Libéria, où la flottille française n'effectue pratiquement aucune capture.

En ce qui concerne l'Atlantique ouest, il s'est produit récemment des changements du volume et de la distribution de l'effort de pêche des palangriers brésiliens. Jusqu'en 1995, les requins étaient la première espèce-cible (58% de la prise totale). Toutefois, à partie de 1993, le pourcentage de requins a diminué au détriment de l'espadon, qui prédomine maintenant dans la pêcherie (48%). L'effort de la pêche vénézuélienne de surface est élevé depuis 1992 (capacité de pêche des bateaux de plus de 8.000 t).

Pour ce qui est des palangriers, l'effort américain, qui est actif sur la côte est et dans le golfe du Mexique, a quelque peu diminué ces toutes dernières années. L'effort palangrier japonais portant sur l'albacore a également diminué dans le même temps. Cette dernière flottille vise d'autres espèces (thon obèse et thon rouge). L'effort palangrier du Venezuela et du Mexique portant sur l'albacore s'est accru ces dernières années. On a estimé la tendance de l'effort standardisé de quelques flottilles, palangrières et autres, d'après la CPUE standardisée divisée en taux de capture spécifiques de flottilles. La **Figure 6** illustre ces tendances.

## 2.d Tendance du poids moyen

La tendance du poids moyen a également été examinée, et est illustrée à la **Figure 7**. On observe chez les senneurs une baisse progressive toutes prises combinées (calculée d'après la composition en âges des captures des senneurs) en 1990-1992. Cette tendance est probablement due à la baisse du poids moyen de la pêche sous objets flottants, combinée avec l'accroissement des prises de cette pêcherie. Pour les bancs libres, le poids moyen varie, mais est relativement stable pendant la période, avec une baisse accusée en 1999. En ce qui concerne les canneurs, le poids moyen reste relativement stable chez la flottille ghanéenne, et varie de 5 kg à 10 kg chez les autres. Il convient de noter l'augmentation marquée

de la pêche basée à Dakar en 1999. La composition en tailles de la pêcherie ghanéenne suscite des doutes ces dernières années, alors que ces prises se sont accrues de façon spectaculaire. Cette tendance pourrait être due à un échantillonnage douteux, comme à un mélange probable de prises des canneurs et des senneurs (SCRS/00/77) et à un rejet éventuel des petits poissons. Toutefois, il reste probable que le gros de la capture se compose de poissons sous-taille. Pour les palangriers, la tendance du poids moyen est assez variable d'une pêcherie à l'autre. Dans l'ensemble (selon un calcul effectué d'après la composition en âge des captures) le poids moyen de la palangre est passé d'environ 40 kg en 1980-1990 à 35 kg ces dernières années.

### 3 Données d'entrée

#### 3.a Prise par âge/taille

Le document SCRS/00/06 fournit des détails sur la préparation des données par le Secrétariat ICCAT en vue de la Session 2000 d'évaluation des stocks d'albacore. La prise par taille a été créée pour les années 1970-1974 et révisée pour 1983-1997. Cette révision a été harmonisée avec les changements apportés à la Tâche I en 1998 et 1999. Ces changements comprennent les nouvelles données implantées dans la base, ainsi que l'attribution de quelques données NEI à des pays concrets (par exemple, le Panama). La procédure suivie était globalement la même que par le passé. Ceci signifie que les données de l'échantillonnage de taille ont été utilisées dans la mesure du possible, mais que le processus de substitution a suivi la méthode standard élaborée à la réunion du Groupe de travail sur les Thonidés juvéniles. De nouveaux facteurs d'extrapolation ont été calculés pour tenir compte des modifications de la Tâche I.

Les données japonaises de prise par taille sur la pêche palangrière d'albacore dans l'Atlantique ont été actualisées (SCRS/00/71). Les différents critères suivis pour la substitution de données spatiales et temporelles, lorsque l'échantillonnage de tailles n'était pas suffisant, sont décrits et répertoriés. Une nouvelle base de prise par taille a été calculée pour le Taipei chinois selon la même formule de substitution qui avait été adoptée pour la pêche palangrière japonaise. Le document SCRS/00/64 fait état de la distribution approximative des âges dans la pêche américaine à la canne/moulinet, calculée d'après des échantillons LPS.

Vu la qualité médiocre des données de taille des canneurs et senneurs basés à Tema, au Ghana, ces dernières années, il a été recommandé d'examiner ce jeu de données de façon plus approfondie. Le document SCRS/00/77 aborde les causes éventuelles de cette situation. Il a été signalé que l'échantillonnage de Tema était peu satisfaisant par manque de personnel et de fonds. Outre les modalités conventionnelles de pêche (définies en tant que pêche sur banc libre ou pêche sous objets flottants), une modalité associant un senneur et un canneur a été observée dans la flottille ghanéenne. Par conséquent, la présence de grands albacores dans l'échantillonnage des canneurs ghanéens pourrait être liée à cette assistance prêtée par des canneurs à des senneurs pendant leur pêche (les canneurs déchargeant par ailleurs une partie de la capture effectuée par les senneurs). L'absence de poissons de moins de 1 kg dans la prise par taille ghanéenne pourrait être liée à un rejet éventuel de petits poissons par les senneurs, et au fait que depuis quelques années ces petits poissons sont triés à bord en vue du marché local, ce qui fait qu'ils échappent au processus d'échantillonnage des tailles.

La prise par taille des canneurs et senneurs ghanéens a été scrutée avec attention par les participants. La distribution de la fréquence des tailles des canneurs suit au fil des ans un mode accusé en dents de scie, qui peut être dû à un échantillonnage médiocre des tailles, ou à des biais dans les mensurations relevées (**Figure 8**). Afin de vérifier l'éventualité d'un rejet de petits poissons, les participants ont comparé l'échantillonnage des canneurs avec des échantillons prélevés à l'occasion du marquage du programme d'Année Thon obèse (BETYP) (**Figure 9**). Les participants en ont conclu que les

différences semblaient minimes lorsque l'on comparait la distribution des tailles du marquage et celle des échantillons des canneurs ghanéens pour un même trimestre. Des inquiétudes subsistent, toutefois, en ce qui concerne l'importance potentielle des rejets, et le groupe recommande avec insistance de collecter à l'avenir des informations sur la prise par taille à l'occasion du marquage.

Les participants ont considéré plusieurs alternatives pour aborder les problèmes détectés dans l'échantillonnage de tailles du Ghana. L'utilisation de l'échantillonnage des tailles des senneurs européens pêchant sous objets flottants dans la même zone a été envisagée en tant qu'alternative aux données de taille ghanéennes, des canneurs comme des senneurs. Cependant, un examen des données de taille des prises européennes sous objets flottants a révélé que les distributions étaient fort différentes. L'utilisation de données de taille des canneurs ghanéens d'années antérieures a été envisagée en tant qu'alternative aux échantillons de taille des toutes dernières années. Toutefois, ces substitutions impliquent la formulation de divers postulats quant à la distribution de tailles des prises, et dissimulerait toute tendance. En outre, le groupe a jugé que les méthodes utilisées à l'avenir pourraient peut-être permettre d'améliorer le traitement de ces incertitudes dans les données, alors que le fait de procéder maintenant à une substitution pourrait empêcher de déceler ces incertitudes à l'avenir. Les données de l'échantillonnage de tailles du Ghana ont été utilisées telles qu'elles avaient été transmises. Le groupe recommande de poursuivre l'analyse en vérifiant les dernières données d'échantillonnage remises par le Ghana.

Le calcul de prise par âge se fondait sur le découpage des cohortes, en utilisant les classes de taille indiquées au **Tableau 4**. Il convient de souligner la hausse du pourcentage de poissons d'âge 1 dans la prise en 1998 et 1999, qui a été respectivement de 50% et 60%, par rapport à une moyenne de 40 % des prises pendant toute la décennie précédente. Cette hausse n'a pas été annoncée par une augmentation de poissons d'âge 0. Les participants se demandent si ce pourcentage accru de poissons d'âge 1 pourrait découler des problèmes d'échantillonnage des tailles et/ou de rejet qui sont commentés dans les paragraphes ci-dessus. Une autre éventualité qui a été considérée est une incidence éventuelle du moratoire à la pêche sous objets flottants dans l'Atlantique est tropical, qui aurait entraîné une absence de captures de poissons d'âge 0, et partant un plus large accès à l'âge 1. Les raisons de cette augmentation du poisson d'âge 1 ne sont pas encore élucidées.

Les **Tableaux 5-10** indiquent la prise par âge utilisée dans les évaluations actuelles, ventilée en palangriers, canneurs (séparément pour le Ghana et les autres flottilles), senneurs, autre engins et tous engins combinés, d'après la délimitation des classes de taille du **Tableau 4**.

### **3.b Capture par unité d'effort (CPUE)**

#### *3.b.1 Examen des indices disponibles*

##### – Senneurs et canneurs/Atlantique est

La plus importante et la plus étendue base de données de prise et effort qui couvre la pêche à l'albacore est celle des canneurs et senneurs de l'Atlantique est tropical. Les documents SCRS/00/68 et SCRS/00/69 (Espagne), SCRS/00/85 (France) et SCRS/00/86 (flottilles CE-NEI) font état des principaux résultats et caractéristiques de ces pêcheries de 1991 à 1999. La base couvre les années 1969 à 1999, mais les données espagnoles ne sont disponibles qu'à partir de 1979; toutefois, des données d'époques antérieures de la pêcherie ont été rassemblées et utilisées par le passé (depuis 1956 pour les canneurs basés à Dakar, et depuis 1962 pour la pêche hauturière des canneurs et des senneurs), et devraient être récupérées. Les données de 1969 à 1990 ne distinguent pas la pêche effectuée sous objets flottants de celle qui porte sur des bancs libres, mais une étude est actuellement en cours pour récupérer toutes les informations disponibles à cet égard. On pense que la pêche sous objets flottants constitue moins de 15% du total des opérations pour toute année antérieure à 1990, mais que ce pourcentage augmente

progressivement par la suite. Pour les années 1991-1999, la base distingue la pêche sous objets flottants de celle qui porte sur des bancs libres, et apporte plus de détails sur d'autres variables importantes.

Suite aux journées d'étude inter-sessions de Miami 1998, d'autres examens de la base de prise et effort des senneurs ont été menés. Fonteneau (1998) présentait une information sur la variation de la durée des journées selon la latitude (Gaertner *et al.* 1998), qui a été appliquée au jeu européen (France, Espagne, CE-NEI) de données 1991-1999. Le processus d'estimation du temps de recherche a également été amélioré. Toutefois, de graves problèmes subsistent en ce qui concerne la caractérisation des pêcheries par opération pour les années jusqu'à 1990, du fait que la nouvelle méthode utilisée pour la composition spécifique est assez sensible à cette information. Plusieurs indices ont été élaborés: CPUE nominale, avec et sans prise en compte de la distinction objets flottants/bancs libres; indices standardisés de façon *ad hoc* basés sur un ajustement des indices des différentes pêcheries par le taux de CPUE entre pêcheries menées dans des zones similaires pendant des périodes similaires, avec et sans des ajustements annuels constants pour tenir compte de l'accroissement de la performance dans le temps,;et indices élaborés au moyen d'analyses standard GLM et GENMOD. Toutefois, aucun d'entre eux n'a été jugé satisfaisant. La prise par heure de recherche, qui devrait en théorie avoir constitué le meilleur indice de l'abondance, était très semblable à la CPUE nominale correspondante. Il a été recommandé de poursuivre l'examen de la distribution de l'erreur dans les analyses de GLM, de rechercher d'autres indices de l'abondance, et même d'envisager la possibilité d'inclure d'autres indices indépendants; même si ces études ont déjà été entreprises, la recommandation demeure pertinente.

Les indices de CPUE des flottilles France, Espagne et CE-NEI montrent des tendances similaires pour la période 1991-1999, avec une CPUE généralement plus élevée pour la flottille espagnole. Toutefois, on observe quelques divergences pendant la période récente, avec une augmentation, lente mais régulière, de la CPUE d'albacore de la flottille française, et une CPUE plus stable de la flottille espagnole, qui a baissé en 1999 (**Figure 10**). Ceci pourrait être justifié par des différences de la stratégie de pêche entre les deux flottilles: bien qu'elles exhibent un mode général de pêche très similaire (*cf.* le point 2), la distribution de leurs captures peut s'avérer dans certains cas très dissemblable. Ceci est particulièrement évident pendant le troisième trimestre de 1999, avec de fortes prises espagnoles de listao au large du Sénégal, et des prises françaises plus importantes d'albacore au large du cap Lopez et de la Côte d'Ivoire (**Figure 11**). Cette même année (1999) a aussi été marquée par une faible couverture de la pêcherie (c'est-à-dire par l'exploitation d'un moindre nombre de carrés de  $1^\circ \times 1^\circ$ ), comme l'indique la **Figure 12**, qui reflète la distribution spatiale des captures illustrée à la **Figure 11**. On peut également observer que la productivité locale (prise totale 1999 d'albacore par Carré, classés par ordre décroissant) était assez faible par rapport aux valeurs moyennes des années 1991-1999.

#### – Senneurs/Atlantique ouest

On a tenté pendant la réunion de standardiser la CPUE des senneurs vénézuéliens. Chaque registre du jeu de données représentait les opérations de pêche d'un senneur pendant une sortie. A cause du manque de temps, il a été décidé de considérer que la date de débarquement situait la période temporelle. Ceci étant, il a été préféré d'adopter une stratification par trimestre plutôt que par mois. Du fait que les lieux de pêche des senneurs vénézuéliens couvrent une aire relativement réduite de l'Atlantique, aucun effet zone n'a été considéré. Les données originales de CPUE (prise en t/jours de pêche) ont été transformées en Luyft1 = Log (CPUEyft + 1). L'**Appendice 4** décrit en détail ce processus.

#### – Palangriers et canne-moulinet/Atlantique ouest

On dispose de plusieurs indices palangriers de CPUE pour les inclure dans les analyses d'évaluation. Les documents SCRS/00/65 et SCRS/00/64 présentaient trois indices standardisés pour la pêche américaine:deux indices palangriers, l'un pour l'Atlantique nord-ouest et l'autre pour le golfe du Mexique (SCRS/00/65), et un indice canne/moulinet pour l'Atlantique nord-ouest (SCRS/00/64). Dans les trois cas,

la méthode utilisée pour la standardisation avait été un GLM basé sur la formule de Lo *et al.*(1992). Des modèles à effets fixes ont été élaborés pour les trois indices; par ailleurs, des modèles à effets aléatoires ont servi à examiner les interactions annuelles des indices palangriers. L'indice palangre/Atlantique nord-ouest montrait une légère hausse de la CPUE moyenne prédictive par le modèle pour la dernière année de la série 1982-1999 (**Figure 13**). L'indice palangre/golfe du Mexique était plus élevé au début de la série, chutait entre 1991 et 1996, puis remontait à la fin de la série (**Figure 13**). Dans les deux analyses, la CPUE standardisée estimée était plus forte ces dernières années, et montrait des CV relativement faibles, ce qui peut être attribué le plus probablement à la ré-évaluation des données et à l'incorporation de bateaux qui ont été répertoriés récemment par code d'opération. L'indice canne-moulinet/Atlantique nord-ouest montrait peu de tendances, si ce n'est qu'il était relativement élevé en 1994, 1995 et 1999 (**Figure 13**). Par ailleurs, un indice combiné Mexique/Etats-Unis a été présenté pour le golfe du Mexique, d'après les programmes d'observateurs des deux pays (SCRS/00/67). La méthode utilisée pour la standardisation était semblable à celle qui avait servi à standardiser le taux américain de palangre, la seule différence étant que l'analyse supposait une distribution Poisson de l'erreur et ne tenait compte d'aucune interaction. L'indice combiné Mexique/Etats-Unis du golfe du Mexique montrait une tendance à la baisse de 1992 à 1996, suivie d'une légère hausse en 1997, puis est resté stable jusqu'en 1999 (**Figure 13**).

Le document SCRS/00/50 donnait le taux de capture standardisé de la flottille vénézuélienne de palangre, d'après des données fournies par des programmes d'observateurs. L'indice standardisé a été estimé au moyen de modèles mixtes GLM et selon une approche delta-lognormale. L'indice montrait une tendance décroissante pendant la première partie de la série, augmentait légèrement par la suite, avec deux chutes sensibles, l'une en 1997 et l'autre en 1999, mais il comportait une forte variabilité et des intervalles de confiance très importants (**Figure 13**).

#### – Palangriers/Atlantique entier

Le document SCRS/00/71 donnait le taux standardisé de capture de la pêche palangrière japonaise, en utilisant des modèles GLM, et en postulant une structure de l'erreur, soit lognormale, soit de Poisson. Les modèles ont fonctionné avec la prise numérique en tant que variable dépendante, et les variables indépendantes suivantes: année, mois, matériau de la ligne principale, matériau des avançons, nombre d'hameçons entre bouées, et plusieurs termes d'interaction. Les analyses ont été menées séparément pour chaque âge (2, 3, 4, 5, 6+) et pour tous les âges agrégés. Les modèles GLM signalaient une tendance similaire, mais celui qui postulait la distribution lognormale de l'erreur donnait des prédictions plus nuancées dans le temps. L'indice des âges agrégés avait tendance à augmenter graduellement jusqu'en 1987, chutait brusquement jusqu'en 1992, fluctuait pendant le reste de la série temporelle sans tendance nette, mais était plus faible en 1999 qu'en 1998 (**Figure 13**).

Le document SCRS/00/72 donnait le taux standardisé de capture, spécifique de l'âge, pour la pêche palangrière du Taïpeï chinois dans l'Atlantique, au moyen du modèle GLM avec structure lognormale de l'erreur (**Figure 13**).

#### *3.b.2 Indices utilisés pour calibrer les modèles d'évaluation*

Aucun indice de type GLM n'a été préparé cette année sur la flottille tropicale de senneurs. Les données espagnoles et françaises sur la pêche à la senne pour les années 1969-1997 ont été standardisées de façon *ad hoc* en suivant la même méthode qui avait été décrite par les journées d'étude de 1998 (*cf. Appendice 5* pour plus de détails). Les résultats sont portés à la **Figure 14**, où ils sont comparés avec la série telle qu'elle avait été calculée pour l'évaluation de l'albacore en 1998. Les deux séries montrent de fortes divergences pour les années 1969-1979; dans l'impossibilité d'élucider cette question au moment de la réunion, les participants ont décidé de conserver l'indice calculé lors de l'évaluation de 1998, en l'actualisant pour 1998 et 1999. Après la réunion, il s'est avéré que la série avait été calculée pour l'évaluation de 1998 au moyen de différentes méthodes selon les diverses périodes temporelles, alors que

la série calculée lors de l'évaluation de l'an 2000 appliquait une même méthode aux deux séries (*cf. Appendice 5*).

Les participants ont décidé de ne pas inclure dans l'analyse le taux de capture standardisé qui figure dans le document SCRS/00/72, du fait de l'absence d'un diagnostic du modèle estimé. Ils ont également décidé qu'il n'y avait pas de raisons d'exclure le reste des indices standardisés des différentes flottilles palangrières, mais avec quelques réserves. En ce qui concerne l'indice standardisé américain pour le golfe du Mexique, il a été décidé qu'il serait préférable d'utiliser deux jeux distincts, l'un pour 1985-1991 avec l'indice standardisé de la flottille américaine de palangre, et l'autre pour 1991-1999 avec le taux de capture standardisé Mexique/Etats-Unis. L'indice américain global 1985-1999 pour le golfe du Mexique a été retenu en vue de l'exécution de modèles de production n'utilisant que des indices fondés sur la biomasse. Dans le cas de l'indice palangrier japonais, il a été décidé d'utiliser l'indice standardisé basé sur les estimations agrégées par âge du modèle GLM postulant une structure lognormale de l'erreur. Les autres indices comprenaient: l'indice américain de canne-moulinet, l'indice américain de l'Atlantique nord-ouest et l'indice palangrier vénézuélien.

Les analyses du modèle de production équilibré utilisaient les indices standardisés combinés France/Espagne de CPUE des senneurs de l'Atlantique est (en postulant un accroissement annuel de 3% de la performance). Le modèle dynamique de biomasse (modèle de production non-équilibré) utilisait les indices de CPUE des senneurs espagnols et français, chaque série étant ventilée en périodes temporelles distinctes (**Tableau 11**), l'indice des senneurs vénézuéliens et l'indice américain de palangre combiné golfe du Mexique/Atlantique nord-ouest. Le modèle de production non-équilibré utilisant l'effort effectif relatif de toutes les flottilles (**Tableau 12**). La VPA utilisait les indices palangriers américains de l'Atlantique nord-ouest et du golfe du Mexique (1985-1991), l'indice combiné Mexique/Etats-Unis de palangre pour le golfe du Mexique, l'indice palangrier américain de l'Atlantique nord-ouest, l'indice palangrier vénézuélien et l'indice palangrier japonais pour l'Atlantique, ainsi que les indices France, Espagne et Venezuela de la pêche à la senne (**Tableau 11**).

### **3.c Paramètres biologiques**

Le document SCRS/00/46 présentait une information actualisée sur le frai de l'albacore dans le sud-est de la mer des Caraïbes et dans le golfe du Mexique, d'après l'évaluation du degré de maturité des gonades. Cette information confirme que deux groupes de géniteurs de tailles différentes frayent dans la zone. Un groupe, de petits poissons (<150 cm de FL) frayent dans le golfe du Mexique de mai à août, alors que l'autre groupe, de poissons de taille moyenne (150-170 cm de FL) frayent de juillet à septembre dans le sud-est de la mer des Caraïbes. La fécondité moyenne par lot du groupe de géniteurs du golfe du Mexique est de  $2.16 \times 10^6$ , le rythme de la ponte étant plus ou moins tous les trois jours. On n'a estimé aucun rapport fécondité/taille. Le document avançait que le recrutement issu des zones de frai du golfe du Mexique et du sud-est de la mer des Caraïbes pourrait contribuer à la pêche dans les zones voisines.

Les participants ont commenté un travail de Hampton (2000) sur le taux de mortalité naturelle ( $M$ ) des thons tropicaux. Les estimations de la mortalité naturelle se fondaient sur le marquage/recapture d'albacores dans le Pacifique tropical ouest. Les résultats révélaient une forte variation, liée à la taille, dans la mortalité naturelle: chez la plus petite classe (<40 cm de FL), l'ordre de magnitude de  $M$  dépassait celui des poissons de taille moyenne (50-80 cm de FL). Le groupe a décidé de maintenir ses estimations antérieures de  $M$ , car il n'était pas clair que ces estimations soient applicables dans l'Atlantique, ou dans quelle mesure les valeurs de  $M$  estimées par Hampton (*op cit.*) peuvent avoir été affectées par une prédation potentiellement plus intense à proximité des DCP (les petits poissons marqués étaient en majorité associés à des DCP).

Le groupe a décidé d'utiliser les valeurs suivantes des paramètres biologiques dans toutes les évaluations.

*Mortalité naturelle:* Comme dans les évaluations antérieures, il a été supposé une mortalité naturelle de 0.8 pour les âges 0 et 1, et de 0.6 pour les âges 2+.

*“Date de naissance” supposée du poisson d’âge 0 aux fins de l’évaluation:* Le 14 février (plus ou moins le point médian du plein de la saison de frai). Toutefois, la date du 1er janvier, qui est normalement admise pour définir le début de l’année, a été retenue dans les analyses structurées en âges, telles que les VPA (ce qui signifie que le poisson d’âge 0 n’est pas représenté au tout début du premier trimestre).

*Groupe plus:* Ages 5+.

*Taux de croissance:* La taille à l’âge a été calculée selon l’équation de Gascuel *et al.* (1992):

$$FL(cm) = 37.8 + 8.93 * t + (137.0 - 8.93 * t) * [1 - \exp(-0.808 * t)]^{7.49}$$

*Poids à l’âge:* Le poids moyen à l’âge a été basé sur l’équation de croissance de Gascuel *et al.* (1992) et sur le rapport longueur-poids de Caverivière (1976):

$$W(kg) = 2.1527 \times 10^{-5} * L(cm)^{2.976}$$

Les limites de taille ainsi obtenues qui sont utilisées dans le découpage des cohortes figurent au **Tableau 4**; la taille moyenne à l’âge et le poids moyen à l’âge au début de chaque trimestre sont indiqués dans les **Tableaux 13, 14**. La validité du postulat que la plupart des nouvelles recrues sont nées au premier trimestre est illustrée à la Figure 6b du Rapport détaillé de 1998, qui avance que l’on trouve en fait des poissons de moins de 42 cm (limite supérieure de l’âge 0 pendant le premier trimestre; **Tableau 4**) pendant tous les trimestres de l’année.

*Calendrier de maturité:* A été supposé être en arrête vive au début de l’âge 3.

*Recrutement partiel (effet net combiné des sélectivités des engins de pêche et de la disponibilité des diverses classes d’âge dans les lieux de pêche):* A été fondé sur des données découlant d’une VPA structurées par âge (*cf.* section 5.d).

#### 4 Incidence de l’environnement

On sait que les facteurs environnementaux ont une forte incidence sur la configuration des modes de répartition géographique de l’albacore, et partant ont une influence sensible sur la distribution des modes de pêche. L’albacore est une espèce hautement migratrice dont les déplacements obéissent probablement à des raisons d’ordre trophique, physiologique ou reproductif. Ceci a un rôle crucial en ce qui concerne la disponibilité et la vulnérabilité de l’espèce aux divers engins de pêche. Par ailleurs, les conditions environnementales sont probablement les facteurs les plus responsables des déplacements de l’albacore, du moins à grande échelle géographique (Mendelsohn et Roy 1986, Fonteneau et Marcille 1988, Cayré 1988, Mendelsohn 1991, Marsac 1992, Lehodey *et al.* 1997). L’approfondissement des connaissances sur les facteurs environnementaux qui ont une incidence sur la dynamique des populations est ainsi au centre de la gestion et de la conservation des stocks de thons (Fonteneau 1996). Par conséquent, les connaissances sur les conditions environnementales et leur incidence sur la distribution des espèces et de l’effort de pêche sont essentielles pour pouvoir appréhender et interpréter la variabilité des pêcheries dans l’espace et dans le temps, mais ces conditions sont mal connues.

Une analyse GAM qui a récemment été effectuée (Maury *et al.* (b), sous presse) mettait l’accent sur le rapport non-linéaire entre l’abondance locale en albacore et divers facteurs hydrologiques, tels que la

salinité, la température de surface (SST), le gradient SST, le vent, la profondeur de la thermocline et les courants, d'après un modèle océanographique numérique (OGCM). Le fait d'exclure les effets de variables auxiliaires comme l'effort de pêche, le vent, le courant et la profondeur de la thermocline sur la capturabilité permet d'interpréter les données de CPUE en tant qu'indices de l'abondance locale.

Les rapports obtenus et l'analyse qui en est faite sont en faveur d'une structure spatio-temporelle hiérarchique des processus qui lient les albacores à leur environnement. Dans cette optique, les modes de déplacement observés à diverses échelles spatio-temporelles peuvent clairement être associés à l'environnement.

A l'échelle de l'Atlantique entier, la salinité de l'eau semble être étroitement liée à la fourchette maximale de distribution de la population. En effet les zones où la salinité est de moins de 36 g.kg<sup>-1</sup> semblent bien correspondre aux zones de répartition des adultes, alors que celle où elle est inférieure à 35 g.kg<sup>-1</sup> correspondent à celles des juvéniles. La salinité n'est pas considérée en général comme étant déterminante pour la distribution de l'albacore (Blackburn 1965, Sund *et al.* 1981, Stretta 1988). En revanche, les résultats de Maury (sous presse) suggèrent que la salinité pourrait être un marqueur important de l'aire de répartition de l'albacore dans l'Atlantique. Les filtrations d'eau douce ont une forte teneur en éléments nutritifs, ce qui est généralement favorable à l'alimentation des juvéniles (Bakun 1996). Les albacores adultes (âges 3, 4 et 5+) semblent échapper beaucoup plus aux contraintes de la salinité lorsque celle-ci est faible. En revanche, le rapport entre la salinité et l'abondance en albacores adultes est très sensible aux niveaux élevés de la salinité. Bien que la teneur en oxygène ne soit pas considérée comme un facteur de limitation dans l'aire de répartition atlantique de l'albacore (Fonteneau et Marcille 1988, Cayré 1990), les poissons pélagiques, tels que les thons, ont un grand besoin d'oxygène (Sharp et Dizon 1978, Sund *et al.* 1981, Cayre *et al.* 1988), ce qui pourrait être un facteur déterminant de leur mode de distribution (Bakun 1996, Fonteneau 1997), notamment pour les adultes (Pauly et Moreau 1997). Bien qu'il n'ait pas encore été étudié, le rapport avec les concentrations en oxygène est probablement important, surtout pour les pêcheries de palangre de profondeur. Du fait que le niveau de saturation d'oxygène est plus faible pour les eaux salines, le lien apparent entre la répartition des albacores adultes et la salinité pourrait être associé aux besoins importants des thons en oxygène.

Sur une grande échelle (5000 km), la population adulte d'albacores se déplace en masse à travers l'Atlantique. Pendant les quatrième et premier trimestre, les poissons convergent, de tous les coins de leur aire de distribution, vers la principale zone de frai du golfe de Guinée (Capisano et Fonteneau 1991, Bard 1994, Fonteneau 1994). Après la ponte, les adultes se dispersent dans tout l'Atlantique pour se nourrir dans les zones de distribution caractérisées par leur salinité, alors que les juvéniles restent dans les eaux peu salines (surtout dans le golfe de Guinée, et de façon secondaire dans le panache de l'Amazone). Ainsi, les déplacements est-ouest des adultes aux fins de la reproduction ont lieu dans le cadre de la fourchette maximale de distribution associée à la salinité, et sont probablement liés de façon directe aux oscillations saisonnières des eaux chaudes. Mais, du fait que les adultes sont moins assujettis à la salinité et à la température que les juvéniles, ces migrations pourraient, du moins en partie, être guidées par une fidélité aux zones à faible salinité et à température élevée qui sont favorables aux larves et à la survie des juvéniles (Caverivière *et al.* 1976). Il pourrait s'agir d'un exemple du caractère obstiné des migrations philopatriques dont Cury (1994) avance l'hypothèse du point de vue de l'évolution.

A échelle moyenne (1000 km), la population de poissons se déplace de façon saisonnière en suivant un axe nord-sud, le long des côtes africaines pour les juvéniles, et également en haute mer pour les adultes (Bard 1994, Foucher 1994). On peut clairement associer ces migrations saisonnières au déplacement saisonnier nord-sud des eaux chaudes. Les adultes ont une fourchette plus ample de température (14°-29°C), mais restent de préférence dans des eaux comprises entre 26° et 29° et là où les eaux plus profondes (150 m) dépassent 15°C. Les juvéniles, dont le système régulateur de la température n'est pas encore fonctionnel (Cayré 1990), restent entre 21° et 29°C, mais dans des eaux de surface où la SST dépasse 27°C. Les pré-adultes (âges 2 et 3) suivent les eaux d'environ 27°C, mais semblent mieux

supporter les variations de température. Il est bien connu que les thons préfèrent les eaux chaudes, qui leur permettent de se réchauffer après une plongée profonde en eaux froides (Sharp et Dizon 1978, Holland *et al.* 1992, Fonteneau 1996).

A l'échelle locale (100 km), les thons semblent être influencés par les aspects locaux, hydrologiques comme biologiques, qui pourraient les concentrer. Parmi les divers facteurs susceptibles d'affecter les concentrations de thons à cette échelle, la distribution des proies est certainement fondamentale. Toutefois, la forte variabilité de la distribution spatiale des divers petits pélagiques et des céphalopodes visés par les thons (Cayré *et al.* 1988, Roger 1990) n'est pas liée de façon directe et immédiate aux processus d'enrichissement des eaux tels que l'upwelling, le dôme ou la divergence (Fonteneau et Marcille 1988). Sans envisager de déplacements dûs aux courants océaniques, Garcia et Cota (1996 a et b) ont trouvé une corrélation entre la production de phytoplancton et la CPUE de l'albacore, avec un écart de 3 à 5 mois, dans le golfe du Mexique. En utilisant un indice secondaire de la production estimé par advection-diffusion des données sur la production primaire issue des courants marins, Lehodey *et al.* (1998) et Maury (1998) suggèrent qu'un écart de 3 à 7 mois pourrait séparer le maximum de phytoplancton de la concentration maximale des proies des thons. Indépendamment des facteurs biologiques, des causes physiologiques, comme la stabilité spatiale de l'eau, pourraient aussi causer les concentrations locales de poisson. Jointes à des étangs de production secondaire et à l'effet local des guyots ou des îles (Fonteneau 1991 et 1996), elles pourraient être responsable des concentrations locales (100 km) d'albacore.

Il peut y avoir, à une échelle encore plus locale (100 m-10 km) des impacts remarquables sur la capturabilité, notamment en ce qui concerne la dynamique des poissons et des bancs, impacts qui sont probablement au cœur de l'importante variabilité de l'abondance locale en poisson. Les facteurs qui sont probablement en jeu à cette échelle très localisée sont la présence d'objets flottants, l'existence de faits hydrologiques à petite échelle comme les fronts locaux ou les convergences. Ces aspects hydrologiques peuvent affecter la concentration trophique des poissons, par exemple en les concentrant sous des objets flottants. Ces phénomènes de comportement (Bakun 1996) sont bien connus des senneurs, qui suivent les lignes de convergences pour trouver les bancs.

En dernier lieu, la dynamique complexe de la distribution et des déplacements de l'albacore découle de l'interaction de ces différents processus qui se produisent à différentes échelles spatio-temporelles. Il faut donc, pour appréhender la distribution et les déplacement de l'albacore, considérer de façon simultanée dans un modèle synthétique spatialisé (Maury, b, sous presse) les différents processus qui sont en jeu et à quelle échelle ils le sont (**Figure 15**). Dans ce but, il est essentiel de rassembler des données sur l'environnement et d'accroître les connaissances sur les effets de ce dernier sur la distribution et sur le comportement de l'albacore, ainsi que sur son mode d'exploitation. Les bases de données de pêche devraient donc comprendre des données sur l'environnement selon une échelle spatio-temporelle compatible. A ce niveau, les données des satellites et des OGCM sont essentielles de par leur degré de précision et leur couverture (3D pour les OGCM).

## 5 État des stocks

### 5.a Structure des stocks

L'albacore est une espèce cosmopolite qui est répartie surtout dans les eaux tropicales et subtropicales des trois océans. L'analyse des données de marquage et de prise par taille a révélé que les albacores se déplacent en masse à différentes échelles dans l'ensemble de l'Atlantique (Bard 1994, Fonteneau 1994). Le document SCRS/00/66 présente une actualisation des données de marquage et de recapture pour l'albacore du U.S. Cooperative Tagging Center program. Pendant la période 1956-1998, plus de 9.000 albacores de l'Atlantique ont été marqués, en majorité dans l'Atlantique nord-ouest et dans le golfe du

Mexique, et surtout par des pêcheurs sportifs. En tout, 370 de ces marques ont été récupérées. Toutefois, avant les années 1980, moins de 200 poissons étaient remis à l'eau porteurs de marques, et la première récupération transatlantique signalée ne l'a été qu'en 1987. Entre les années 1987 et 1998, 50 recaptures transatlantiques en tout ont été enregistrées (toutes dans le sens ouest-est, mais il convient de noter que très peu de poissons avaient été marqués à l'est). Plus de la moitié des poissons marqués dans l'Atlantique nord-ouest et dans le golfe du Mexique, et qui ont été repris au bout de 500 jours ou plus, l'ont été dans l'Atlantique est, surtout dans le golfe de Guinée. Au bout de deux ans ou plus, 70% environ ont été repris dans l'Atlantique est. Le temps le plus court écoulé entre le marquage d'un poisson et sa recapture sur l'autre bord de l'océan a été de 468 jours. La récupération systématique de marques à l'échelle transatlantique depuis 1987 est l'une des principales raisons pour lesquelles le Groupe de travail sur l'Albacore (Ténériffe 1993) avait rejeté l'hypothèse de stocks distincts est et ouest d'albacore délimités par le méridien 30°W. Les participants ont élaboré un modèle migratoire qui tient compte des déplacements éventuels du poisson entre les pêcheries des deux côtés de l'Atlantique autour de la principale zone de frai qui se trouve dans le golfe de Guinée, entre les mois de janvier et avril. De même, le suivi spatial des prises palangrières d'albacore par mois rassemblées depuis quarante ans illustre bien les déplacements des pré-adultes et des adultes dans l'ensemble de l'Atlantique (**Figure 16**).

En l'absence de connaissances plus quantitatives sur ces échanges, et en particulier sur le taux de migration est-ouest, les participants ont jugé que l'évaluation devait être menée selon l'hypothèse d'un stock unique pour tout l'Atlantique. Ceci ne devrait pas dissimuler le fait que la population d'albacore est probablement très hétérogène à divers échelles, et que les échanges entre zones sont probablement peu importants pour les juvéniles concentrés dans des zones secondaires de frai qui peuvent être liées à l'existence de sous-populations. Dans cette optique, le document SCRS/00/46 démontre l'importance des zones de frai situées dans l'Atlantique centre-ouest, dans le golfe du Mexique de mai à août et dans le sud de la mer des Antilles de juillet à septembre. La **Figure 17** illustre les connaissances actuelles sur le frai de l'albacore dans l'Atlantique.

Depuis 1993, les évaluations de l'état de la ressource en albacore ont toutes été fondées sur l'hypothèse de travail d'un stock unique pour tout l'Atlantique. En 1993, le SCRS avait recommandé d'effectuer des études sur la structure du stock, et d'élaborer des modèles qui tiennent compte du taux d'échange, qui seraient plus adéquats pour évaluer un stock dont la structure est comme celle de l'albacore. Il serait intéressant que ces modèles soient basés sur des paramètres environnementaux (Maury *et al.*,(a) sous presse).

### **5.b Résultats du modèle de production**

#### *– Questions générales*

Le SCRS avait recommandé par le passé de remplacer, si possible, les modèles de production équilibrés par des modèles de production non-équilibrés, ces derniers fournissant une information supplémentaire, telle que la tendance de la biomasse et des points de référence basés sur la biomasse. Le document SCRS/00/70 présentait une étude ajustant des modèles de production non-équilibrés aux mêmes séries temporelles qui avaient servi lors de l'évaluation de 1998 de l'albacore (prise atlantique totale, et indices standardisés *ad hoc* de l'abondance pour les pêcheries tropicales est-atlantiques de senneurs, en supposant une augmentation annuelle fixe de la performance depuis 1981). L'étude montre que les points de référence de la gestion (PME,  $F_{PME}$ ) sont bien plus sensibles au choix des postulats sur les modifications du taux annuel de changement de la puissance de pêche qu'au choix effectué en ce qui concerne le modèle (Fox ou Schaefer). En fait, exception faite des cas où la hausse du taux annuel de la puissance de pêche est faible (moins de 1%), la PME y est assez peu sensible. En revanche,  $F_{PME}$  reste sensible dans la gamme des augmentations plausibles de la performance qui ont été examinées (1% à 5%). Cette même étude montre également qu'il n'est pas possible d'obtenir d'estimations robustes de ce taux d'augmentation d'après le seul modèle de production non-équilibré, et qu'il faut entreprendre une

standardisation formelle de la CPUE pour estimer directement ce taux d'après les données de capture et d'effort des senneurs français et espagnols.

Pendant la réunion, les participants ont décidé de continuer à utiliser des modèles de production, non-équilibrés, mais aussi d'exécuter des modèles équilibrés pour être mieux à même de comparer la dernière évaluation avec les évaluations antérieures. Ce qui est plus important, ils ont décidé d'utiliser un modèle non-équilibré flexible de production (SCRS/00/37) offrant divers avantages par rapport aux modèles qui ont été appliqués auparavant à l'albacore. Ce modèle peut englober plusieurs flottilles, s'avère flexible en ce qui concerne la forme de la fonction de production, peut tenir compte de l'évolution dans le temps de la performance de chacune des flottilles, et peut traiter des incertitudes dans le cadre d'une structure bayésienne.

#### *– Modèle de production équilibré*

Le modèle PRODFIT a été ajusté aux mêmes données qui avaient été utilisées dans l'évaluation antérieure (l'indice des senneurs comprenant une hausse de 3% de la puissance de pêche depuis 1981), mais en actualisant la série de données pour l'amener jusqu'à 1999. Plus précisément, les nouveaux indices des senneurs combinés français et espagnols (**Appendice 5**) ont été ajoutés, et la nouvelle série globale de captures d'albacore de la Tâche I pour les années 1970 à 1999 a été utilisée. Selon le modèle de Fox, la nouvelle estimation de la PME était de 144.600 t, et celle de  $F_{PME}$  de 69.100 jours de pêche standard. Selon le modèle de Schaefer, la nouvelle estimation de la PME était de 147.300 t, et celle de  $F_{PME}$  de 52.700 jours de pêche standard. Etant donné que l'effort estimé de 1999 était de 60.000 jours standard, ces résultats suggèrent selon le modèle de Fox que l'effort de 1999 était encore inférieur à  $F_{PME}$ ; toutefois, selon le modèle de Schaefer, l'effort de 1999 dépassait  $F_{PME}$ .

#### *– Modèle simple de dynamique de la biomasse*

Des modèles simples non-équilibrés de production tenant compte d'une erreur d'observation (Punt et Hilborn 1996) ont été ajustés avec le logiciel FISHLAB (L. Kell, CEFAS, UK) à une des données sur les prises totales d'albacore et quatre indices de CPUE: senneurs Espagne, France et Venezuela, palangre Etats-Unis (nord-ouest et golfe du Mexique combinés). Les indices des senneurs Espagne et France étaient ceux qui comprenaient un accroissement de 3% de la puissance de pêche depuis 1981. De plus, les deux indices ont été scindés en deux périodes: celle des débuts (1970-1984) et période récente (1985-1999), de façon à tenir compte de l'évolution de la flottille de senneurs entre ces deux périodes. Les indices des autres pêcheries n'ont pas été utilisés, soit qu'ils aient été rejetés par les participants, soit qu'ils aient été exprimés en nombre de poissons et ne soient donc pas adéquats pour un modèle de production. Bien que le modèle ait pu ajuster quelques-uns des indices (senneurs Espagne et Venezuela), il n'a pas pu ajuster certains autres, notamment l'indice français des débuts de la pêcherie et l'indice palangrier américain. On a également observé que les résultats étaient sensibles à la valeur initiale utilisée pour rechercher les paramètres. Les participants ont donc décidé de ne pas utiliser les résultats de ces modèles, tant que les problèmes ci-dessus n'auront pas été résolus par une recherche plus approfondie d'autres alternatives de scénarios données/modèle.

#### *– Modèle de production non-équilibré multi-flottille*

Le modèle multi-flottille non-équilibré de production qui postule les erreurs d'observation et de traitement qui a été présenté à la Session ICCAT sur les Méthodes d'évaluation (SCRS/00/37) a été ajusté aux données sur l'albacore en utilisant les statistiques de capture et d'effort de huit flottilles différentes (**Tableau 15**). Lorsque l'effort nominal n'était pas disponible (pour toutes les flottilles, en fait, excepté les senneurs FIS et Espagne), l'effort a été calculé d'après le ratio du taux standardisé de capture à la prise de chaque flottille. Les prises par flottille ont été utilisées pour l'ensemble de la période

historique (1955-99, **Tableau 16**), et l'effort par flottille a été utilisé lorsqu'il était disponible (**Tableau 12**).

Les méthodes exigent la définition de valeurs antérieures (**Tableau 17**) et de ratios de la variance (**Tableau 18**) pour certains paramètres du modèle. Ces valeurs antérieures ont été établies d'après les connaissances acquises en ajustant les modèles de production équilibrés. Les premiers passages du modèle suggèrent que la convergence dépend du degré d'information fournie sur  $r$  par la valeur antérieure, si bien que les passages suivants ont été exécutés avec une valeur antérieure de  $r$  comportant une faible variance.

Les passages du modèle étaient sensibles au choix du ratio de la variance. Toutefois, un cas de base a été retenu pendant la réunion. Il faudrait consacrer plus de temps à une recherche structurée de ces ratios, y compris en leur permettant de changer selon les flottilles, afin de s'assurer que l'ajustement choisi est le meilleur ajustement des données. Par ailleurs, il faudrait tender de faire une estimation bayésienne de la distribution postérieure des paramètres de gestion. Les participants n'ont pas été en mesure de quantifier pendant la réunion le degré d'incertitude d'un quelconque paramètre du modèle.

Le “cas de base” ( $m = 1.9$  et  $r = 0.8$ ) a été choisi en fixant une capacité de pêche constante, bien que d'autres ajustements aient suggéré qu'elle avait augmenté de 10% depuis les années 1970. Cette augmentation pourrait refléter l'expansion de la pêcherie vers d'autres zones/groupes d'âge de la population, et non un accroissement de la capacité globale de pêche du stock. Ci-après les points estimés des paramètres de cet ajustement du cas de base:

$F_{PME}$	0,379
$r$	0,801
K	818867
m	1,900
PME	152246
Y	152246
$B_{PME}$	401327
$B99/B_{PME}$	1,028
$F99/F_{PME}$	0,878

Dans l'ensemble, la mortalité par pêche a augmenté tout au long de l'histoire de la pêcherie, mais a légèrement baissé pendant les années 1990. Le niveau actuel de la biomasse dépasse encore  $B_{PME}$ , ce qui suggérerait que le stock n'est pas surexploité (**Figure 18**). L'effort de pêche actuel est juste en-dessous de  $F_{PME}$ , ce qui suggérerait qu'il n'y a pas surpêche, mais que le stock est près d'être pleinement exploité. Les prises actuelles sont proches du niveau de la PME, qui est de 152.000 t. La tendance estimée de la puissance relative de pêche (**Figure 19**) est cohérente avec les connaissances actuelles sur la tendance de pêche découlant de l'interprétation de l'évolution de la performance des flottilles. La puissance de pêche estimée des senneurs français s'est fortement accrue entre les années 1968 et 1982, ainsi que pendant les années 1990, ce qui reflète la tentative du modèle d'ajuster les importants changements de la CPUE de cette flottille, ces mêmes changements qui n'avaient pas pu être expliqués par de simples modèles de production non-équilibrés (qui supposent une capturabilité constante avec le temps). De même, la puissance de pêche des senneurs espagnols s'est accrue au milieu des années 1980, mais est demeurée stable par la suite. On a également estimé une hausse de la puissance de pêche chez les senneurs vénézuéliens et les palangriers américains, et une baisse chez les palangriers japonais.

Bien que la structure aléatoire (random walk) du modèle utilisé permet d'ajuster les tendances de la puissance de pêche qui aident à ajuster les estimations observées de la CPUE des différentes flottilles, les valeurs résiduelles montrent encore quelques tendances pour certaines flottilles, comme celle des palangriers japonais (**Figure 20**).

Dans l'ensemble, les résultats du modèle sont cohérents avec ceux d'autres modèles de production en ce qui concerne la valeur de la PME. Les estimations de l'état du stock sont, toutefois, plus optimistes, et suggèrent que le stock serait exploité aux alentours, ou légèrement en-dessous, de FPME. Ceci découle de la tentative du modèle d'expliquer la tendance de la CPUE en ajustant la puissance de pêche selon le modèle aléatoire (random walk). La tendance de la puissance de pêche des senneurs estimée par le modèle s'accorde partiellement avec les postulats formulés concernant la puissance de pêche par toutes les analyses antérieures du modèle de production. La puissance de pêche des senneurs français estimée s'est accrue de 3% par an pour toutes les années de 1970 à 1999, alors que celle de la flottille espagnole n'a augmenté à ce rythme que de 1981 à 1990. La baisse estimée de la puissance de pêche de la flottille espagnole pendant les années 1990 peut être interprétée comme étant due à un changement d'espèce-cible vers le listao. La baisse estimée de la puissance de pêche des senneurs vénézuéliens ces derniers temps peut être interprétée comme découlant de la vétusté et du manque de remplacement des bateaux.

L'effort de quelques flottilles (palangriers japonais et américains) a été calculé d'après des valeurs de CPUE standardisée qui avaient déjà été partiellement ajustées pour tenir compte de l'évolution de la puissance de pêche. Par conséquent, la tendance de la puissance de pêche estimée par le modèle de production multi-flottille doit être interprétée comme reflétant la tendance de facteurs de la puissance de pêche qui n'ont pas été considérés lors de la standardisation de la CPUE. Il faut rappeler, toutefois, que la tendance de la puissance de pêche estimée par le modèle peut attribuer de façon erronée à l'évolution de la flottille les causes des changements de la CPUE, alors qu'en fait la CPUE évolue peut-être en fonction de la dynamique des populations.

En guise de conclusion, vu l'importance des tendances de la puissance de pêche pour tous les modèles de production, il est impératif d'essayer d'en estimer les changements indépendamment des modèles de production. La confirmation de ces changements peut renforcer considérablement la capacité de distinguer l'état du stock actuel.

### 5.c Analyses VPA

Lors de l'évaluation de l'albacore de 1998, plusieurs types de modèles VPA ont été appliqués, chacun utilisant diverses options de modèles. Les analyses ont alors révélé que la magnitude des résultats était plutôt sensible au modèle utilisé, mais que les tendances relatives de la taille des stocks et des valeurs F restaient constantes entre les modèles. Vu le manque de temps, deux modèles seulement ont été employés dans cette évaluation: une version ADAPT (FADAPT 4.0) et une version XSA, toutes les deux intégrées dans le logiciel FISHLAB (L.T. Kell, CEFAS, U.K.). Si une gamme plus étendue de modèles était à nouveau appliquée aux données de cette année, on pourrait s'attendre à ce que les conclusions de 1998 soient répétées.

Les valeurs d'entrée sont comme suit:

*Prise par âge:* 0 à 5+ pour la période 1970-1999.

*M:*  $0.8 \text{ an}^{-1}$  pour les âges 0 et 1, et  $0.6 \text{ an}^{-1}$  pour les âges 2 et au-delà.

*Maturité:* En arrête vive à l'âge 3.

*Poids par âge:* Comme dans l'évaluation de 1998, d'après l'équation de Gascuel *et al.* (1992).

*Indices d'abondance* (voir le **Tableau 11**): (1) PS Espagne 1970-1984; (2) PS Espagne 1985-1999; (3) PS France 1970-1984; (4) PS France 1985-1999; (5) LL USA Atlantique nord-ouest 1982-1999; (6) LL USA golfe du Mexique 1985-1991; (7) LL USA-Mexique (observateurs) 1992-1999; (8) RR USA 1986-1999; (9) LL Japon 1975-1999; (10) LL Venezuela 1991-1999; (11) PS Venezuela 1987-1999.

*Sélectivités des indices* (ADAPT): D'après la prise partielle de la flottille. (Note: il n'a pas été possible de calculer la prise partielle précise pour (5), (6) et (7) pendant la réunion. Pour l'indice (5), on a utilisé prise partielle de l'ensemble de la pêcherie LL USA. Pour les indices (6) et (7), on a utilisé la prise partielle LL Mexique; les années pour lesquelles il manquait des échantillons ont été substituées par la moyenne 1985-1999).

Les efforts de modélisation XSA ont produit des résultats insuffisants probablement dus à l'emploi d'une gamme d'âges (excluant le groupe plus (0-4)) plus réduite que lors de l'évaluation antérieure (0-5). Les résultats XSA n'ont pas été examinés plus avant.

Dans les analyses ADAPT, les 11 indices ont reçu une pondération égale. Les paramètres "F terminal" estimés étaient les valeurs F de 1999 pour les âges 0 à 4; pour l'âge 5+ la valeur F était supposée être égale à F pour l'âge 4 de cette année. En outre, plusieurs F-ratios (le ratio de F<sub>5+ / F<sub>4</sub></sub>) ont été estimés comme il est expliqué plus bas.

Des essais préliminaires ont été réalisés en postulant un F-ratio fixe de 1,0 pour la série temporelle complète et en changeant les âges pour lesquels les valeurs de F terminal étaient estimées. Ces essais ont indiqué que le modèle ADAPT avait estimé au milieu des années 1980 des valeurs F beaucoup trop élevées pour le groupe plus. De nouveaux essais ont révélé que ces valeurs F étaient plutôt sensibles aux choix effectués pour fixer ou estimer les F-ratios. Les options suivantes ont été examinées: (a) fixer à 1,0 tous les F-ratios, sauf la valeur de 1984 qui a été estimée (l'année 1984 s'est singularisée en raison d'une importante anomalie qui s'est déclarée dans la profondeur de la thermocline); (b) estimer un F-ratio unique pour 1970-1999 et un autre pour 1984; (c) estimer 5 F-ratios équitablement répartis dans la période temporelle, c.-à-d. qui s'appliquent à 1970-1975, 1976-1981, 1982-1987, etc. Les trois options ont abouti à des résultats similaires du point de vue qualitatif, mais ils ont présenté des différences dans la magnitude des estimations du nombre de poissons réalisées au début de la série, comme les traitements si différents du groupe plus peuvent le laisser supposer. L'option (c) exposée ci-dessus a été retenue car elle est représentative de ces essais, et elle est présentée ci-après en tant que "*modèle C*". Les valeurs résiduelles pour toutes les valeurs d'indice utilisées dans le *modèle C* sont indiquées à la **Figure 21(a)**. Celles-ci font apparaître des schémas indésirables, mais il n'y a pas de point dispersé apparent.

Les essais préliminaires ont également illustré une autre caractéristique commune à ces types d'analyses, à savoir que les tailles du stock (et les valeurs F) pour les juvéniles proches de l'année terminale font l'objet d'une estimation très insuffisante. Des changements apparemment infimes intervenus dans les choix du modèle (par ex. où les valeurs de F terminal étaient estimées) ont entraîné d'importantes fluctuations dans les estimations de la classe d'âge de 1999, qui ont souvent plus que doublé ou diminué de moitié par rapport à la classe d'âge de 1998. Le Groupe a décidé de suivre la procédure déjà appliquée par le SCRS aux évaluations type VPA d'autres espèces, laquelle remplace les estimations du recrutement le plus récent par la moyenne des recrutements précédents. La procédure a consisté à remplacer les valeurs du recrutement de 1997-1999 par des estimations du recrutement moyen de 1987-1996; les valeurs de F et les tailles du stock en découlant dans chacune des trois dernières cohortes ont ensuite fait l'objet d'un nouveau calcul fondé sur les prises observées.

Les estimations des tailles des stocks et du taux de mortalité par pêche obtenues à partir du passage du *modèle C* ADAPT sont indiquées à la **Figure 22**. Ces résultats suggèrent que la mortalité par pêche de l'albacore adulte (âges 4 et plus) a récemment décliné, tandis que celle de l'albacore juvénile s'accélère rapidement, surtout pour les poissons d'âge 1. La tendance estimée de la biomasse du stock reproducteur (SSB) pour le *modèle C* est illustrée à la **Figure 23**.

Le Groupe s'est montré préoccupé par le fait que les résultats du *modèle C* différaient au niveau du schéma des résultats de la dernière évaluation, ce qui était probablement dû à la gamme très étroite des options de modélisation examinées. Le Groupe a notamment souligné que: (i) les estimations de

recrutement ne doivent pas afficher une tendance à la hausse (désignée comme le “syndrome ADAPT”) au début des séries temporelles; (ii) la mortalité par pêche du poisson plus âgé aurait dû indiquer une tendance à la baisse au milieu des années 1980, à la suite du changement de ciblage au dépens du thon obèse; et (iii) la mortalité par pêche du poisson plus âgé (4-5+) ne devrait pas diminuer ces dernières années.

En raison des inquiétudes susmentionnées et pour ne pas laisser entendre dans le rapport que les résultats du *modèle C* étaient solides et même réalistes, différentes options de modélisation ont été tentées, lesquelles ont en effet modifié la perception des tendances. Une des analyses est présentée ci-dessous comme *modèle D*. Les données d’entrée du *modèle D* sont comme dans le *modèle C*. Les paramètres estimés dans le *modèle D* étaient les valeurs de F 1999 pour l’âge 4, et F-ratio unique pour 1970-1998. Le schéma de recrutement partiel postulé relatif à l’âge 4 pour 1999 était respectivement [0,1 0,3, 0,2, 0,4, 1,0, 0,14] pour les âges 0 à 5+.

Les schémas des valeurs résiduelles pour le *modèle D* sont indiqués à la **Figure 21(b)**. Les estimations sur la taille des stocks et la mortalité par pêche du *modèle D* sont regroupées avec celles du *modèle C* à la Figure 22, et les estimations de la biomasse du stock reproducteur sont illustrées à la **Figure 23**. Ces résultats démontrent que différentes options de modélisation peuvent effectivement modifier la perception des tendances, notamment en ce qui concerne les inquiétudes (i à iii ci-dessus) exprimées par le Groupe. Il convient de noter qu’avec le *modèle D*, le “syndrome ADAPT” disparaît (bien qu’il s’agisse aussi d’un résultat généré par ADAPT), la mortalité par pêche du poisson plus âgé accuse une baisse au milieu des années 1980, et la mortalité par pêche du poisson plus âgé ne diminue pas ces dernières années.

En guise de conclusion, les analyses VPA menées durant la réunion avaient pour but de fournir un diagnostic auxiliaire, sachant qu’il avait été décidé plus tôt que le principal avis formulé à la Commission se concentrerait sur la production d’efforts de modélisation. Les résultats présentés ici pour les modèles *C* et *D* montrent clairement qu’il est possible d’obtenir différents résultats en fonction des options sélectionnées pour l’évaluation structurée par âge. En raison du peu de temps disponible, il n’a pas été possible de réaliser une analyse VPA que le Groupe aurait jugée non biaisée et solide.

#### **5.d Analyses de production par recrue et de biomasse reproductrice par recrue**

Quatre scénarios ont été définis aux fins de l’analyse de la production par recrue (YPR) et de la biomasse de reproduction par recrue (SPR). Le premier scénario s’est fondé sur les récents schémas de pêche moyenne (recrutements partiels) calculés à partir de la moyenne géométrique de la mortalité par pêche entre 1997 et 1999 au moyen du modèle C ADAPT VPA (**Tableau 19, Figure 24a**). Le second scénario a utilisé le vecteur de recrutement partiel (PR) pour 1999 estimé sur la base du modèle C ADAPT VPA (**Tableau 19, Figure 24b**). Le troisième scénario a fixé le recrutement partiel à zéro pour l’âge 0 et à moitié pour l’âge 1 afin de se rapprocher le plus possible de la situation qui se produirait si la réglementation en matière de taille minimum recommandée était parfaitement observée (3,2 kg, **Tableau 19, Figure 24c**). Le quatrième scénario utilisé dans l’analyse portait sur la moyenne géométrique du schéma de recrutement partiel entre 1997 et 1999 basée sur le modèle D ADAPT; soit un modèle comptant sur davantage de postulats que le modèle C, mais dont la structure est semblable aux évaluations structurées par âge menées par le SCRS98 (**Tableau 19, Figure 24d**). L’âge de maturité a été défini en arrête vive à l’âge 3. Les poids relevés au début du premier trimestre ont été utilisés pour définir les poids à l’âge dans le stock reproducteur, tandis que ceux relevés au début du troisième trimestre ont servi à définir les poids à l’âge dans la prise (**Tableau 19**). Afin d’éviter tout biais dans les estimations des valeurs par recrue, les calculs ont été effectués jusqu’à l’âge 10, selon la pratique du SCRS98.

Les résultats de la production par recrue et de la biomasse de reproduction par recrue figurent au **Tableau 20** et aux **Figures 24a-24d**. Les estimations récentes (1997-1999) et actuelles (1999) de la mortalité par pêche obtenues des analyses du modèle C ADAPT dépassent chacune  $F_{0,1}$  et  $F_{\max}$ . En revanche, le schéma de recrutement partiel résultant du modèle D indique que le  $F$  récent dépasse  $F_{0,1}$ , mais est inférieur à  $F_{\max}$ , résultat similaire au SCRS98. Le **Tableau 20** et la **Figure 24c** indiquent que si la capture de poisson d'âge 0 pouvait être complètement enrayée, et si le recrutement partiel du poisson d'âge 1 pouvait être réduit de moitié, la production par recrue de  $F$  actuel (1997-1999) pourrait augmenter d'environ 40% dans le schéma de recrutement partiel du modèle C. Cette comparaison met l'accent sur le fait que la production par recrue (et donc la production totale) peut être considérablement renforcée, même si le taux d'exploitation ne diminue pas globalement.

Les **Figures 24a** et **24c** indiquent que le meilleur moyen d'accroître la production à long terme est d'augmenter la taille minimum effective (à savoir qu'une légère diminution du taux actuel de mortalité par pêche n'entraînera pas une hausse importante de la production par recrue); toutefois, le taux actuel de mortalité par pêche doit globalement diminuer si l'on veut obtenir une progression appréciable de la biomasse de reproduction par recrue (et, en dernier ressort, de la taille du stock reproducteur).

$F_{0,1}$  et  $F_{\max}$  ont tous deux été utilisés comme indices approchants pour  $F_{\text{PME}}$  dans l'évaluation de l'état du stock d'autres espèces, bien que  $F_{\max}$  a souvent tendance à surestimer  $F_{\text{PME}}$ , tandis que  $F_{0,1}$  peut être une surestimation ou une sous-estimation, en fonction des caractéristiques du cycle vital du stock en question. Par conséquent, des estimations d'équilibre approximatives de la PME et de  $B_{\text{PME}}$  peuvent être obtenues en multipliant le recrutement moyen par les estimations de la production par recrue et de la biomasse de reproduction par recrue, respectivement soit pour  $F_{0,1}$  ou pour  $F_{\max}$ . En postulant un recrutement de 64,7 millions de poissons, la moyenne récente du modèle C ADAPT affiche une estimation de PME correspondant à  $F_{0,1}$  et  $F_{\max}$  de 128.000 t et 134.000 t pour le schéma de recrutement partiel du modèle C ADAPT entre 1997 et 1999. Pour le modèle D ADAPT, la moyenne géométrique du schéma de sélectivité postule un niveau de recrutement de 77,8 millions de poissons (moyenne récemment estimée avec le modèle D), les estimations de la PME correspondant à  $F_{0,1}$  et  $F_{\max}$  respectivement de 142.000 t et 149.000 t. Les estimations correspondantes de  $B_{\text{PME}}$  de 348.000 t et de 239.000 t pour le modèle C ADAPT prévoient une pêche de la biomasse reproductrice équilibrée de  $F_{0,1}$  et  $F_{\max}$  et celles de 352.000 t et de 228.000 t pour le modèle D ADAPT prévoient une pêche de la biomasse reproductrice équilibrée de  $F_{0,1}$  et  $F_{\max}$ .

La biomasse de reproduction par recrue (SPR) à long terme susceptible d'être obtenue en maintenant indéfiniment le taux de mortalité par pêche et les schémas de pêche récents a été estimée à environ 18% de la SPR sur la base des résultats du modèle C ADAPT, et à environ 25% sur la base des résultats du modèle D ADAPT. Si les résultats du modèle C ADAPT sont retenus, il semblerait donc que la mortalité par pêche se situe en-dessous du seuil de surpêche du recrutement de 20% communément utilisé, tandis que les résultats du modèle D se trouvent légèrement au-dessus de ce seuil. Les grands pélagiques au taux de fécondité élevé, tels que les thonidés, résistent peut-être davantage à la pêche que d'autres espèces; néanmoins, on ne sait pas à partir de quel niveau le recrutement fait l'objet d'une surpêche.

## 6 Projections

Aucune projection n'a été réalisée, si ce n'est celles inhérentes aux analyses de production par recrue en conditions d'équilibre.

## **7 Effet des réglementations actuelles**

En 1973, la Commission a adopté une réglementation en vertu de laquelle la taille minimum de capture pour l’albacore était de 3,2 kg, avec une marge de tolérance de 15% dans le nombre de poissons par débarquement. Or, il semblerait que cette réglementation n’a pas été respectée, étant donné que la proportion des débarquements d’albacore de moins de 3,2 kg est nettement supérieure à 15% par an, du moins en ce qui concerne la pêche des senneurs et des canneurs (**Tableau 21**). En se fondant sur les données récemment révisées sur la composition spécifique de la capture et la prise par taille et obtenues à partir des analyses améliorées des données du sennage européen et d’autres révisions des bases de données, il apparaît désormais que les prises globales réalisées par les senneurs entre 1993 et 1998 ont été constituées à 53,1% d’albacore sous-taille. À la même époque, les canneurs ont débarqué 75,2% de poisson sous-taille. En 1999, la proportion calculée d’albacore sous-taille était de 70,9% pour les senneurs et de 80,7% pour les canneurs. Le pourcentage global d’albacore sous-taille tous engins confondus a été évalué respectivement à 54,5% en 1998 et à 69,9% en 1999. Les problèmes éventuels d’échantillonnage de taille ont peut-être influencé ces chiffres. Il n’en reste pas moins que le pourcentage global dépasse de beaucoup la marge de tolérance établie à 15%. La grande majorité de l’albacore sous-taille est capturée dans les eaux de l’Atlantique est, les tailles intermédiaires prédominant dans l’Atlantique ouest.

Les difficultés pratiques que rencontre la mise en oeuvre de cette réglementation sont probablement à l’origine de cette situation. En effet, l’albacore de cette taille ne constitue pratiquement jamais un banc à lui tout seul; il se mélange aux albacores de plus grande taille, ainsi qu’à d’autres thonidés (listao et thon obèse) de taille similaire. Il est pêché tout au long de l’année, plus ou moins intensément. En outre, le bien-fondé de cette taille minimum n’a jamais été pleinement évalué. Le Groupe recommande donc d’analyser plus avant les avantages et les inconvénients que présente la taille minimum de 3,2 kg.

En 1993, la Commission a recommandé qu’il ne fallait pas que le niveau de l’effort de pêche effectif exercé sur l’albacore atlantique dépasse celui observé en 1992. Bien qu’il ne fasse aucun doute que la capacité de transport totale a quelque peu diminué ces dernières années, du moins pour les flottes de surface opérant dans l’Atlantique est (de 55.700 t en 1992 à 42.900 t en 1997), la direction et la mesure des changements de l’effort de pêche effectif sont fonction des modifications intervenues dans la technologie des engins et les stratégies de pêche, lesquelles sont supposées avoir accru l’efficacité. Si l’on retient le postulat d’une augmentation annuelle de 3% de la puissance de pêche, l’effort effectif total demeure relativement stable depuis 1990.

## **8 Recommandations**

### ***8.a Introduction***

Comme suite aux recommandations formulées par le SCRS ces dernières années, et notamment en 1997, une journée de travail a été tenue en mai 1998 en vue d’examiner les bases de données relatives au sennage pratiqué dans l’Atlantique est tropical. À cette occasion, de nombreuses recommandations ont été formulées en matière de statistiques et de recherche, dont certaines sont rappelées dans le présent document, en fonction de leur caractère pertinent. Celles-ci ne figurent pas nécessairement par ordre de priorité.

### ***8.b Statistiques***

(i) Le Groupe se félicite des efforts déployés par le Secrétariat cette année pour s’assurer de l’arrivée ponctuelle des jeux de données nécessaires sur les prises par an, zone et engin, et sur la prise globale par taille. Toutefois, la présentation tardive des données de prise et de taille, principalement en raison de la date

avancée de la session d'évaluation de l'albacore, a alourdi la charge de travail du Secrétariat et des scientifiques participant à la réunion. Le Groupe réitère par conséquent sa recommandation, à savoir que les scientifiques doivent informer le Secrétariat le plus tôt possible du type de données et du traitement requis par les groupes d'espèces. Sur la base de ces demandes, le Secrétariat sera alors en mesure de fournir au Groupe des statistiques de fréquence de taille et de prise par âge, adéquatement extrapolées par engin. Il convient de maintenir une base de données permanente qui contiendrait l'ensemble des données utilisées pendant les évaluations du Groupe. Celle-ci simplifierait le travail d'évaluation et garantirait que les bases de données d'évaluations antérieures soient toujours validées et disponibles. Le Groupe se félicite des efforts déployés par la Commission pour recruter un biostatisticien. Il souligne combien il est important que le Secrétariat dispose d'une équipe de statisticiens adéquate pour mener à bien ces tâches. En outre, à l'heure de planifier de nouvelles sessions d'évaluation des stocks, il sera bon de tenir compte du retard systématique avec lequel les données actuelles de capture et de taille parviennent des divers pays. Chaque pays se doit de soumettre ses données en temps utile et dans les formats appropriés.

(ii) La couverture par des observateurs du bateau et des activités de pêche doit être maintenue et menée à un niveau et à une fréquence permettant de fournir des données statistiquement valides sur les opérations de pêche (où le niveau et la fréquence sont fonction des objectifs).

(iii) Comme cela a été mentionné à la section 3a, les échantillons de taille des canneurs et des senneurs ghanéens ont suscité d'assez grandes inquiétudes. De plus, ces dernières années, les données de prise par taille des canneurs ghanéens semblent indiquer des modes identiques pour les quatre trimestres. Sachant que parmi les activités du programme BETYP figure l'amélioration des statistiques, mention spéciale étant faite au Ghana, le Groupe recommande que les données de marquage opportuniste recueillies pendant le BETYP soient utilisées pour vérifier et augmenter le volume d'échantillons de taille disponibles pour le Ghana, de pair avec un échantillonnage au port indépendamment du marquage.

(iv) Le Groupe recommande la mise en place d'un groupe de travail chargé d'examiner entre sessions la composition spécifique des prises vénézuéliennes.

(v) Des inquiétudes ont été exprimées quant au niveau éventuel des rejets qui ne sont pas déclarés. Le Groupe recommande que les rejets soient déclarés dans la mesure du possible, ou que des données soient recueillies de façon à permettre l'estimation des rejets (par exemple, à travers des programmes systématiques d'observation).

(vi) Une série d'effort nominal doit être calculée pour chaque pêcherie et transmise au Secrétariat afin d'être disponible pour les analyses inter-sessions et les évaluations futures.

### **8.c Recherche**

(i) En règle générale, il n'est guère pratique de calculer des indices d'abondance standardisés lors des sessions d'évaluation, notamment s'il s'agit de bases de données complexes et volumineuses qui n'ont pas fait l'objet d'un contrôle exhaustif pour déceler des erreurs ou des incohérences. Il est donc vivement recommandé de préparer la documentation avant les sessions d'évaluation en ce qui concerne tous les indices d'abondance qui seront utilisés lors de l'évaluation. Cette documentation doit être élaborée par les scientifiques qui connaissent le mieux les données, et elle doit présenter suffisamment de détails et d'information de diagnostic pour pouvoir être plus tard examinée par le groupe d'espèces sur les Thonidés tropicaux.

(ii) Des indices d'abondance doivent être mis au point pour les principales pêcheries qui exploitent les thonidés tropicaux, mais le Groupe continue d'accorder la plus grande priorité à l'élaboration d'indices

applicables aux classes d'âge les plus jeunes, dont une proportion élevée est capturée à la senne et par des canneurs. Les évaluations antérieures ont été dépourvues de ces indices qui sont fort utiles.

(iii) En 1994, le SCRS a maintenu et a insisté sur la recommandation du Groupe de travail sur l'Albacore portant sur la nécessité de mettre en oeuvre des programmes de marquage des juvéniles dans l'Atlantique est, visant à tester l'hypothèse pratique élaborée par le Groupe sur la structure du stock d'albacore, et à quantifier les taux d'échange. Les programmes de marquage sont d'une importance capitale pour déterminer la migration est-ouest de l'albacore pré-adulte ainsi que la relation des zones de pêche vénézuélienne et brésilienne dans ce schéma migratoire. Lors de la journée de travail inter-sessions sur les indices d'abondance tenue en mai 1998, les participants ont réitéré l'importance des études de marquage pour obtenir des informations sur la taille des stocks et la mortalité par pêche. Les études de marquage pourraient, en outre, servir à examiner le taux de concentration du poisson autour d'objets flottants, ou bien à estimer la mortalité naturelle au moyen de la méthodologie, telle que décrite par Hampton (2000). Bien que le Groupe ait fait observer que cette recommandation avait un caractère plus prioritaire pour le thon obèse que pour l'albacore, sachant que la mortalité par pêche de cette espèce a augmenté ces dernières années, le programme de marquage proposé pour le thon obèse prend néanmoins cette recommandation en considération et anticipe le marquage d'albacores juvéniles dans l'Atlantique est durant le marquage du thon obèse, vu que les deux espèces sont fréquemment associées en bancs mixtes. Bien que coûteux, les programmes de marquage bénéficient d'une grande priorité en raison de la qualité et de la fiabilité des résultats qu'ils produisent, à condition qu'ils aient été conçus sur une base statistique saine et que leurs objectifs soient clairement définis.

(iv) Les caractéristiques changeantes du sennage rendent difficile la mise au point d'indices d'abondance et le calcul des niveaux de l'effort effectif, qui sont tous deux d'une importance capitale pour l'évaluation des stocks. Il est donc impératif d'élaborer de nouvelles méthodes destinées à estimer l'augmentation de la puissance de pêche des principales flottilles visant l'albacore. Il convient de recueillir des données plus complètes sur les caractéristiques des bateaux et des engins, le temps de recherche, de manipulation, la durée des opérations de pêche, le recours aux objets flottants, et les rejets, au moyen des livres de bord, des programmes d'observation ou des enquêtes sur les docks à la fin de chaque sortie. Le Groupe recommande, en outre, d'étudier la possibilité d'employer un dispositif d'enregistrement automatique des données pour surveiller les positions, les heures et la durée des opérations au cours d'une campagne de pêche.

(v) Les études actuelles doivent être amplifiées de façon à évaluer la contribution des zones de frai dans l'Atlantique ouest au stock d'albacore de tout l'Atlantique.

(vi) Il convient d'obtenir davantage d'information sur le type d'opérations de pêche des senneurs tropicaux français et espagnols pour la période antérieure à 1991. Il serait également utile d'identifier les bateaux dotés de données de grande qualité en vue d'analyser dans le détail des facteurs tels que l'amélioration de l'équipement dans le temps et les types d'opérations de pêche effectuées avant 1991. Ces études sont déjà en route dans le cadre de programme spécifiques financés par la CE.

(vii) Il convient d'explorer des méthodes géo-statistiques et autres, telles que des modèles d'évaluation dans l'espace, capables d'appréhender des schémas spatiaux et temporels.

(viii) Il est nécessaire d'étudier le comportement et la biologie (migration, mortalité, etc.) du poisson associé aux DCP. À cette fin, des navires de recherche pourraient étudier le marquage conventionnel, les marques soniques, et les études acoustiques. Le Groupe a fait remarquer que cette recommandation est d'une plus grande priorité pour le listao et le thon obèse que pour l'albacore.

(ix) Le dimorphisme sexuel de la croissance peut s'avérer considérablement problématique au niveau de l'application de l'équation de croissance actuelle (non spécifique aux sexe) au découpage des âges.

Il convient d'utiliser les données nouvelles et/ou existantes pour calculer des équations de croissance spécifique à utiliser dans de futurs calculs de prise par âge. En outre, il faut recueillir dans la mesure du possible des informations sur les sex-ratios par taille, engin et zone.

(x) De nombreuses difficultés rencontrées dans l'application de modèles structurés par âge à l'albacore (et à d'autres thonidés) pourraient être surmontées à l'aide de "modèles statistiques" (par ex. SCRS/00/87). Le Groupe recommande de démarrer la mise au point de ces modèles en 2001. Comme les types de données et l'effort requis pour l'élaboration supposent un travail considérable, il est recommandé que ces travaux se déroulent entre les sessions et soient coordonnés par le Secrétariat.

(xi) Les indices d'abondance doivent être calculés chaque trimestre et être disponibles pour le moratoire.

#### **8.d Gestion**

Les estimations des prises d'albacore se sont élevées en moyenne à 145.000 t au cours des trois dernières années. Cette estimation s'inscrit dans la gamme de la PME d'après les modèles de production équilibrée, et se situe légèrement en dessous de l'estimation de la PME calculée à partir d'analyses de modèles de production non-équilibrée. Toutefois, en fonction du postulat sur les taux annuels d'efficacité accrue, les niveaux récents de l'effort de pêche et de la mortalité par pêche risquent de se situer quelque peu au-dessus ou au-dessous des niveaux associés aux prises en conditions d'équilibre de la PME. D'autres sources d'inquiétude, détaillées dans le présent rapport, risquent d'affecter les estimations. Le Comité réitère donc son soutien à la recommandation de la Commission de 1993, selon laquelle il ne faut pas que le niveau de l'effort de pêche effectif exercé sur l'albacore atlantique dépasse celui observé en 1992. Le point actuellement estimé par le Comité de l'effort de pêche effectif se situe en-dessous de l'estimation de 1992.

Le Comité ne cesse de recommander que des mesures efficaces soient recherchées en vue de réduire la mortalité par pêche des albacores juvéniles, en se fondant sur les résultats des analyses de production par recrue. Même si ces données ne suffisent pas à évaluer globalement les effets du moratoire volontaire sur la pêche sous objets flottants (ainsi que d'autres mesures destinées à réduire les prises de poissons juvéniles) lancé à la fin de 1997, cette initiative promet néanmoins de contribuer généralement à réduire la mortalité par pêche des albacores juvéniles. Le Comité recommande que ce programme soit poursuivi du moins jusqu'à ce que l'on puisse apprécier son efficacité. Il souligne que toutes les flottilles pêchant sous objets flottants doivent participer à ce programme si l'on veut garantir son efficacité.

---

**TABLEAU RÉCAPITULATIF: ALBACORE (production en milliers de t)**

---

	<i>Résultats du SCRS 2000</i>
Production maximale équilibrée (PME) <sup>1</sup>	146,6-152,2
Production actuelle (1999)	140,0
Production de remplacement actuelle (1999)	est peut-être proche de la production actuelle
Biomasse relative ( $B_{1999}/B_{PME}$ ) <sup>1</sup>	103%
Mortalité par pêche relative ( $F_{1999}/F_{PME}$ ) <sup>1</sup>	88-116%
Mesures de gestion en vigueur	<b>-Taille minimale 3,2 kg</b> <b>-Effort effectif ne devant pas dépasser le niveau de 1992</b>

---

<sup>1</sup> Résultat du modèle de production non-équilibré

## 9 Documentation citée

- Bakun, A., 1996. Patterns in the ocean. Ocean processes and marine population dynamics. California Sea Grant/CIB.
- Bard, F.X., 1994. Structure du stock de l'albacore (*Thunnus albacares*) atlantique d'après les marquages comparés aux lieux de ponte. *Rec. Doc. Scient. ICCAT.* Vol. XLII, pp 204-208.
- Blackburn, M., 1965. Oceanography and the ecology of tunas. *Oceanogr. Mar. Biol.*, 3: 299-322.
- Capisano, C., A. Fonteneau, 1991. Analyse des fréquences de longueur, du sex-ratio et des zones de reproduction de l'albacore (*Thunnus albacares*) de l'Atlantique. *Rec. Doc. Scient. ICCAT.* Vol. XXXVI, pp 241-279.
- Caverivière, A., F. Conand, E. Suisse de Sainte-Claire, 1976. Distribution et abondance des larves de thonidés dans l'Atlantique tropical oriental. Etude des données de 1963 à 1974. *Doc. Sci. Cent. Rech. Océanogr.* Abidjan. ORSTOM, 7(2), 49-70.
- Cayre P., F.X. Bard, T. Diouf, 1988 Les migrations des thonidés de l'Atlantique. In: *Ressources, pêche et biologie des thonidés tropicaux de l'Atlantique*. Edited by A. Fonteneau and J. Marcille. FAO Tech. Doc. 292:111-156.
- Cayré, P., 1990. Les migrations: Un comportement déclenché par l'environnement. *Rec. Doc. Scient. ICCAT.* Vol. XXXII, pp 158-168
- Cury, P., 1994. Obstinate nature: an ecology of individuals. Thoughts on reproductive behaviour and biodiversity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 1664-1673.
- Fonteneau, A., 1991. La surexploitation du stock d'albacore en 1984: Mythe ou réalité? *Rec. Doc. Scient. ICCAT.* Vol. XXXVI, pp 348-379.
- Fonteneau, A., 1994. Structure de la population d'albacore de l'Atlantique: Quelques considérations sur les migrations et la modélisation. *Rec. Doc. Scient. ICCAT.* Vol. XLII, pp 215-218.
- Fonteneau, A., 1996. Introduction aux problèmes des relations thons-environnement dans l'Atlantique. In: Comptes rendus du Symposium Thon ICCAT, Açores, juin 1996. Ed. J. Beckett, *Rec. Doc. Scient. ICCAT.* Vol. L. pp.275-318.
- Fonteneau, A., 1997. Atlas of Tropical Tuna Fisheries. World Catches and Environment. ORSTOM, Paris, 192 pp.
- Fonteneau, A., 1999. Note sur les temps de recherche journaliers maximum des senneurs intertropicaux *Rec. Doc. Scient. ICCAT.* Vol.XLIX (3) pp. 292-294
- Fonteneau, A., J. Marcille, 1988. Ressources, pêche et biologie des thonidés tropicaux de l'Atlantique Centre-Est. FAO document technique sur les pêches. Edited by Fonteneau A. et J. Marcille. FAO Tech. Doc. 292.
- Foucher, E., 1994. Dynamique saisonnière et spatiale de la ressource dans les pêcheries thonières de l'Atlantique tropical est. Ph.D. thesis, ENSA-Rennes, ORSTOM éd., TDM 131.

Gaertner, D., J. Ariz, V. Nordstrom, 1999 Remarques sur le calcul de l'effort de pêche des thoniers senneurs: temps de recherche, temps de pêche diurne effectif et proportion de temps prise par les calées nocturnes. *Rec. Doc. Scient. ICCAT*. Vol.Vol.XLIX (3) pp.432-436

Garcia, S.O., S. Cota, 1996a. Relative yellowfin tuna abundance distribution and its relationship to environmental features as observed from satellites. Proceedings of the 47th Tuna Conference. May 20-23 1996. Lake Arrowhead, California.

Garcia, S.O., S. Cota, 1996b. Distribución de la abundancia de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) y su relación con la concentración de pigmentos fotosintéticos medidos por satélite en aguas al sur de México Investigaciones Geográficas, Boletín, num. Especial 4: 85-93.

Gascuel, D., A. Fonteneau, C. Capisano, 1992. Modélisation d'une croissance en deux stances chez l'albacore (*Thunnus albacares*) de l'Atlantique est. *Aquatic Living Resources* 5 (3): 155-172.

Gascuel D., A. Fonteneau, 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. *Aquat. Living Resour.*, 1993, 6, 15-30.

Hampton, J., 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57:1002-1010.

Holland, K.N., R.W. Brill, R.K. Chang, J. Sibert, D. Fournier, 1992. Physiological and behavioural thermoregulation in bigeye tuna (*Thunnus obesus*). *Nature*, 358: 410-411.

Lehodey, P., M. Bertignac, J. Hampton, A. Lewis, J. Picaut, 1997. El Niño Southern Oscillation and tuna in the western Pacific. *Nature* Vol. 389, n° 6652, pp. 715-718.

Lehodey, P., J.M. André, M. Bertignac, J. Hampton, A. Stoens, C. Menkes, L. Memery, N. Grima, 1998. Predicting skipjack tuna forage distributions in the equatorial Pacific using a coupled dynamical bio-geochemical model. *Fish. Oceanogr.*, 7:3/4, 326-334.

Lo, N.C., L. Jacoson, J.L. Squires, 1992. Indices of relative abundance from fish spotter data based on delta-lognormal models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49:2515-2525.

Marsac, F., 1992 Etude des relations entre l'hydroclimat et la pêche thonière hauturière tropicale dans l'Océan Indien. Ph.D. thesis. Université de Bretagne Occidentale. France.

Maury; O., 1998 Modélisation spatiale en halieutique. Approche par simulateur sous SIG. Application à la modélisation hiérarchique de la population de thons albacore (*Thunnus albacares*) de l'Atlantique tropical. Ph.D. thesis. ENSA, Rennes, France.

Maury, O., D. Gascuel, A. Fonteneau, A.L. De Rosa. (a) Hierarchical interpretation of non-linear relationships linking yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) to the environment in the Atlantic Ocean. *Can. J. Fish. Aquat. Sci. Sous presse*.

Maury, O., D. Gascuel, A. Fonteneau. (b), Spatial modeling of Atlantic yellowfin tuna population dynamics. A Habitat-based advection-diffusion reaction approach with application to the local overfishing study. In: Spatial phenomena in population dynamics and fishery management. Alaska Sea Grant Program, Anchorage, 1999. *Sous presse*.

Mendelssohn, R., C. Roy, 1986. Environmental influences on the French, Ivory-Coast, Senegalese and Moroccan tuna catches in the Gulf of Guinea. In :Comptes rendus de la Conférence ICCAT sur le programme d'Année internationale du Listao. Ed. P.K. Symons, P.M. Miyake, G.T. Sakagawa. pp.170-188.

Mendelssohn, R., 1991.

Pauly, D, J. Moreau, 1997. Méthodes pour l'évaluation des ressources halieutiques. Cépadués Editions. Coll. Polytech. France.

Punt, A.E., R. Hillborn, 1996. Biomass dynamic models (BIODYN). User's manual. Fao Computerized Information Series, Fisheries, Rome (FAO Comput. Inf. Ser. (Fish.), 1996, n° 10, 62 pp.

Roger, C., 1990. Thons et biomasse: Recherche d'un indice de richesse potentielle des zones océaniques. In: Actes de la Conférence thonière régionale. Antananarivo, Madagascar, 9-12 mai 1990. Ed. J.Y. Le Gall, X. de Reviers, C. Roger. pp.75-78.

Sharp, G.D., A.E. Dizon, 1978. The physiological ecology of tunas. Sharp and Dizon (eds.). Academic Press, New York.

Stretta, J.M., 1988. Ressources, pêche et biologie des thonidés tropicaux de l'Atlantique centre-est. Fao Fish. Tech. Papers, n° 292, pp. 269-316.

Sund, P.N., M. Blackburn, F. Williams, 1981. Tunas and their environment in the Pacific Ocean: A review. *Oceanogr. Mar. Biol.* 19: 443-512.

**INFORME DEL SCRS ICCAT DE LA SESIÓN DE EVALUACIÓN  
DE STOCK DE RABIL ATLÁNTICO**  
*(Cumaná, Venezuela, 10 a 15 de julio de 2000)*

## 1 Introducción

### 1.a Apertura de la reunión

La Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (ICCAT) y su Comité Permanente de Investigaciones y Estadísticas (SCRS) instruyeron al SCRS en el sentido de que celebrase una reunión intersesiones para tratar sobre la evaluación de stock de rabil atlántico durante el año 2000. En respuesta a una invitación del Gobierno de Venezuela, la reunión se celebró en Cumaná, Venezuela, los días 10 a 15 de julio, y fue acogida por el Instituto Oceanográfico de la Universidad de Oriente.

En la sesión de apertura, el Dr. Ricardo Molinet, Director General del Servicio Autónomo de los Recursos Pesqueros y Acuícolas (SARPA), dio la bienvenida a los participantes en nombre del Ministro de Industria y Comercio del Gobierno de Venezuela. El Dr. Molinet explicó que en todos los foros internacionales, Venezuela había mantenido su postura de operar pesquerías responsables, y que por esta razón, la participación científica y el control y sistemas de seguimiento han sido un tema prioritario. En consecuencia, el Dr. Molinet indicó la importancia que para Venezuela tienen las recomendaciones de ICCAT con respecto a la ordenación de las pesquerías de túnidos y la necesidad de mejorar las evaluaciones científicas de los stocks de rabil. Aseguró el compromiso y buena voluntad de la Administración de pesquerías de Venezuela de apoyar las tareas del Grupo de trabajo para evaluar este importante stock, lo que será muy beneficioso para las tareas de la Comisión.

Asimismo, el Dr. Jeremy Mendoza, Director del Instituto Oceanográfico, dio la bienvenida a los participantes y amablemente ofreció al Grupo los equipos y la colaboración del personal del Instituto.

El Dr. Joseph Powers (en nombre del SCRS) y el Dr. Víctor Restrepo (en nombre de la Secretaría de ICCAT) agradecieron al Gobierno de Venezuela y al Instituto Oceanográfico, anfitrión de la reunión, su apoyo a la reunión.

### 1.b Adopción de la agenda

La reunión fue coordinada por la Relatora de Túidos Tropicales, la Dra. P. Pallarés (España) y presidida por el Relator de Rabil, el Dr. Craig Brown (EE.UU.). Participaron en la reunión científicos de seis delegaciones miembros. La Lista de Participantes se adjunta en **Apéndice 2**. El Grupo examinó el Orden del día provisional y lo adoptó con algunas modificaciones. Este Orden del día modificado se adjunta en **Apéndice 1**, y la Lista de Documentos en **Apéndice 3**. Se designaron los siguientes relatores:

Descripción de las pesquerías, capturas y esfuerzo	Alicia Delgado de Molina y Javier Ariz
Captura por clases de edad/talla	Daniel Gaertner
Índices de CPUE de cerco	Renaud Pianet
Otros índices de CPUE	Freddy Arocha
Parámetros biológicos	Freddy Arocha
Influencias medioambientales	Olivier Maury
Estructura de stock	Olivier Maury
Modelos de Producción	David Die y Pilar Pallarés
Análisis de VPA	Víctor Restrepo

Rendimiento y biomasa reproductora por recluta      Gerald Scott  
Previsiones      Pilar Pallarés

## 2 Descripción de las pesquerías, capturas, esfuerzo y promedio de pesos

### 2.a Descripción de las pesquerías

El rabil se captura en todo el Atlántico tropical, entre 45°N y 40°S, por artes de superficie (cerco, cebo y curricán) y por palangre (**Figura 1**). La **Tabla 1** presenta los desembarques por pabellón y arte.

#### - Cebo

En el Atlántico este las pesquerías de cebo explotan concentraciones de juveniles de rabil asociados en bancos mixtos con patudo y listado.

Existen varias pesquerías de cebo que se desarrollan a lo largo de la costa africana. La más importante, en términos de niveles de captura, es la pesquería de cebo con base en Tema, que explota las zonas costeras frente a Côte d'Ivoire, Ghana, Sierra Leona y Cabo López. El peso medio de los rabil capturados en la pesquería de cebo de Ghana es de 2,5 kg.

Existe otra pesquería que tiene como base el puerto de Dakar, y que comenzó su desarrollo en 1956, explotando las zonas costeras frente a Senegal y Mauritania. Otras pesquerías de cebo que se desarrollan en distintos archipiélagos del Atlántico (Azores, Madeira, Canarias y Cabo Verde), explotan estacionalmente distintas especies de túnidos, entre las que se encuentra el rabil, según la temporada. El peso medio de los rabil capturados por estas flotas es de 7 kg.

Desde principio de los 90 algunas flotas de cebo han desarrollado distintos tipos de pesquerías. Así, la flota de Ghana comenzó a utilizar objetos flotantes, mientras que las flotas de Dakar y de las Islas Canarias comenzaron a utilizar el propio barco de pesca como objeto flotante, bajo el cual se agrupan distintas especies de túnidos, entre las que se encuentra el rabil.

En el Atlántico oeste, las pesquerías de cebo explotan el rabil conjuntamente con el listado y otro túnidos menores, siendo Venezuela y Brasil los países que pescan en esta zona.

#### - Cerco

Las pesquerías de cerco del Atlántico este surgieron hacia 1963, y experimentaron un rápido desarrollo a mediados de los 70. Inicialmente explotaron las zonas costeras, y progresivamente se fueron extendiendo hacia alta mar. El cerco captura rabil de gran tamaño en la zona ecuatorial, en el primer trimestre del año, coincidiendo con la época y zona de puesta. Además, obtiene pequeños rabil asociados con listado y patudo. Desde principios de los 90 diversas flotas de cerco (Francia, España, Ghana y NEI) desarrollaron la pesca al objeto, obteniéndose con este tipo de pesca entre el 45 y el 55% de las capturas totales, mientras que para el período anterior las capturas proporcionadas con este tipo de pesca suponían el 15% del total. La pesca con objetos flotantes tiene lugar, fundamentalmente, durante el primer y cuarto trimestres del año, siendo el listado la especie dominante (**Tabla 2**), acompañada de cantidades menos importantes de rabil y patudo. La composición específica de los bancos asociados a objetos flotantes es muy diferente de la de los bancos libres (**SCRS/00/73**). Las capturas de rabil de esta pesquería contabilizaron entre el 14 y 21% de la captura total en los años comprendidos entre 1991 y 1999 (21% en 1999 para las flotas de Francia, España y NEI).

En cuanto a la flota ghaneana, varios cerqueros mantienen una estrecha asociación con los cañeros, con o sin objeto; después de congelar las capturas las transbordan en alta mar a cañeros de la misma

compañía, de forma que los cerqueros no regresan a tierra sino cada tres meses. Así se explican las importantes capturas de esta flota (SCRS/00/77).

La pesquería de cerco del Atlántico este presenta una distribución bimodal en las clases de tallas, con modas cercanas a los 50 cm y 150 cm, con prácticamente muy pocas tallas intermedias y una notable presencia de peces de gran talla (más de 160 cm).

El promedio de peso de los ejemplares de rabil capturados por las flotas de cerco es de 14 kg.

En el Atlántico oeste, las pesquerías de cerco, que fueron esporádicas durante el período 1970 a 1980, se desarrollaron en las zonas costeras a partir de 1980 al norte de las costas de Venezuela y al sur de Brasil. Es también el mismo caso del palangre americano, que opera en la costa este o en el Golfo de México.

Las tallas presentan un menor rango que las de los peces capturados en el este (de 40 a 140 cm), siendo la mayoría de talla intermedia. Estas flotas no tienen al rabil como especie objetivo.

#### *- Palangre*

La pesquería de palangre comenzó su desarrollo a finales de los años 50, y adquirió importancia rápidamente, llegando a alcanzar capturas importantes a comienzo de los 60. A partir de esta fecha las capturas han ido disminuyendo paulatinamente. Las pesquerías de palangre que capturan rabil se encuentran distribuidas en todo el Atlántico (**Figura 1**). El grado de captura dirigida al rabil varía según las flotas palangreras. En el Golfo de México, los barcos palangreros tanto estadounidenses como mexicanos dirigen su esfuerzo al rabil. Venezuela también tiene captura dirigida al rabil, por lo menos estacionalmente. En contraste, a principios de la década de los ochenta, los barcos japoneses y de Taipeí Chino comenzaron a dejar de perseguir atún blanco y rabil para dirigirse al patudo, empleando para ello el palangre profundo.

#### **2.b Capturas**

La **Tabla 1** y **Figuras 2, 3 y 4** muestran la evolución de las capturas de rabil para el Atlántico este, oeste y total.

Las capturas totales de rabil para 1999 fueron de 139.967 toneladas, lo que supone una disminución de un 9% con respecto a 1998.

#### *- Barcos de cebo*

El total de capturas de este arte en todo el Atlántico fue de 24.248 toneladas. En términos globales, las capturas de los barcos de cebo permanecen estables durante todo el período, en torno a las 15.000 toneladas en el Atlántico este (**Figura 3**), aunque en el año 1999 las capturas estuvieron en torno a las 19.000 toneladas. La evolución es diferente entre las pesquerías; así, los barcos de Angola, Cabo Verde y Japón, con importantes capturas en el período inicial de la pesquería (1961-1975), han disminuido sus capturas, mientras que otras pesquerías las han aumentado. Este es el caso de los cañeros de Ghana, cuyas capturas han ascendido de forma espectacular, superando en el año 1999 las 14.000 toneladas. En los documentos SCRS/00/69 y SCRS/00/77 se presentan diversos datos estadísticos de las pesquerías de las Islas Canarias y de Ghana, respectivamente.

En cuanto al Atlántico oeste (**Figura 4**), las capturas de cebo se iniciaron en 1974, y presentaron un incremento regular, pasando de 1.300 toneladas en 1974 a 7.000 en 1994. Posteriormente se observó una disminución, que llegó a unas 5.000 toneladas en años recientes.

### *- Cercos*

Las capturas de rabil obtenidas por esta flota en todo el Atlántico 83.030 toneladas.

Las capturas de los cerqueros en el Atlántico este (**Figura 3**) aumentaron, en el inicio de la pesquería, de forma espectacular, pasando de 10.000 toneladas en los años 60 a 100.000 en 1980, estabilizándose en torno a este valor hasta 1983, antes de descender hasta la mitad en 1984, como consecuencia de la drástica disminución del esfuerzo que se produjo tras la caída de los rendimientos de los grandes rables, debido al abandono de la pesquería de gran parte de los cerqueros de las flotas francesa, española, y NEI. Posteriormente, las capturas volvieron a aumentar y obtuvieron un récord en 1990, que superó las 127.000 toneladas, seguida en los años posteriores de una tendencia descendente que llegó, en 1999 a unas 77.000 toneladas. La pesquería cerco de Ghana ha vuelto a comunicar capturas después de permanecer un período de varios años (1988 a 1995) sin capturas. En 1999 las capturas alcanzaron un máximo histórico superando las 14.000 toneladas. En los documentos SCRS/00/68, SCRS/00/77, SCRS/00/85 y SCRS/00/86 se presentan diversos datos estadísticos de las pesquerías de cerco de España, Ghana, Francia y NEI, respectivamente.

En el Atlántico oeste (**Figura 4**) las capturas fueron aumentando desde el comienzo de la pesquería, en los años 60, hasta alcanzar en 1985 19.000 toneladas. En los años siguientes tuvieron lugar grandes oscilaciones, debido a que parte de la flota se desplazó al océano Pacífico. Las capturas de 1999 alcanzaron alrededor de 6.000 toneladas. La parte más importante de las capturas del Atlántico oeste se debe al cerco venezolano (en algunos años, el 100% de las capturas).

### *- Palangre*

Tras un máximo de más de 50.000 toneladas alcanzadas en 1959-61, las capturas de palangre descendieron en dos fases a un nivel situado en torno a 30.000 t a comienzos de los años 70. Los niveles de captura de palangre en los años 90 ascendieron a 26.065 toneladas. Los principales países pesqueros son China-Taipei, Japón, EE.UU. Y Brasil. La aparición de importantes capturas a partir de 1985, por flotas NEI en áreas no precisadas causan preocupación, ya que existe incertidumbre sobre hasta qué punto estas capturas tuvieron lugar en el Atlántico.

## **2.c Esfuerzo**

En la **Tabla 3** y la **Figura 5** se presenta la evolución de la capacidad de transporte de las flotas de superficie en el Atlántico este para el período comprendido entre 1972 y 1999. La capacidad de transporte de la flota de cebo ha permanecido estable en unas 10.000 t desde finales de los años 70. Por otra parte, la flota de cerco ha protagonizado grandes cambios durante todo el período considerado, experimentando un constante incremento desde el inicio hasta el año 1983, en el que superó 70.000 toneladas de capacidad de transporte. Posteriormente, hasta el año 1990, y debido al abandono de parte de la flota, experimentó una disminución importante en la capacidad de transporte, llegando a las 36.000 toneladas; hubo una ligera recuperación en los dos años posteriores (1991 y 1992), iniciándose desde entonces una progresiva disminución para llegar en los dos últimos años a valores que oscilan alrededor de las 30.000 toneladas de capacidad de transporte.

Para la flota de cerco del Atlántico este, se estandarizó el esfuerzo en días de pesca a la de los cerqueros FIS de categoría 5, asumiendo un incremento anual del 3% de eficacia pesquera de la flota desde 1981 a 1999 (para más detalles, véase el Apartado 3.b.3 sobre CPUE). La incorporación de un incremento en la eficacia tiene por objetivo conocer los cambios apreciables que han tenido lugar en la flota de cerco en años recientes, incluyendo modificaciones de arte, un mayor empleo del equipo electrónico e imágenes por satélite, un mejor establecimiento y gestión de procedimientos y, lo más importante, la adopción de la modalidad de pesca al objeto flotante artificiales. La estimación de un

incremento anual en eficacia del 3% se deduce de un estudio realizado por Gascuel *et al.* (1993) basado en un análisis integrado de datos de esfuerzo y datos de captura por clases de edad (análisis tipo VPA) para la pesquería de cerco de túnidos tropicales. Los análisis se tradujeron en una media de tasa anual de incremento de un 3% en la eficacia de los cerqueros; sin embargo, esta tasa resultó ser bastante variable entre las diversas flotas analizadas, diferente para las distintas tallas capturadas de rabil, y variable entre años. Además, el análisis se llevó a cabo antes del desarrollo intensivo de la pesca al objeto flotante.

El hecho de aplicar un ajuste anual del 3% en todos los años desde 1981 a 1999, indica un incremento global en la eficacia pesquera del 75% durante ese período. La estimación del esfuerzo efectivo e incrementos potenciales en la potencia pesquera se complica aún más por el desarrollo de la captura con dispositivos flotantes, que se inició en 1991, y que ha sido adoptado cada vez más por casi todas las flotas de cerco en el Atlántico este desde 1993. En efecto, en el caso de un cerquero que sólo pesca bajo dispositivos flotantes, pasa relativamente poco tiempo buscando activamente peces. Si los objetos flotantes se equipan con un localizador de peces al que se puede acceder a distancia, el cerquero ni siquiera se acerca al dispositivo a menos de que tenga la certeza de que tiene peces agregados. Por lo tanto, el SCRS de 1997 también ha tenido en cuenta los cambios en eficacia del orden del 5% para el período 1981-99. Este supuesto se traduce en un incremento total de eficacia del 153% durante este período.

Tradicionalmente, se ha considerado que el índice de esfuerzo de cerco del Atlántico este ha evolucionado de forma similar para el FIS y las flotas españolas debido a sus características similares (asumiendo áreas y estaciones pesqueras similares, y tipo de barco y métodos pesqueros similares). No obstante, durante el período reciente (1991-1999), se produjeron cambios en la estrategia pesquera de estas flotas. En 1999, la pesca de bancos libres se ha desarrollado en áreas similares para ambas flotas, ejerciéndose un importante esfuerzo sobre bancos libres de listado en el área de Senegal. En cuanto a la pesca al objeto flotante, en el caso de la flota francesa se ha desarrollado con mayor intensidad en el área de Cabo López que en caso de la flota española; mientras tanto, la flota española ejerció un esfuerzo importante en este último año, al norte de Liberia, zona en la que la flota francesa apenas realiza capturas.

Para el Atlántico oeste, recientemente se han producido importantes cambios en la cantidad y distribución del esfuerzo de pesca en la pesquería de palangre de Brasil. Hasta 1995, los tiburones eran la primera especie perseguida (58% del total de capturas). Sin embargo, desde 1993, la proporción de tiburones ha descendido a expensas del pez espada, que es ahora la especie dominante en esta pesquería (48%). El esfuerzo en las pesquerías de superficie venezolanas ha sido alto desde 1992 (más de 8.000 t de capacidad de transporte).

Con respecto a los palangreros, el esfuerzo de la pesquería de Estados Unidos, activa frente a la costa este y en el Golfo de México, ha declinado algo en los últimos años. El esfuerzo de palangre de Japón dirigido al rabil también ha declinado en años recientes. Esta flota persigue principalmente otras especies (patudo y atún rojo). El esfuerzo de palangre de Venezuela y México dirigido al rabil se ha incrementado en años recientes. Las tendencias en el esfuerzo estandarizado de palangre y de algunas otras flotas se estimó utilizando la CPUE estandarizada dividida en tasas de captura específicas de las flotas. Estas tendencias se muestran en la **Figura 6**.

## 2.d Tendencias en el promedio de peso

También se examinaron las tendencias en la media de peso para los diferentes segmentos de las pesquerías, y se representan en la **Figura 7**. Para el cerco, se ha observado un declive regular en todas las capturas combinadas (calculadas a partir de la composición de la captura por clases de edad para cerco) desde 1990-1992. Esta tendencia se debe probablemente al declive del peso medio de la pesquería al objeto flotante, combinado con un incremento en las capturas de esa pesquería. Para los cardúmenes libres, el peso medio varía, pero se mantiene relativamente estable durante este período, con un fuerte declive en 1999. Para el cebo, la media de los pesos permaneció relativamente estable en torno a 2 kg

para la pesquería de Ghana y osciló entre 5 y 10 kg en las otras. En 1999 se observa el fuerte incremento de la pesquería con base en Dakar. La composición por tallas de la pesquería de Ghana parecía ser muy cuestionable para el período reciente, mientras su captura se incrementaba espectacularmente. Las posibles causas de esta tendencia comunicada incluyen un muestreo dudoso, así como una probable mezcla de las capturas de cebo y cerco (SCRS/00/77) y, posiblemente, descarte de los peces más pequeños. No obstante parece probable que la mayor parte de la captura de rabil esté compuesta de peces inmaduros. Para el palangre, las tendencias en la media del peso son bastante variables entre las diferentes pesquerías. Globalmente (calculado a partir de la composición de la captura por clases de edad), la media de los pesos de palangre ha declinado de unos 40 kg (1980-1990) a 35 kg en el período reciente.

### 3 Datos de entrada

#### 3.a Captura por clases de edad/talla

El documento SCRS/00/06 facilita detalles sobre la preparación de datos realizada por la Secretaría de ICCAT para la Reunión 2000 sobre Evaluación de stock de Rabil. Se creó la captura por clases de talla para los años 1970-1974, y fue revisada para los años 1983-1997. Esta revisión se llevó a cabo haciéndola coincidir con los cambios registrados en la Tarea I en 1998-1999. Los cambios incluían la adición de nuevos datos a la base de datos, así como la reasignación de algunos datos NEI a algunos países específicos (por ejemplo, Panamá). Los procedimientos adoptados siguieron el mismo esquema general utilizado en el pasado. Eso significa que los datos de muestreo de tallas se emplearon allí donde fue posible, pero para las sustituciones se utilizaron los procedimientos estándar desarrollados por el Grupo de trabajo sobre Tropicales Juveniles. Con el fin de poder tener en cuenta los cambios introducidos en la Tarea I, se calcularon nuevos factores de extrapolación.

Se actualizaron los datos de captura por clases de talla para la pesquería de palangre de rabil atlántico de Japón (SCRS/00/71). Se describieron y clasificaron los diferentes criterios aplicados para sustituir los estratos espaciales y temporales, en los casos en los que las muestras de talla eran insuficientes. Basándose en el mismo esquema de sustituciones adoptado para la pesquería de palangre de Japón, se calculó una nueva base de datos de captura por tallas para Taipei Chino (SCRS/00/72). En el documento SCRS/00/64 se presenta una distribución aproximada de la distribución por edades del rabil para la pesquería de caña y carrete de Estados Unidos, a partir de datos de muestras de tallas de LPS.

Debido a la escasa calidad de los datos de talla de la pesquería de cebo y cerco con base en Tema, Ghana, en años recientes, se recomendó examinar este conjunto de datos más detalladamente. El documento SCRS/00/77 discutía las posibles causas de esta situación. Se informó que el muestreo realizado en Tema había sido poco satisfactorio debido a la escasez de personal y de presupuesto. Además de las modas de pesca convencionales, (caracterizadas como lances sobre cardúmenes o lances sobre restos flotantes), se observó en la flota de Ghana una moda de pesca que asociaba a un cerquero a un barco de cebo. En consecuencia, la presencia de grandes rabiles en el muestreo de barcos de cebo de Ghana podría estar relacionada con el hecho de que los barcos de cebo ayudan a los cerqueros durante las operaciones de pesca (más aún, los barcos de cebo cargan una parte de la captura realizada por el cerquero). La falta de peces de peso inferior a 1 kg en la captura por clases de talla de Ghana podría guardar relación con posibles descartes de peces pequeños por los cerqueros, así como al hecho de que en años recientes estos peces pequeños se separan en el barco y se pasan a barcos de cebo para el mercado local, desviando de esa forma el proceso de muestreo de tallas.

Los datos de captura por clases de talla de los barcos de cebo y cerqueros de Ghana fueron cuidadosamente examinados por el Grupo de trabajo. La captura por clases de talla de la pesquería de cebo a lo largo de los años sigue un esquema extremo tipo “dientes de sierra” en la distribución de frecuencias, que podría deberse al escaso muestreo de tallas o a sesgos en la medición durante las operaciones de muestreo (**Figura 8**). Con el fin de comprobar los supuestos descartes de peces inmaduros, el Grupo de trabajo comparó el muestreo de los barcos de cebo con muestras recolectadas durante las operaciones de marcado de ICCAT realizadas en el contexto del BETYP - Programa ICCAT

Año del Patudo (**Figura 9**). El Grupo de trabajo concluyó que las diferencias parecían ser de menor entidad cuando se comparaba la distribución por tallas de las operaciones de marcado con las muestras de cebo de Ghana para el mismo trimestre. Persiste, sin embargo, la preocupación respecto a los niveles potenciales de los descartes, y el Grupo recomendó con firmeza que se recolectara información sobre captura por clases de tallas durante futuras operaciones de marcado.

El Grupo estudió varias alternativas para tratar los problemas observados en el muestreo por tallas en Ghana. Se consideró como alternativa el empleo de datos de muestreo de tallas de los cerqueros europeos que pescan al objeto y que operan en la misma zona, tanto para los datos de talla de cebo de Ghana como para los de cerco. Sin embargo, un examen de los datos de talla de las capturas europeas al objeto mostró que las distribuciones eran bastante diferentes. El empleo de los datos de talla de cebo de Ghana de períodos temporales anteriores se consideró como alternativa a los muestreos de tallas en los años más recientes. Sin embargo, tales sustituciones también imponen varios supuestos acerca de la distribución por tallas de las capturas, y potencialmente podrían enmascarar cualquier tendencia. Además, el Grupo consideró que las metodologías futuras podrían permitir una mejor gestión de tales incertidumbres en los datos, pero que aplicar una sustitución en este momento podría encubrir estas incertidumbres en el futuro. Por lo tanto, las muestras de talla de Ghana se emplearon tal como fueron comunicadas. El Grupo recomienda llevar a cabo análisis ulteriores para comprobar los recientes datos de muestreo de Ghana.

El cálculo de la captura por clases de edad se basó en la selección del punto de corte por edad de la cohorte, utilizando las clases de talla que se facilitan en la **Tabla 4**. Es interesante observar los incrementos en la proporción de peces de edad 1 en la captura de 1998 y 1999, a 50% y 60% respectivamente, en comparación con una media de 40% de la captura en el período anterior de 10 años. Este incremento no se presenta precedido por incrementos de peces de edad 0. El Grupo discutió si este incremento en la proporción de peces de edad 1 podría ser el resultado de problemas en el muestreo de tallas y/o descartes que se discuten en párrafos anteriores. Se discutió otra posibilidad en cuanto a que la moratoria sobre los lances de cerco en restos flotantes en el Atlántico tropical este podrían haber tenido influencia en la supresión de las capturas de edad 0 y una mayor supervivencia para la edad 1. No está clara la razón de este incremento en la captura de la edad 1.

La captura por clases de edad empleada en las evaluaciones actuales se muestra en las **Tablas 5-10**, por separado para palangre, cebo (Ghana y otras flotas, por separado), cerco, otros artes, y todos los artes combinados, respectivamente, basándose en los límites trimestrales por clases de tallas en la **Tabla 4**.

### **3.b Captura por unidad de esfuerzo (CPUE)**

#### *3.b.1 Perspectiva global de los índices disponibles*

##### **S Cercos y Caña-liña en el Atlántico este**

La base de datos de captura y esfuerzo que contiene la más amplia y más extendida pesquería de rabil es la de cerco y cebo del Atlántico tropical oriental. Los documentos SCRS/00/68 y SCRS/00/69 (España), SCRS/00/85 (Francia) y SCRS/00/86 (flotas CE y NEI), presentan los resultados y características principales de estas pesquerías desde 1991 a 1999. Esta base de datos abarca el período 1969-99, pero sólo se dispone de los datos españoles a partir de 1979; sin embargo, en el pasado se recolectaron y emplearon los datos de la primera etapa de esta pesquería (desde 1956 de la pesquería de cebo con base en Dakar y 1962 de la pesquería de cerco y cebo de alta mar), y deberían recuperarse. Los datos desde 1969 a 1990 no distinguen entre los lances realizados sobre cardúmenes bajo restos flotantes y los lances realizados sobre cardúmenes libres, pero hay en desarrollo un estudio para recuperar información cuando sea posible. Se cree que la práctica de realizar lances sobre restos flotantes es inferior al 15% de los lances totales de cualquier año hasta 1990, pero a partir de esa fecha se incrementó con gran rapidez. La

base de datos de 1991-99 sí establece diferencias entre lances realizados sobre restos flotantes y cardúmenes libres, e incluye un mayor número de detalles sobre otras variables importantes.

A continuación de las Jornadas de trabajo intersesiones llevadas a cabo en Miami en 1998, se realizó una verificación adicional de la base de datos de captura y esfuerzo de cerco. Fonteneau (1998) presentó información sobre la variación de la longitud del día con respecto a la latitud (Gaertner *et al.*, 1998), que se ha implementado para el conjunto de datos europeos revisados 1991-99 (Francia, España y CE-NEI). Además, se mejoró el procedimiento para estimar el tiempo de búsqueda. Sin embargo, aún persisten serios problemas en cuanto a la caracterización de las pesquerías sobre una base de lance por lance hasta 1990, ya que el nuevo procedimiento para determinar la composición por especies es sensible a esta información. Se desarrollaron numerosos índices: CPUE nominal, teniendo y no teniendo en cuenta la captura bajo restos flotantes *vs.* lances sobre cardúmenes libres; índices *ad hoc* estandarizados basados en el ajuste de los índices individuales de las pesquerías por ratios de CPUE entre pesquerías llevadas a cabo en áreas similares durante períodos temporales similares, con y sin ajustes de las constantes anuales para tener en cuenta los incrementos de la eficacia pesquera a lo largo del tiempo; e índices desarrollados empleando análisis estándar GLM y GENMOD. No obstante, ninguno de ellos se consideró satisfactorio. La captura por hora de búsqueda, que en teoría debería haber sido el mejor índice de abundancia, era muy similar a la CPUE nominal correspondiente. También se recomendó un examen más detallado de la distribución de error en los análisis de GLM, así como investigar los índices de abundancia relativa y la inclusión de índices independientes potenciales alternativos; incluso si tales estudios se encuentran en etapa de desarrollo, esta recomendación sigue siendo importante.

Los índices de CPUE de las flotas francesa, española y CE-NEI del período 1991-99 presentan tendencias similares, en general con CPUE superiores para la flota española. Sin embargo, se observan ciertas divergencias en el período reciente, con un incremento lento pero regular de la CPUE de rabil de la flota francesa, y una CPUE más estable para la española, con un descenso en 1999 (**Figura 10**). Esto podría explicarse por las diferentes estrategias pesqueras existentes entre ambas flotas: si bien muestran un esquema de pesca general muy similar (véase el Apartado 2), en algunos casos la distribución de sus capturas puede ser bastante diferente. Esto es particularmente evidente en el tercer trimestre de 1999, con grandes capturas de listado de la flota española frente a Senegal, y capturas superiores de rabil frente a Cap López y Côte d'Ivoire para la francesa (**Figura 11**). Este año (1999) también se caracterizó por una escasa cobertura de la pesquería (es decir, un número total escaso de grados de bloques de  $1^\circ \times 1^\circ$  explorados, como muestra la **Figura 12**, que se reflejó en la distribución espacial de la captura que aparece en la **Figura 11**). También se puede observar que la productividad local (captura total de YFT en 1999 por cuadrícula, ordenada en orden decreciente) fue bastante baja comparada con la media de los valores de 1991-99.

## S Cercos en el Atlántico oeste

Durante la reunión, se intentó llevar a cabo una estandarización de la CPUE de cerco de Venezuela. Cada registro del conjunto de datos representaba las operaciones pesqueras realizadas por un cerquero individual durante una marea. Debido a la escasez de tiempo, se consideró que la fecha de desembarque era representativa del período temporal. Teniendo en cuenta esta consideración, se prefirió adoptar una estratificación trimestral en vez de mensual. Debido a que los caladeros de los cerqueros venezolanos en el océano Atlántico son relativamente pequeños, no se analizó ningún efecto de área. Las CPUE originales (captura en t/días de pesca) se transformaron en  $\text{Liyft1} = \log(\text{CPUE}_{\text{Yft}} + 1)$ . Los detalles del procedimiento seguido se describen en el **Apéndice 4**.

## S Palangre y caña y carrete en el Atlántico oeste

Se dispone de numerosos índices de CPUE de palangre para su inclusión en análisis de evaluación. Los documentos SCRS/00/65 y SCRS/00/64 presentaban tres índices estandarizados para las pesquerías

de Estados Unidos: un índice de palangre para el Atlántico noroeste y uno para el Golfo de México (SCRS/00/65), y un índice de caña y carrete para el Atlántico noroeste (SCRS/00/64). En los tres casos, el método empleado para la estandarización era un GLM basado en el método de Lo *et al.* (1992). Se desarrollaron modelos de efectos fijos para los tres índices; además, se emplearon modelos de efectos aleatorios para examinar las interacciones anuales para los índices de palangre. El índice de palangre para el océano Atlántico noroeste mostró un ligero incremento en la media de la CPUE anticipada por el modelo en el último año de la serie 1982-1999 (**Figura 13**). Los índices de palangre en el Golfo de México también fueron generalmente superiores al comienzo de la serie, descendieron entre 1991 y 1996, y se incrementaron al final de la serie (**Figura 13**). En ambos análisis, las estimaciones de CPUE estandarizada fueron superiores en años recientes, y mostraron covarianzas relativamente inferiores, probablemente a causa de la reevaluación de los datos y a la adición de barcos a los que recientemente se les había atribuido una categoría por código de operación. El índice de caña y carrete del Atlántico noroeste mostró una escasa tendencia, excepto en 1994, 1995 y 1999, años en que fue relativamente alta (**Figura 13**). Además, se presentó un índice estandarizado combinado de México y Estados Unidos para el Golfo de México, basado en programas de observadores de ambos países (SCRS/00/67). El método empleado para llevar a cabo la estandarización era similar a los que se utilizan para estandarizar las tasas de captura de palangre de Estados Unidos, con la diferencia de que se asumió una distribución de Poisson, y no se tuvieron en cuenta términos de interacción en el análisis. El índice combinado de México y Estados Unidos para el Golfo de México mostró una tendencia decreciente de 1992 a 1996, se incrementó ligeramente en 1997 y ha permanecido estable durante 1999 (**Figura 13**).

El documento SCRS/00/50 aportaba tasas estandarizadas de captura de la flota de palangre de Venezuela, basándose en datos de programas de observadores. El índice estandarizado se estimó empleando modelos de mezcla GLM con un enfoque delta lognormal. El índice estandarizado mostró una tendencia decreciente en la primera parte de la serie, se incrementó ligeramente en el resto de la serie con dos declives importantes, uno en 1997 y el otro en 1999, pero el índice (**Figura 13**) mostró una fuerte variabilidad y presentó intervalos de confianza muy amplios.

## S Palangre en la totalidad del Atlántico

El documento SCRS/00/71 aportaba tasas de captura estandarizadas de la pesquería de palangre de Japón, empleando modelos GLM que asumían una estructura de error lognormal y de Poisson. Los modelos se crearon utilizando la captura por número como variable dependiente, y año, mes, área, material de la línea principal, material de la línea secundaria, número de anzuelos entre flotadores y diversos términos de interacción como variables independientes. Los análisis se llevaron a cabo independientemente por edades individuales (2, 3, 4, 5, 6+) y edades agregadas. Ambos modelos GLM mostraron tendencia similares, pero el modelo que asumía una estructura de error lognormal facilitó predicciones más suaves a lo largo del tiempo. Los índices de las edades individuales resultaron bastante variables a lo largo del tiempo y entre diferentes grupos por edad. Los índices agregados por edad mostraron una tendencia gradualmente creciente hasta 1987, cayendo bruscamente durante 1992, y fluctuando durante el resto de la serie temporal sin tendencia clara, pero fueron inferiores en 1999 con respecto a 1998 (**Figura 13**).

El documento SCRS/00/72 facilitaba tasas de captura estandarizadas específicas de la edad de la pesquería de palangre de Taipeí Chino en el Atlántico, empleando un modelo GLM con una estructura de error lognormal (**Figura 13**).

### 3.b.2 Indices empleados para calibrar modelos de evaluación

Este año no se prepararon índices tipo GLM para la flota de cerco tropical. Se llevó a cabo la estandarización *ad hoc* de los datos de cerco de España y Francia para el período 1969-97, empleando el mismo procedimiento descrito por el Grupo de trabajo en 1998 (para más detalles, véase el **Apéndice 5**). Los resultados se muestran en la **Figura 14**, y se comparan con las series tal como fueron calculadas

para la evaluación de rabil en 1998. Las dos series muestran una fuerte discrepancia para el período temporal de 1969-1979; dado que no se pudo explicar ésta durante la reunión, el Grupo decidió mantener el índice tal como había sido calculado para la evaluación de 1998, actualizado para 1998 y 1999. Tras la reunión, se conoció que las series habían sido calculadas para la evaluación de 1998 empleando diferentes métodos para cada período temporal, mientras que las series calculadas durante la evaluación de 2000 habían aplicado un sólo método a ambos períodos (véase el **Apéndice 5**).

El Grupo decidió que las tasas de captura estandarizada que facilitaba el documento SCRS/00/72 no se incluirían en el análisis debido a la falta de diagnósticos para el modelo estimado. El Grupo decidió también que no había razón para excluir el resto de los índices estandarizados para las diferentes flotas de palangre, si bien con algunas restricciones. En el caso del índice estandarizado de Estados Unidos para el Golfo de México, se decidió que sería mejor emplear dos conjuntos separados. Uno para el período temporal de 1985-1991 con el índice estandarizado de la flota de palangre de Estados Unidos y el otro con las tasas de captura estandarizadas del índice combinado México y Estados Unidos para el Golfo de México, 1992 a 1999. El índice total estandarizado de Estados Unidos para el Golfo de México (1985-1999) se reservó para emplearlo con los modelos de producción, en los cuales sólo se empleaban índices basados en la biomasa. En el caso del índice de palangre de Japón, se decidió emplear el índice estandarizado que se basa en estimaciones de agregaciones por edad del modelo GLM, asumiendo la estructura de error lognormal. Los otros índices incluían: caña y carrete de Estados Unidos, Atlántico noroeste de Estados Unidos, y de palangre de Venezuela.

Para el análisis de modelo del producción para condiciones de equilibrio, se utilizaron los índices de CPUE donde la CPUE de cerco del Atlántico este combinaba los índices de Francia y España (asumiendo un incremento del 3% de eficacia anual). Para el modelo dinámico de la biomasa (modelo de producción para condiciones de no equilibrio), se utilizaron los índices de CPUE de cerco de España y de cerco de Francia, con cada serie separada en distintos períodos temporales (**Tabla 11**), el cerco de Venezuela, el índice combinado de la biomasa de palangre del Golfo de México y el Atlántico noroeste. Para el modelo de producción para condiciones de no equilibrio de flotas múltiples se utilizó el esfuerzo efectivo relativo para todas las flotas (**Tabla 12**). En cuanto al VPA, los índices tenidos en cuenta eran los de palangre del Atlántico noroeste de Estados Unidos y del Golfo de México (de 1985-1991), el índice combinado de México y palangre de Estados Unidos para el Golfo de México, el índice de caña y carrete del Atlántico noroeste de Estados Unidos, el palangre de Venezuela, y el índice de palangre atlántico de Japón, así como los índices de cerco de Francia, España y Venezuela (**Tabla 11**).

### **3.c Parámetros biológicos**

El documento SCRS/00/46 presentaba información actualizada sobre el rabil que desova en el sudeste del mar Caribe y en el Golfo de México, basándose en la evaluación de la madurez de las góndolas. La información presentada confirma la existencia de dos grupos reproductores de diferente tamaño que desovan en la zona. Un grupo de peces más pequeños (<150 m FL) desova en el Golfo de México de mayo a agosto, y otro grupo de peces de tallas medianas (150-170 FL) desova de julio a septiembre en el sudeste del mar Caribe. La fecundidad modal media estimada para el grupo reproductor en el Golfo de México era de  $2.16 \times 10^6$ , y el desove se producía con una frecuencia de aproximadamente tres días. No se estimó ninguna relación fecundidad-talla. El documento proponía que el reclutamiento de los caladeros del Golfo de México y sudeste del mar Caribe podrían contribuir a las pesquerías próximas a esas áreas.

El Grupo discutió un documento de Hampton (2000) sobre las tasas de mortalidad natural ( $M$ ) de los túidos tropicales. Las estimaciones de la mortalidad natural se basaban en rables marcados y recapturados en el Pacífico tropical oeste. Los resultados revelaron una importante variación relacionada con la talla en la mortalidad natural: para la clase de talla más pequeña (<40 cm FL),  $M$  se encontraba en un orden de magnitud superior al de los peces de talla mediana (50-80 cm FL). El Grupo decidió mantener

sus estimaciones previas de  $M$ , dado que no resultaba evidente si se podían aplicar estas estimaciones en el Atlántico, o hasta qué punto las estimaciones de  $M$  de Hampton (*op. cit.*) podrían haber quedado afectadas por una predación potencialmente superior cerca de los dispositivos flotantes de agregación de peces (FAD) (las liberaciones de los peces más pequeños se asociaron principalmente a los FAD).

El Grupo determinó que en todas las evaluaciones, se deberían utilizar los siguientes valores de parámetros biológicos.

*Mortalidad natural:* como en evaluaciones anteriores, se ha asumido que la mortalidad natural es de 0.8 para las edades 0 y 1 y 0.6 para las edades 2+.

*“Fecha de nacimiento” asumida de peces de edad 0 a efectos de evaluación:* 14 de febrero (punto medio aproximado de la temporada de desove máximo). Sin embargo, se asumió en los análisis estructurados por edad, tales como el VPA, el acuerdo habitual de considerar el 1 de enero para representar “el comienzo del año” (significando que los peces de edad 0 no estaban representados en el mismo comienzo del primer trimestre).

*Grupo plus:* edad 5+

*Tasas de crecimiento:* la talla por clase de edad se calculó a partir de la ecuación de Gascuel *et al.* (1992):

$$FL(cm) = 37.8 + 8.93 * t + (137.0 - 8.93 * t) * [1 - \exp(-0.808 * t)]^{7.49}$$

*Pesos por clases de edad:* la media de peso por edad se basó en la ecuación de crecimiento de Gascuel *et al.* (1992) y la relación de talla peso de Caverivière (1976).

$$W(kg) = 2.1527 \times 10^{-5} * L(cm)^{2.976}$$

Los límites de talla resultantes empleados para la selección del punto de corte por cohorte se muestran en la **Tabla 4**, y la media de talla por clases de edad y media de los pesos por clases de edad para el inicio de cada trimestre se presentan en las **Tablas 13 y 14**. La validez del supuesto de que la mayor parte de los nuevos reclutas son desovados en el primer trimestre se ilustra en la **Figura 6b** del Informe Detallado sobre el Rabil, 1998, que sugiere que, de hecho, los peces inferiores a 42 cm (límite superior de la edad 0 en el primer trimestre; **Tabla 4**) se encuentran en todos los trimestres del año.

*Esquema de madurez:* se asume el método de filo de cuchillo a comienzos de la edad 3.

*Reclutamiento parcial:* (efecto neto de selectividades combinadas de artes de pesca y la disponibilidad de las diferentes clases de edad en los caladeros): se basa en resultados del VPA estructurado por edad (véase el Apartado 5.d).

## 4 Influencias del medio ambiente

Es de sobra conocido que los efectos medioambientales poseen una fuerte influencia en la determinación de los esquemas de distribución de rabil, y en consecuencia tienen un efecto sustancial en la distribución de los esquemas de pesca. El rabil es una especie de túnido altamente migratorio, cuyos movimientos están probablemente determinados por sus requisitos tróficos, fisiológicos y reproductivos. Ello juega un papel crucial en la disponibilidad y vulnerabilidad de la especie a los diversos artes de pesca. Además, los factores ambientales son probablemente los principales responsables de los desplazamientos del rabil, por lo menos a una escala espacial amplia (Mendelsohn y Roy 1986, Fonteneau y Marcille, 1988, Cayré 1988, Mendelsohn 1991, Marsac 1992, Lehodey *et al.* 1997). Por tanto, mejorar el conocimiento

acerca de los factores ambientales que influyen en la dinámica de población de los túnidos es un hito principal para la gestión y conservación de sus stocks (Fonteneau 1996). Por lo tanto, el conocimiento de las condiciones medioambientales y sus efectos sobre la distribución de las especies y el esfuerzo de pesca es esencial para comprender e interpretar la variabilidad de las pesquerías en el espacio y en el tiempo, que en general son muy poco conocidos.

Recientemente se ha llevado a cabo un análisis GAM (Maury *et al. (b) en imprenta*) centrado en las relaciones no lineales entre la abundancia local de rabil y los diferentes factores hidrológicos, tales como salinidad, temperatura de la superficie del mar (SST), gradiente de SST, viento, profundidad de la termoclina, y corrientes de un modelo numérico oceanográfico (OGCM). Eliminar de la capturabilidad los efectos de las variables auxiliares, tales como esfuerzo de pesca, viento, corriente y profundidad de la termoclina permite interpretar los datos de la CPUE como índices de abundancia local.

Las relaciones obtenidas y sus análisis se inclinan a favor de un marco jerárquico espacio-temporal de los procesos que relacionan a los rables a su medio ambiente. Desde esta perspectiva, se pueden enlazar claramente los esquemas de movimiento observados a diferentes escalas espacio-temporales:

A escala del océano Atlántico total, la salinidad del agua parece estar estrechamente relacionada con el rango de distribución máximo de la población. En realidad, aquellas zonas donde el nivel de salinidad es inferior a 36 g. kg<sup>-1</sup> parecen ajustarse bien con el área de distribución de adultos, mientras que las zonas donde el nivel de salinidad es inferior a 35 g. kg<sup>-1</sup> corresponden al área de distribución de los juveniles. En general, no se considera que la salinidad del agua sea determinante de la distribución del rabil (Blackburn 1965, Sund *et al.* 1981, Stretta 1988). En contraste, los resultados obtenidos por Maury (*en imprenta*) sugieren que la salinidad podría ser un importante marcador del rango de distribución del rabil en el océano Atlántico. Tal aflujo de agua dulce contiene niveles muy altos de nutrientes, que generalmente son favorables para la nutrición de los peces jóvenes (Bakun 1996). El rabil adulto (edades 3, 4 5+) parecen ser mucho más independientes de las necesidades de salinidad a niveles de salinidad bajos. Por el contrario, la relación entre la salinidad y la abundancia de rables adultos es claramente significativa a altos niveles de salinidad. Si bien la concentración de oxígeno no se considera un factor limitante en el área de distribución del rabil atlántico (Fonteneau y Marcille 1988, Cayré 1990), las necesidades de oxígeno son muy importantes para los peces pelágicos como los túnidos (Sharp y Dizon 1978, Sund *et al.* 1981, Cayré *et al.* 1988) y podría ser un factor determinante de sus esquemas de distribución (Bakun 1996, Fonteneau 1997) especialmente para los peces adultos (Pauly y Moreau 1997). Si bien no se ha examinado, la relación con la concentración de oxígeno es probablemente importante, especialmente para las pesquerías de palangre profundo. Debido a que los niveles de saturación de oxígeno son inferiores para las aguas salinas, el enlace aparente entre la distribución de rabil adulto y la salinidad podría estar relacionado con las importantes necesidades de oxígeno de los túnidos.

A escala amplia (5000 km), la población adulta de rabil se mueve masivamente a través del océano Atlántico. Durante el cuarto y primer trimestres, los peces convergen desde su área de distribución total hacia la principal zona de desove en el Golfo de Guinea (Capisano y Fonteneau 1991, Bard 1994, Fonteneau 1994). Tras la reproducción, los adultos se dispersan por todo el océano Atlántico para alimentarse en la zona de distribución que se caracteriza por su salinidad, mientras que los juveniles permanecen en las aguas poco salinas (principalmente en el Golfo de Guinea, y en segundo lugar en el delta del Amazonas). De esta forma, los desplazamientos reproductivos de los adultos del este y del oeste suceden dentro del rango de distribución máxima relacionada con la salinidad, y probablemente se encuentran directamente relacionados con las oscilaciones estacionales de agua cálida. Sin embargo, debido a que los adultos se encuentran menos influidos por la salinidad y la temperatura que los juveniles, tales migraciones podrían estar guiadas, por lo menos parcialmente, por un comportamiento o costumbre de “regresar a casa”, a la salinidad escasa y lugares con altas temperaturas favorables a las larvas y a la supervivencia de los juveniles (Caverivière *et al.* 1976). Podría ser un ejemplo de la “naturaleza obstinada” en las migraciones “de regreso a casa” tal como establece Cury (1994) en una hipótesis a partir de un punto de vista evolutivo.

A escala media (1000 km), la población de peces se desplaza estacionalmente a lo largo de un eje norte-sur, a lo largo de la costa africana en el caso de los juveniles y también en el mar abierto en cuanto a los adultos (Bard 1994, Foucher 1994). Se cree que estas migraciones estacionales están claramente relacionadas con los movimientos estacionales de aguas cálidas norte-sur. Los peces adultos tienen un rango más amplio de temperatura del agua (14 a 29°C), pero se mantienen preferentemente en zonas donde las aguas superficiales están comprendidas entre 26 y 29°C y donde las aguas más profundas (150 m de profundidad) tienen temperaturas superiores a 15°C. Los juveniles, cuyo sistema regulador de la temperatura no es aún efectivo (Cayré 1990), permanecen entre 21 y 29°C, pero se mantienen en aguas superficiales en áreas donde la temperatura superficial del mar es superior a 27°C. Los preadultos (edades 2 y 3) también siguen las aguas cálidas en torno a 27°C, pero parecen tolerar mejor las variaciones de temperatura. Se sabe de las preferencias de los atunes por el agua cálida, que les permite calentar su cuerpo después de una natación profunda en aguas frías (Sharp y Dizon 1978; Holland *et al.* 1992; Fonteneau 1996).

A nivel local (100 km), los túnidos parecen estar influenciados por las características locales y biológicas, que podrían llegar a concentrarlos. Entre los diversos factores, que podrían actuar en esta escala de concentración del rabil, la distribución de las presas debe ser fundamental. No obstante, la fuerte variabilidad de la distribución espacial de los diversos pequeños pelágicos y cefalópodos buscados por los túnidos (Cayré *et al.* 1988; Roger 1990) no tiene una conexión directa e inmediata con los procesos de enriquecimiento locales, tales como afloramientos, cúpulas o divergencias (Fonteneau y Marcille 1988). Sin tener en cuenta los desplazamientos debidos a las corrientes oceánicas, García y Cota (1996a y b) han encontrado una correlación entre la producción de fitoplancton y la CPUE de rabil con un tiempo de dilación de entre 3 y 5 meses en el Golfo de México. Empleando un índice de producción secundaria estimado por advección-difusión de los datos de producción primaria siguiendo las corrientes marinas, Lehodey *et al.* (1998) y Maury (1998) sugirieron que un retraso temporal de tres a siete meses podría separar los picos de fitoplancton de la más alta concentración de presas de túnidos. Independientemente de los factores biológicos, también podrían existir causas físicas para la concentración local de peces, como la estabilidad espacial del agua. Asociados a factores secundarios irregulares y efectos locales de montes submarinos o islas (Fonteneau 1991 y 1996), podrían ser responsables de las concentraciones locales (100 km) de rabil.

Más escalas locales (100m-10 km) que concernían en particular a la dinámica de los individuos y de los cardúmenes podrían tener un impacto espectacular en la capturabilidad y probablemente están en la esencia de la importante variabilidad en la abundancia local de peces. Probablemente, los factores implicados en estos niveles muy locales son la presencia de objetos flotantes, y la existencia de situaciones hidrológicas a pequeña escala, tales como frentes o convergencias locales. Tales características hidrológicas podrían actuar sobre la concentración de comida de los túnidos, por ejemplo, mediante la concentración de objetos flotantes (Bakun 1996). Estos fenómenos en el comportamiento son bien conocidos por los cerqueros, que siguen líneas de convergencia para encontrar cardúmenes de túnidos.

Finalmente, la compleja dinámica de la distribución del rabil y sus desplazamientos surgen de la interacción de estos diferentes procesos que tienen lugar a diferentes escalas espacio-temporales. Por tanto, comprender la distribución y desplazamientos del rabil necesita que los diferentes procesos implicados y sus escalas asociadas (**Figura 15**) se consideren simultáneamente en un modelo espacial sintetizado (Maury, (b) en imprenta). A esos efectos, resulta esencial recolectar datos medioambientales y mejorar el conocimiento sobre sus efectos y la distribución y comportamiento del rabil, y sus esquemas de explotación. Las bases de datos de pesquerías deberían incluir, por lo tanto, datos medioambientales a escalas espacio-

temporales compatibles. A este nivel, son esenciales los datos de satélites y modelos numéricos oceanográficos (OGCM), debido a su precisión y cobertura (3D para OGCM).

## 5 Estado de los stocks

### 5.a Estructura de stock

El rabil es una especie cosmopolita de túnidos que se distribuye principalmente en las aguas oceánicas tropicales y subtropicales de los tres océanos. En el océano Atlántico, los análisis de datos de mercado y captura por clases de talla indican que el rabil se mueve de forma masiva a diferentes escalas en el total del Atlántico tropical (Bard 1994, Fonteneau 1994). El documento SCRS/00/66 presenta una actualización de mercado-liberación y recaptura de rabil del programa US Cooperative Tagging Center. Durante el período 1956-1998, se marcaron más de 9.000 rabiles atlánticos, principalmente en el Atlántico noroeste y el Golfo de México, mayoritariamente por pescadores deportivos. De éstos, el número total de recapturas es de unas 370. Sin embargo, antes de los años 80, se marcaron y liberaron cada año menos de 200 peces, y la primera captura trasatlántica no se registró hasta 1987. Desde 1987 a 1998, se han registrado un total de 50 recapturas trasatlánticas (todas de oeste a este, pero conviene observar que en el este se han marcado muy pocos peces). De los peces marcados en el Atlántico noroeste o en el Golfo de México que han estado en libertad durante 500 días o más, la mitad ha sido recapturada en el Atlántico este, principalmente en el Golfo de Guinea. De los peces que han permanecido en libertad durante dos o más años, en torno al 70% ha sido recapturado en el Atlántico este. El período más corto de recuperación trasatlántica de un pez en libertad fue de 468 días. La recuperación sistemática de marcas trasatlánticas desde 1987 ha sido una de las razones principales por las cuales el Grupo de trabajo sobre el Rabil Atlántico (Tenerife 1993) rechazó la hipótesis de distintos stocks de rabil en el Atlántico separados en 30°W. El Grupo desarrolló un modelo de migración que tenía en cuenta el posible desplazamiento de los peces entre pesquerías en los dos lados del Atlántico en torno al área de desove principal, que se sitúa en el Golfo de Guinea de enero a abril. El seguimiento espacial de las capturas mensuales de palangre para rabil acumuladas durante los últimos 40 años también ilustra bien los movimientos de los peces preadultos y adultos por todo el Atlántico (**Figura 16**).

En vista de la falta de un conocimiento más cuantitativo sobre esta mezcla y particularmente sobre las tasas de migración este/oeste, el Grupo consideró que la evaluación debería llevarse a cabo partiendo de una hipótesis de un único stock en todo el Atlántico. Esto no debe ocultar el hecho de que la población de rabil probablemente es muy heterogénea, en varias escalas, y que probablemente la mezcla entre áreas es escasa para los peces más jóvenes concentrados en áreas secundarias locales, que podrían guardar relación con las subpoblaciones locales. Desde esa perspectiva, el documento SCRS/00/46 demuestra la importancia de las áreas de desove localizadas en el Atlántico central occidental, en el Golfo de México entre mayo y agosto, y en el mar Caribe sudoriental entre julio y septiembre. El actual conocimiento de la puesta del rabil en el Atlántico se muestra en la **Figura 17**.

Desde 1993, todas las evaluaciones del estado del recurso de rabil se ha basado en la hipótesis de trabajo de un único stock en el Atlántico. El SCRS recomendó en 1993 llevar a cabo estudios sobre la estructura de stock y que se desarrollaran modelos que tuviesen en cuenta la tasa de mezcla, ya que resultarían más adecuados para evaluar un stock con una estructura como la del rabil. Estos modelos deberían basarse sobre parámetros medioambientales (Maury *et al.* (a) en imprenta).

### 5.b Resultados del modelo de producción

#### S Temas generales

Desde hace mucho tiempo, el SCRS ha venido recomendando sustituir los modelos de producción para condiciones de equilibrio por modelos para condiciones de no equilibrio, siempre que fuera posible, dado que estos últimos facilitan información adicional tal como tendencias en la biomasa y biomasa basada en niveles de referencia. El documento SCRS/00/70 presentaba un estudio donde los modelos de producción

para condiciones de no equilibrio se ajustaban a las mismas series temporales empleadas durante la evaluación de rabil en 1998 (captura Atlántico total, e índices de abundancia estandarizados *ad hoc* para las pesquerías de cerco del Atlántico tropical este, asumiendo un incremento anual fijo en eficacia desde 1981). Este estudio muestra que los niveles de referencia de gestión (RMS,  $F_{RMS}$ ) son mucho más sensibles a la elección de supuestos sobre variaciones en la tasa anual de cambio en la potencia pesquera que a la elección del modelo (Fox o Schaefer). De hecho, excepto en aquellos casos en que el incremento de la potencia anual pesquera es bajo (inferior al 1%), el RMS es bastante insensible a esta tasa.  $F_{RMS}$ , sin embargo, sigue siendo sensible en el rango plausible de incremento en la potencia pesquera estudiado (1% a 5%). El mismo estudio muestra también que no es posible obtener estimaciones sólidas de esta tasa de incremento a partir de un solo modelo de producción para condiciones de no equilibrio, y que se debería intentar la estandarización oficial de la CPUE para estimar directamente estas tasas a partir de los datos de captura y esfuerzo de la pesquería de cerco de Francia y España.

Durante la reunión, el Grupo de trabajo decidió continuar utilizando modelos de producción para condiciones de no equilibrio, pero también modelos para condiciones de equilibrio para poder comparar mejor la última evaluación con las anteriores. Más importante, el Grupo decidió utilizar un modelo flexible de producción para condiciones de no equilibrio (SCRS/00/37) que ofrece diversas ventajas sobre las de aquellos modelos aplicados al rabil en el pasado: acomoda flotas múltiples, permite flexibilidad en la forma de la función de producción, permite cambios en la eficacia de cada flota a lo largo del tiempo, y puede tratar la incertidumbre en un contexto Bayesiano.

#### **S** *Modelo de producción para condiciones de equilibrio*

Se ajustó el modelo PRODFIT a los mismos datos empleados en la última evaluación (índice de cerco incluyendo un 3% de incremento en potencia pesquera desde 1981), pero actualizando la serie de datos hasta 1999. Específicamente, se añadieron los nuevos índices de CPUE para cerco combinado de Francia y España (**Apéndice 5**) y se utilizaron las nuevas series de captura totales de rabil desde la Tarea I de 1970 a 1999.

Asumiendo el modelo de Fox, la nueva estimación de RMS fue de 144.600 t y la de  $F_{RMS}$ , de 69.100 días de pesca estándar. Asumiendo el modelo de Schaefer, la nueva estimación de RMS fue de 147.300 t y la de  $F_{RMS}$ , de 52.700 días de pesca estándar. Considerando que el esfuerzo estimado para 1999 era de 60.000 días estándar, estos resultados sugieren que, de acuerdo con el modelo de Fox, el esfuerzo de 1999 estaba aún por debajo del  $F_{RMS}$ ; sin embargo, de acuerdo con el modelo de Schaefer, el esfuerzo de 1999 estaba por encima de  $F_{RMS}$ .

#### **S** *Modelo simple de dinámica de biomasa*

Los modelos simples de producción para condiciones de no equilibrio, que asumen el error de observación (Punt y Hilborn 1996) se ajustaron con el programa FishLab (L. Kell, CEFAS, UK) a un conjunto de datos de captura total de rabil y cuatro índices de CPUE: español, francés y venezolano de cerco, y estadounidense de palangre (Noroeste y Golfo de México combinados). Los índices de cerco para España y Francia eran los que incorporaban un 3% de incremento en la potencia pesquera desde 1981. Estos dos índices fueron, además, divididos en dos períodos: uno inicial (1970-1084) y otro posterior (1985-1999), con el fin de tener en cuenta los cambios sufridos por la flota de cerco entre estos períodos. No se utilizaron índices de otras pesquerías bien porque fueron rechazados por el Grupo, o porque venían expresados en número de peces, y no eran adecuados para un modelo de producción. Si bien el modelo podía ajustarse bien a algunos de los índices (cerco de España y Venezuela), fallaba en su ajuste a otros índices, especialmente el índice francés de la primera etapa y el índice de palangre de Estados Unidos. Se halló también que los resultados eran sensibles al valor inicial utilizado en la búsqueda de parámetros. Esto hizo que el Grupo decidiera no emplear los resultados de estos modelos hasta que los problemas mencionados puedan ser resueltos mediante una investigación más detallada de escenarios alternativos datos/modelos.

## **S Modelo de producción para condiciones de no equilibrio para flotas múltiples**

El modelo de producción para condiciones de no equilibrio para flotas múltiples, que asumía errores de observación y de proceso, presentado por el Grupo de Trabajo ICCAT sobre Métodos de Evaluación (SCRS/00/37) se ajustó a los datos de rabil, empleando las capturas y esfuerzo de ocho flotas distintas (**Tabla 15**). En los casos en que el esfuerzo nominal (de hecho, para todas las flotas, excepto FIS y cerco de España) no estaba disponible, se dedujo del ratio de las tasas de captura estandarizadas a las capturas de cada flota. Las capturas por flota se utilizaron durante la totalidad del período histórico (1955-1999, **Tabla 16**) y cuando estaba disponible, se utilizó el esfuerzo por flota. (**Tabla 12**).

El método requiere el establecimiento de precedentes (**Tabla 17**) y ratios de varianzas (**Tabla 18**) para algunos de los parámetros del modelo. Estos precedentes se establecieron a partir del conocimiento obtenido del ajuste de los modelos de producción para condiciones de equilibrio. Los ensayos iniciales del modelo sugieren que la convergencia dependía de lo informativo que pudiera ser el precedente de  $r$ , por lo que se llevaron a cabo ensayos subsiguientes con una  $r$  precedente que presentaba una pequeña varianza.

Los ensayos de los modelos eran sensibles a las elecciones de ratios de varianza. Sin embargo, se seleccionó un caso base durante la reunión. Se debería dedicar más tiempo a realizar una investigación estructurada de estos ratios, incluyendo permitirles cambiar entre flotas, para asegurarse de que el ajuste elegido es el mejor ajuste de los datos. Además, se debería intentar una estimación Bayesiana de las distribuciones posteriores de los parámetros de ordenación. Durante la reunión, el Grupo no pudo cuantificar la incertidumbre de ninguno de los parámetros del modelo.

Se seleccionó el “caso base” ( $m = 1.9$  y  $r = 0.8$ ) fijando la capacidad de transporte como una constante, aunque otros ajustes sugerían que se habría producido un incremento del 10% en la capacidad de transporte del stock desde los años 70. Estos incrementos podrían estar reflejando la expansión de la pesquería a otras áreas/grupos de edad de la población, y no un incremento en la capacidad de transporte del stock.

Las estimaciones puntuales de los parámetros de este ajuste del caso base son:

$F_{RMS}$	0.379
$r$	0.801
$K$	818867
$m$	1.900
$RMS$	152246
$Y$	152246
$B_{RMS}$	401327
$B_{1999}/B_{RMS}$	1.028
$F_{1999}/F_{RMS}$	0.878

La mortalidad total por pesca se incrementó a lo largo de la historia de la pesquería, pero descendió ligeramente en los años 90. Los actuales niveles de biomasa son aún superiores a  $B_{RMS}$ , sugiriendo que el stock no sufre sobrepesca (**Figura 18**). El esfuerzo pesquero actual está justo por debajo de  $F_{RMS}$ , lo que sugiere que no hay sobrepesca, pero el stock está próximo a su captura total. Las capturas actuales están próximas al nivel de RMS de 152.200 t. Las tendencias estimadas en la potencia pesquera relativa (**Figura 19**) muestran tendencias coherentes con el conocimiento actual de las tendencias en la potencia pesquera deducidas de la interpretación de cambios en las operaciones de las flotas. La potencia estimada de la flota de cerco de Francia se incrementó fuertemente durante los períodos 1968 - 1982 y en los años 90, reflejó el intento del modelo para ajustar los amplios cambios en la CPUE de esta flota, los mismos

cambios que no podrían explicarse por el modelo de producción simple para condiciones para de no equilibrio (que asume una capturabilidad constante a lo largo del tiempo). De forma similar, la flota de cerco de España incrementó su potencia pesquera a mediados de los 80, pero a partir de entonces se ha mantenido estable. También se estimaron descensos en la potencia pesquera en la flota de cerco de Venezuela y de palangre de Estados Unidos, y un incremento en las flotas de palangre de Japón.

Si bien la estructura de recorrido aleatorio del modelo utilizado permite el ajuste de las tendencias en potencia pesquera que ayudan al ajuste de las estimaciones observadas de CPUE para las diferentes flotas, hay aún algunas tendencias en los residuales de algunas de las flotas, como la de palangre de Japón (**Figura 20**).

En términos globales, los resultados de este modelo son coherentes con los de otros modelos de producción con respecto al valor de RMS. Las estimaciones sobre el estado del stock son, sin embargo, más optimistas, y sugieren que el stock está siendo pescado en torno o ligeramente por debajo del  $F_{RMS}$ . Este es el resultado del intento del modelo por explicar las tendencias de la CPUE mediante el ajuste de la potencia pesquera con la estructura de recorrido aleatorio. Las tendencias en potencia pesquera de las flotas de cerco estimadas por el modelo están parcialmente de acuerdo con los supuestos realizados con respecto a la potencia pesquera por todos los análisis del modelo de producción previos. La potencia pesquera estimada se incrementó en un 3% por año para la flota de cerco francesa durante la totalidad del período 1970-1999, mientras que sólo se incrementó a una tasa de este nivel en la flota española en el período 1981-1990. Los decrementos estimados en la potencia pesquera de la flota española en los años 90 puede interpretarse mediante un cambio en la captura dirigida al listado. El descenso estimado en la potencia pesquera de la flota de cerco de Venezuela en tiempos recientes se puede interpretar como la resultante de la determinación de la edad y la falta de renovación de los barcos.

Se calculó el esfuerzo de algunas de las flotas (cerco de Japón y Estados Unidos) a partir de valores de CPUE estandarizados que ya habían sido parcialmente ajustados a los cambios en la potencia pesquera. Por lo tanto, la tendencia en la potencia pesquera estimada por el modelo de producción de flotas múltiples tiene que interpretarse para que refleje la tendencia en los factores de potencia de pesca que no fueron tenidos en cuenta durante la estandarización de la CPUE. Sin embargo, también se debe recordar que las tendencias en la potencia pesquera estimadas por el modelo podrían estar atribuyendo erróneamente las razones de los cambios en la CPUE a los cambios en la flota pesquera, cuando de hecho la CPUE podría estar cambiando debido a variaciones en la dinámica de poblaciones.

En conclusión, la importancia de las tendencias en la potencia pesquera en todos los modelos de producción convierte en imperativo estimar los cambios en la potencia pesquera con independencia de los modelos de producción. La confirmación de cambios en la potencia de pesca podría mejorar enormemente la capacidad para discernir el estado actual del stock.

### 5.c Análisis VPA

Durante la evaluación de rabil en 1998, se aplicaron numerosos tipos de modelos basados en VPA, cada uno de los cuales empleaba una variedad de opciones modélicas. Los análisis mostraron que la magnitud de los resultados era relativamente sensible al modelo empleado, pero que las tendencias relativas en el tamaño del stock y a  $F$  eran coherentes entre modelos. Debido a la escasez de tiempo disponible, sólo se utilizaron dos modelos en esta evaluación: una versión de ADAPT (FADAPT 4.0) y una versión de XSA, ambas dentro del programa FISHLAB (L.T. Kell, CEFAS, Reino Unido). Cabe esperar que si se aplican

nuevamente una variedad más amplia de modelos a los datos de este año, se repetirían conclusiones similares a las alcanzadas en 1998.

Se detallan las entradas:

*Captura por clases de edad:* 0 a 5+ para el período 1970-1999.

*M:*  $0.8 \text{ año}^{-1}$  para las edades 0 y 1, y  $0.6 \text{ años}^{-1}$  para las edades 2 y superiores.

*Madurez:* Punto de corte a la edad 3.

*Pesos por clases de edad:* como en la evaluación de 1998, basados en la ecuación de Gascuel *et al.* (1992).

*Indices de abundancia* (véase la **Tabla 11**): (1) cerco España 1970-1984; (2) cerco España 1985-1999; (3) cerco Francia 1970-1984; (4) cerco Francia 1985-1999; (5) palangre EE.UU., Atlántico noroeste 1982-1999; (6) palangre EE.UU., Golfo de México 1985-1991; (7) palangre EE.UU. - México (observador) 1992-1999; (8) caña y carrete EE.UU. 1986-1999; (9) palangre Japón 1975-1999; (10) palangre Venezuela 1991-1999; (11) cerco Venezuela 1987-1999.

*Indices de selectividad* (ADAPT): de capturas parciales por flota. (Nota: no fue posible calcular con exactitud las capturas parciales de (5), (6) y (7) durante la reunión. Para el Indice (5), se utilizaron las capturas parciales de toda la pesquería de palangre de Estados Unidos. Para los índices (6) y (7), se utilizaron las capturas parciales de palangre de México; los años para los cuales no se disponía de muestras de talla se sustituyeron por la media de 1985-1999).

La modelación XSA dio resultados poco razonables. Se observó que esto podía deberse al uso de una menor escala de edades, excluyendo el grupo plus (0-4), que en la última evaluación (0-5). No prosiguió la discusión sobre los resultados del XSA.

En el análisis ADAPT se concedió igual peso a los 11 índices. Los parámetros de “F-terminal” estimados eran los valores F de 1999 para las edades 0 a 4; la F para la edad 5+ en 1999 se supuso igual a F para la edad 4 en el mismo año. Además, se estimaron varias ratios F (la ratio de F<sub>5+</sub>/F<sub>4</sub>) tal como se explica más abajo.

Se hicieron ensayos preliminares suponiendo una ratio fija de F de 1.0 para toda la serie temporal y cambiando las edades para las cuales se habían estimados los valores de F-terminal. En estos ensayos se observó que el modelo ADAPT estimaba valores de F demasiado altos para el grupo plus a mediados de los años 80. En nuevas pruebas se observó que estos valores de F eran bastante sensibles a las selecciones hechas para fijar o estimar las ratios de F. Las alternativas examinadas fueron; (a) Fijar todas las ratios de F en 1.0 exceptuando el valor de 1984, del cual se hizo una estimación (el año 1984 fue seleccionado porque ese año se produjo una fuerte anomalía en la profundidad de la termoclinia); (b) Estimar una sola ratio de F para 1970-1999 y otra para 1984; (c) Estimar 5 ratios de F en periodos de igual duración, es decir, 1970-1975, 1976-1981, 1982-1987 y así sucesivamente. Las tres alternativas dieron resultados de calidad similar, pero con ciertas diferencias en la magnitud de las estimaciones de números de peces al inicio de la serie, tal como era de esperar con tratamientos tan diferentes del grupo plus. La alternativa (c) fue seleccionada como representación de estas pruebas y se denominará a partir de aquí “*modelo C*”. Los residuos de todos los valores de índices usados en el *modelo C* se presentan en la **Figura 21 (a)**. Algunos de estos presentan pautas poco adecuadas, pero no hay puntos dispersos obvios.

Las pruebas preliminares presentaban también otro rasgo bastante común a este tipo de análisis: que los tamaños del stock (y los valores de F) para peces jóvenes cerca del año terminal están escasamente estimados. Pequeños cambios aparentes en las selecciones del modelo (por ejemplo, en cual se debían estimar valores de F-terminal) dieron como resultado amplias fluctuaciones en las estimaciones de la clase anual 1999, siendo con frecuencia superiores o inferiores a la clase anual 1998 en más del doble. El grupo

decidió seguir el mismo procedimiento aplicado por el SCRS a otras especies en las evaluaciones tipo VPA en años previos, en el que se sustituyen las estimaciones más recientes del reclutamiento por una media de las anteriores. El procedimiento aplicado fue sustituir los valores de reclutamiento de 1997-1999 por la estimación del reclutamiento medio de 1987-1996; las  $F_s$  y los subsiguientes tamaños del stock en cada una de las 3 últimas cohortes fueron entonces calculadas de nuevo partiendo de las capturas observadas.

Los tamaños estimados del stock y las tasas de mortalidad por pesca del ensayo del *modelo C* ADAPT se presentan en la **Figura 22**. Estos resultados sugieren que la mortalidad por pesca del rabil de más edad (4 y más) ha descendido recientemente, pero que la mortalidad ejercida sobre peces más jóvenes va en rápido aumento, sobre todo en los peces de edad 1. La tendencia estimada de SSB para el *modelo C* se presenta en la **Figura 23**.

El grupo mostró preocupación por el hecho que los resultados del *modelo C* diferían en tendencia de los resultados de la última evaluación, lo que se debía probablemente a la estrecha escala de opciones de modelación que había sido examinada. En particular el grupo observó: (i) que las estimaciones del reclutamiento no deberían presentar una tendencia al aumento (el llamado “síndrome ADAPT”) al inicio de la serie temporal, (ii) que la mortalidad por pesca de peces más viejos debería mostrar una tendencia al descenso a mediados de los años 80, en relación con un cambio de objetivo hacia el patudo y (iii) que no era de esperar que la mortalidad por pesca de peces más viejos (4-5+) hubiese descendido en los últimos años.

A causa de la inquietud antes expresada y con el fin de no dar la idea en el informe de que los resultados del *modelo C* eran sólidos o incluso realistas, se probaron varias opciones de modelación que, en efecto, brindaron diferentes percepciones de las tendencias. Uno de estos análisis se presenta más abajo como *modelo D*. Las entradas para el *modelo D* son como las del *modelo C*. Los parámetros estimados en el *modelo D* representaban la  $F$  para la edad 4 en 1999 y una sola ratio de  $F$  para el período 1970-1998. El esquema de reclutamiento parcial supuesto en relación con la edad 4 para 1999 era [0.1, 0.3, 0.2, 0.4, 1.0, 0.14] para las edades 0 a 5+ respectivamente.

El esquema de residuos para el *modelo D* se presenta en la **Figura 21 (b)**. Las estimaciones del tamaño del stock y de mortalidad por pesca para el *modelo D* se presentan junto con las del *modelo C* en la **Figura 22**, y las estimaciones de la SSB, en la **Figura 23**. Estos resultados demuestran que diferentes opciones de modelación pueden cambiar realmente la percepción de las tendencias, en particular respecto a las inquietudes (i a iii) manifestadas por el grupo. Conviene observar que con el *modelo D* el “síndrome ADAPT” desaparece (a pesar de que se trata también de un resultado obtenido con ADAPT), que la mortalidad por pesca de peces más viejos descendió a mediados de los años 80 y que la mortalidad no decrece en años recientes.

En conclusión, los análisis VPA fueron realizados en el curso de la reunión como diagnóstico auxiliar, ya que se había decidido antes que el asesoramiento a la Comisión se centraría en las tareas relacionadas con el modelo de producción. Los resultados presentados aquí respecto a los *modelos C* y *D*, muestran de forma patente que se pueden obtener diferentes resultados, de acuerdo con las opciones aplicadas en la evaluación estructurada por edad. Debido al poco tiempo disponible, el Grupo no pudo llevar a cabo un análisis VPA, que pudiese considerar sólido y libre de sesgos.

#### **5.d Análisis del rendimiento por recluta y de la biomasa reproductora por recluta**

Se establecieron cuatro escenarios alternativos para el análisis del rendimiento por recluta (YPR) y biomasa reproductora por recluta (SPR). El primer escenario se basaba en tipos de pesca medios recientes

(reclutamientos parciales) calculados a partir de la media geométrica de las mortalidades por pesca en 1997-1999 por medio del *modelo C* con ADAPT VPA (**Tabla 19, Figura 24a**). El segundo escenario aplicaba el vector de reclutamiento parcial (PR) para 1999, estimado basándose en el *modelo C* con ADAPT VPA (**Tabla 19, Figura 24b**). El tercer escenario establecía el reclutamiento parcial en cero para la edad 0 y en la mitad para la edad 1, con el fin de acercarse a la situación que se daría con una perfecta implementación de la talla mínima recomendada (3,2 kg, **Tabla 19, Figura 24c**). El cuarto escenario empleado en el análisis era la media geométrica del reclutamiento parcial en 1997-1999, basado en el *modelo D* con ADAPT; el modelo se basaba en un mayor número de supuestos que el *modelo C*, pero con una estructura similar a las evaluaciones estructuradas por edad en el SCRS de 1998 (**Tabla 19, Figura 24d**). La edad de madurez se definió como de “corte de cuchillo” a la edad 3. Los pesos al inicio del primer trimestre se aplicaron como pesos por edad en el stock reproductor, y los pesos correspondientes al inicio del tercer trimestre, se aplicaron como pesos por edad en la captura (**Tabla 19**). Para evitar sesgos en las estimaciones de valores por recluta, los cálculos se hicieron hasta la edad 10, igual que hizo el SCRS en 1998.

Los resultados de los análisis de YPR y SPR se presentan en la **Tabla 20 y Figuras 24a-24d**. Estimaciones recientes (1997-1999) así como las últimas realizadas (1999) de la mortalidad por pesca, por

medio del análisis del *modelo C* ADAPT, sobrepasan ambas  $F_{0.1}$  y  $F_{max}$ . En contraste, el tipo de reclutamiento parcial que resulta del *modelo D*, indica que la F reciente es superior a  $F_{0.1}$ , si bien es inferior a  $F_{max}$ , que es un resultado similar al obtenido por el SCRS en 1998. La **Tabla 20** y la **Figura 24c** muestran que si se pudiese evitar totalmente la pesca de peces de edad 0 y si el reclutamiento parcial de peces de edad 1 se redujese a la mitad, el rendimiento por recluta con la F actual (1997-1999) podría aumentar en un 40% en el tipo de reclutamiento parcial del *modelo C* ADAPT. Esta comparación pone de relieve que el rendimiento por recluta (y por tanto los rendimientos totales) podría aumentar considerablemente, incluso sin que se produzca una reducción global en la tasa de explotación.

Las **Figuras 24a y 24c** indican que la mejor oportunidad de incrementar los rendimientos a largo plazo es aumentar la talla mínima efectiva (es decir, unas reducciones escasas de la mortalidad por pesca actual no tendrán como resultado incrementos importantes en el YPR); pero para conseguir aumentos apreciables de SPR (y, como meta final, del tamaño del stock reproductor) se hace necesaria una reducción global de la mortalidad por pesca actual.

$F_{0.1}$  y  $F_{max}$  han sido aplicadas ambas como aproximaciones a  $F_{RMS}$  en las evaluaciones de stock en el caso de otras especies de peces, aunque se cree que  $F_{max}$  sobreestima con frecuencia  $F_{RMS}$ , mientras que  $F_{0.1}$  podía ser una sobreestimación o bien una subestimación, dependiendo de las características del ciclo vital del stock en cuestión. Así, se pueden obtener estimaciones aproximadas en equilibrio de RMS y  $B_{RMS}$  multiplicando el reclutamiento medio por las estimaciones de YPR y SPR, respectivamente, tanto para  $F_{0.1}$  como para  $F_{max}$ . Suponiendo un reclutamiento de 64.7 millones de peces, la media reciente resultante del *modelo C* ADAPT da una estimación de RMS correspondiente a  $F_{0.1}$  y  $F_{max}$  de 128.000 t y 134.000 t para el reclutamiento parcial del *modelo C* ADAPT en 1997-1999. Respecto al *modelo D* ADAPT 1997-1999, el tipo de selectividad de la media geométrica con un supuesto reclutamiento de 77,8 millones de peces (la media reciente estimada en el *modelo D*), dio como resultado estimaciones de RMS correspondientes a  $F_{0.1}$  y  $F_{max}$  de 142.000 t y 149.000 t. Las correspondientes estimaciones de  $B_{RMS}$  son de 348.000 t y 239.000 t para la supuesta biomasa reproductora en equilibrio con pesca a  $F_{0.1}$  y  $F_{max}$  en el *modelo C* ADAPT, y 352.000 t y 228.000 t para la supuesta biomasa reproductora en equilibrio con pesca a  $F_{0.1}$  y  $F_{max}$  respectivamente, en el *modelo D* ADAPT.

La SPR a largo plazo que se alcanzaría manteniendo indefinidamente los niveles recientes de mortalidad por pesca y los tipos de pesca, se estimó ser de aproximadamente el 18% SPR basándose en

los resultados del *modelo C* ADAPT y de aproximadamente el 25% en los resultados del *modelo D* ADAPT. Considerando los resultados del *modelo C* ADAPT, aparentemente la mortalidad por pesca es inferior al umbral de reclutamiento de sobrepesca normalmente usado del 20%, mientras que en los resultados del *modelo C* está ligeramente por encima de dicho umbral. Las especies de grandes pelágicos de gran fecundidad, como los túnidos, podrían ser más resistentes a la pesca que otras especies de peces; pero no se sabe cuál es el nivel adecuado que indica una sobrepesca de reclutamiento.

## 6 Previsiones

No se realizaron mas previsiones que las implicadas en los análisis del rendimiento por recluta en equilibrio.

## 7 Efectos de las actuales regulaciones

En 1973, el Comité adoptó una regulación imponiendo una talla mínima de 3,2 kg para el rabil, con una tolerancia del 15% en el número de peces por desembarque. Parece ser que esta regulación no ha sido observada, ya que la proporción de desembarques de rabil de menos de 3,2 kg ha sobrepasado en mucho el 15% anual, al menos en las pesquerías de cerco y barcos de cebo (**Tabla 21**). Sobre la base de la composición por especies de la captura, recientemente revisada, y los datos de captura por talla obtenidos por análisis más refinados de los datos del cerco europeo y de otras revisiones de la base de datos, se observa ahora que las capturas globales de los cerqueros contenían un promedio del 53,1% de rabil pequeño en el período 1993-1998. En el mismo período, las pesquerías de barcos de cebo desembarcaron 75,2% de peces pequeños. En 1999, las proporciones calculadas de rabil pequeño fueron, 70,9% para la flota de cerco y 80,7% para la flota de barcos de cebo. Los porcentajes globales de rabil pequeño, de todos los artes, se estimaron ser 54,5% en 1998 y 69,9% en 1999. Los posibles problemas del muestreo podrían haber influenciado estos porcentajes. Sin embargo, es casi seguro que estos porcentajes globales son muy superiores al 15% de tolerancia. Casi todos los rables pequeños se pescan en el Atlántico este, ya que en el Atlántico oeste predominan las tallas intermedias.

Las dificultades prácticas que supone la implementación de esta regulación son probablemente una de las causas esenciales de esta situación. En efecto, los rables de esta categoría de talla no constituyen casi nunca cardúmenes puros; se encuentran mezclados con otros rables de tallas superiores así como con otros túnidos en rangos de tallas similares (listado y patudo) y se pescan durante todo el año, con una intensidad variable. Por otra parte, nunca se han evaluado al completo las ventajas de esta particular talla mínima. El Grupo recomendó, por tanto, realizar nuevos análisis acerca de las ventajas y desventajas de la talla mínima de 3,2 kg.

En 1993, la Comisión recomendó "que no se produjese un incremento en el nivel del esfuerzo de pesca efectivo ejercido sobre el rabil del Atlántico, por encima del nivel observado en 1992". Si bien es evidente que la capacidad de transporte total ha disminuido algo en los últimos años, al menos en las flotas de superficie del Atlántico este (de 55.700 t en 1992 a 42.900 t en 1997), la dirección y volumen del cambio en el esfuerzo de pesca efectivo depende de los cambios en la tecnología del arte y en las estrategias de pesca, cuya eficacia se supone ha ido en aumento. En el caso de establecer el supuesto de un 3% anual de incremento en la potencia pesquera, el esfuerzo efectivo total ha permanecido relativamente estable desde el año 1990.

## **8 Recomendaciones**

### ***8.a Introducción***

Como resultado de las recomendaciones del SCRS en los últimos años, en particular 1997, en mayo de 1998 tuvieron lugar unas Jornadas de Trabajo para examinar la base de datos del cerco en el Atlántico tropical oriental. Se formularon numerosas recomendaciones respecto a estadísticas e investigación, muchas de las cuales se repiten aquí, aunque no necesariamente por orden de prioridad.

### ***8.b Estadísticas***

(i) El Grupo aprecia los esfuerzos que la Secretaría ha hecho este año para asegurar la entrega puntual de los necesarios conjuntos de datos sobre captura, por año, área y arte y la captura global por talla. Pero los datos de captura y talla se presentaron tarde, debido sobre todo a que la reunión de Evaluación del Rabil se celebró muy pronto, y ello incrementó el trabajo de la Secretaría así como de los científicos que participaron. El Grupo, por tanto, mantiene su recomendación de que los científicos faciliten lo antes posible a la Secretaría los datos y el procesamiento necesarios para los Grupos de Especies. De acuerdo con esto, la Secretaría podrá entonces facilitar al Grupo las frecuencias de tallas y las estadísticas de captura por edad, adecuadamente extrapoladas por arte. Se debe mantener una base de datos permanente, con todos los datos usados por el Grupo en las evaluaciones. Esto simplificará las tareas de evaluación y las bases de datos de evaluaciones anteriores estarán siempre validadas y disponibles para el Grupo. El Grupo agradece que la Comisión haya contratado los servicios de un bioestadístico y reitera su opinión acerca de la necesidad de que la Secretaría disponga del personal adecuado en el departamento de estadísticas para llevar a cabo estas tareas. Además, al programar la próxima reunión de evaluación de stock, se deben tener en cuenta los retrasos sistemáticos por parte de algunos países en el envío de datos de captura y talla actualizados. Los países deben enviar estos datos con puntualidad y en los formatos adecuados.

(ii) La cobertura por observadores de los barcos y de las actividades pesqueras debe mantener un nivel y frecuencia adecuados para facilitar datos válidos sobre las operaciones de pesca (cuyo nivel y frecuencia dependen de los objetivos).

(iii) Tal como se trata en el apartado 3a, las muestras ghaneanas procedentes del cebo y del cerco suscitaban cierta inquietud. Además, en los últimos años, los datos ghaneanos de captura por talla del cebo parecen tener modas idénticas durante los cuatro trimestres. Teniendo en cuenta que las actividades del Programa BETYP incluyen la mejora de las estadísticas, con especial referencia a Ghana, el Grupo recomienda que los datos del marcado oportunista realizado en el curso del BETYP sean utilizados para comprobar e incrementar las muestras de talla de Ghana que ya se tienen, junto con el muestreo en puerto independiente del marcado.

(iv) El Grupo recomienda que se cree un grupo de trabajo dedicado a investigar, en el período entre sesiones, la composición por especies de las capturas venezolanas.

(v) Se manifestó inquietud sobre los posibles niveles del descarte que podría no haber sido notificado. El Grupo recomienda que siempre que sea posible este descarte sea notificado, o bien que se recojan datos que permitan hacer una estimación (por ejemplo, a través de programas sistemáticos de observadores).

(vi) Conviene calcular una serie de esfuerzo nominal para cada pesquería, que se notificará a la Secretaría para que esté disponible tanto para los análisis que se hagan en el período entre sesiones como para las evaluaciones futuras.

### **8.c Investigación**

(i) En general, no resulta práctico calcular los índices de abundancia estandarizados en el curso de las reuniones de evaluación, sobre todo en el caso de bases de datos amplias y complejas que no hayan sido examinadas a fondo para hallar los errores y faltas de concordancia. Por ello, se insiste en que los documentos de trabajo se preparen antes de la reunión y que contengan todos los índices de abundancia que se usarán en la evaluación. Dichos documentos han de ser preparados por los científicos más familiarizados con la idiosincrasia de los datos y deberán incluir detalles y diagnósticos para que sean estudiados por el Grupo de Especies Tropicales.

(ii) Se deberían establecer índices de abundancia para todas las principales pesquerías dedicadas a los túnidos tropicales, pero el Grupo sigue considerando prioritario establecer índices aplicables a las clases de edad más jóvenes, que capturan en grandes cantidades los barcos de cebo y los cerqueros. En las últimas evaluaciones no se ha contado con estos éstos índices de abundancia de las clases más jóvenes, que son de gran utilidad.

(iii) En 1994, el SCRS mantuvo y reiteró la recomendación del Grupo de Trabajo sobre el Rabil, acerca de la necesidad de contar con programas de marcado de peces juveniles en el Atlántico este, para comprobar la hipótesis establecida por el Grupo sobre estructura del stock de rabil, y para cuantificar las tasas de mezcla. Los programas de marcado son esenciales para determinar la migración este-oeste del rabil preadulto, y la relación de las áreas de pesca venezolanas y brasileñas con esta migración. En el curso de las Jornadas de Trabajo sobre Indices de Abundancia (mayo de 1998), se insistió sobre la importancia de los estudios de marcado para obtener información sobre el tamaño del stock y la mortalidad por pesca; además, se podrían aplicar estudios de marcado para examinar la tasa de acumulación de peces en torno a objetos. Por otra parte, los estudios de marcado permitirían la estimación de la mortalidad natural aplicando una metodología como la descrita por Hampton (2000). Si bien el Grupo observó que esta recomendación es más prioritaria para el patudo que para el rabil, a la vista del incremento de la mortalidad por pesca de esta especie en los últimos años, el programa de marcado propuesto para el patudo tiene esta recomendación en cuenta y prevé el marcado de rabil juvenil en el Atlántico este durante el marcado de patudo, ya que ambas especies están frecuentemente asociadas en cardúmenes mixtos. Si bien son caros, los estudios de marcado se consideran prioritarios debido a la calidad y fiabilidad de sus resultados, siempre que tengan el adecuado diseño estadístico y objetivos bien definidos.

(iv) Las características cambiantes de la pesquería de cerco dificultan mucho el desarrollo de índices de abundancia y el cálculo de los niveles de esfuerzo efectivo, ambos de vital importancia para la evaluación de stocks. En consecuencia, es indispensable establecer métodos de estimación del incremento de la potencia pesquera de las principales flotas dedicadas a la pesca del rabil. Deben obtenerse datos más completos de los barcos y de las características del arte, tiempo de búsqueda, duración del lance, uso de objetos y sobre los descartes, por medio de cuadernos de pesca, programas de observadores y entrevistas en los muelles al final de cada marea.

(v) Conviene aplicar los estudios en curso para evaluar el aporte de las zonas de desove del Atlántico oeste al stock de rabil del conjunto del Atlántico.

(vi) Se debe obtener mas información sobre el tipo de lance de las operaciones del cerco tropical francés y español en el período anterior a 1991. Sería también útil identificar los barcos que tengan datos de buena calidad para hacer análisis detallados de datos, en relación con factores como mejora del equipo y tipos de lance antes de 1991. Estos estudios se están ya llevando a cabo por medio de programas financiados por la Comunidad Europea.

(vii) Se deben estudiar métodos geo-estadísticos y otros, tales como modelos de evaluación espaciales, capaces de incluir esquemas espacio-temporales en relación con el análisis de datos.

(viii) Es necesario estudiar el comportamiento y la biología (migración, mortalidad, etc.) de los peces asociados a DCPs, por medio de barcos de investigación, para hacer estudios que incluyan marcado convencional, marcas acústicas y encuestas acústicas. El Grupo observó que esta recomendación es más prioritaria en el caso del listado y patudo que en el caso del rabil.

(ix) El crecimiento dimórfico sexual podría ser causa de grandes problemas con la aplicación de la ecuación de crecimiento existente (no específica del sexo), respecto al corte de la edad. Se deben usar datos nuevos y/o los existentes para calcular ecuaciones de crecimiento específicas del sexo para su uso en futuros cálculos de la captura por edad. Conviene además, obtener información sobre sex ratios por talla, arte y zona, siempre que sea posible.

(x) Gran parte de las dificultades experimentadas en la aplicación al rabil (y a otros túnidos) de modelos estructurados por edad, podrían solucionarse por medio del uso de "modelos estadísticos" (por ejemplo, SCRS/00/87). El Grupo recomienda que en el año 2001 se inicie la creación de estos modelos. Será una ardua tarea, debido al tipo de datos que serán necesarios, por lo que se recomienda iniciarla en el período que media entre sesiones y que sea coordinada por la Secretaría.

(xi) Los índices de abundancia se deberían calcular por trimestre y facilitarse para la moratoria.

#### **8.d Ordenación**

Las capturas estimadas de rabil han promediado 145.000 t en los tres últimos años. Esta estimación está dentro del rango de RMS de los modelos de producción en equilibrio y es algo mas baja que las estimaciones de RMS de los análisis del modelo de producción de no-equilibrio. Sin embargo, dependiendo del supuesto sobre las tasas anuales de aumento de la eficacia, los niveles recientes de esfuerzo de pesca y la mortalidad por pesca, podrían ser algo superiores o bien inferiores a los niveles que se asocian con capturas RMS en equilibrio. Existen otras muchas fuentes de incertidumbre que podrían afectar las estimaciones, que han sido tratadas en este informe. En consecuencia, el Comité confirma su apoyo a la Recomendación de la Comisión en 1993 respecto a "que no se produjese un incremento en el nivel del esfuerzo de pesca efectivo ejercido sobre el rabil del Atlántico, por encima del nivel observado en 1992". Las actuales estimaciones puntuales del Comité acerca del esfuerzo de pesca efectivo, son inferiores a la estimación de 1992.

El Grupo recomienda de nuevo que se hallen medidas efectivas para reducir la mortalidad por pesca de rabil pequeño, sobre la base de los resultados del análisis del rendimiento por recluta. Si bien no se cuenta con suficientes datos para evaluar con detenimiento los efectos de una moratoria voluntaria sobre la pesca al objeto (y otras medidas para reducir la captura de peces pequeños), iniciada a finales de 1997, en general es un medio prometedor para reducir la mortalidad por pesca del rabil juvenil. El Grupo recomienda proseguir este programa, al menos hasta poder medir su eficacia, e insiste en que si no se cuenta con la participación de todas las flotas que pescan al objeto, su eficacia se verá disminuida.

---

**RESUMEN - RABIL DEL ATLÁNTICO: Capturas (1.000 t)**

---

**Resultados del SCRS en 2000**

---

Producción Máxima Sostenible (RMS)	144.6-152.2
Producción actual (1999)	140.0
Producción actual de sustitución (1999)	Podría estar cerca del rendimiento actual.
Biomasa relativa ( $B_{1999}/B_{RMS}$ ) <sup>1</sup>	103%
Mortalidad por pesca relativa: $F_{1999}/F_{RMS}$	88-116%
Medidas de ordenación en vigor:	-Talla mínima de 3,2 kg. -El esfuerzo de pesca efectivo no deberá sobrepasar el nivel de 1992. -Veda de temporada/área a la pesca con DCPs.

---

<sup>1</sup> Resultados del modelo de no equilibrio

## 9 Publicaciones citadas

BAKUN, A. 1996. Patterns in the ocean. Ocean processes and marine population dynamics. California Sea Grant/CIB.

BARD, F.X. 1994. Structure du stock de l'albacore (*Thunnus albacares*) atlantique d'après les marquages comparés aux lieux de ponte. *Rec. Doc. Scient. ICCAT*. Vol. XLII, pp 204-208.

BURN, M. 1965. Oceanography and the ecology of tunas. *Oceanogr. Mar. Biol.*, 3: 299-322.

CAPISANO, C. and A. Fonteneau. 1991. Analyse des fréquences de longueur, du sex-ratio et des zones de reproduction de l'albacore (*Thunnus albacares*) de l'Atlantique. *Rec. Doc. Scient. ICCAT*. Vol. XXXVI, pp 241-279.

CAVERIVIÈRE, 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 à 1974. *Doc. Sci. Cent. Rech. Océanogr. Abidjan. ORSTOM*, 7(2), 49-70.

CAYRÉ, P., F. X. Bard, and T. Diouf. 1988. Les migrations des thonidés de l'Atlantique. In: *Ressources, pêche et biologie des thonidés tropicaux de l'Atlantique*. Edited by A. Fonteneau and J. Marcille. FAO Tech. Doc. 292:111-156.

CAYRÉ, P. 1990. Les migrations: un comportement déclenché par l'environnement. *Rec. Doc. Scient. ICCAT*. Vol. XXXII, pp 158-168

CURY, P. 1994. Obstinate nature: an ecology of individuals. Thoughts on reproductive behaviour and biodiversity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 1664-1673.

FONTENEAU, A. 1991. La surexploitation du stock d'albacore en 1984: mythe ou réalité? *Rec. Doc. Scient. ICCAT*. Vol. XXXVI, pp 348-379.

FONTENEAU, A. 1994. Structure de la population d'albacore de l'Atlantique: quelques considérations sur les migrations et la modélisation. *Rec. Doc. Scient. ICCAT*. Vol. XLII, pp 215-218.

FONTENEAU, A. 1996. Introduction aux problèmes des relations thons-environnement dans l'Atlantique. In: Proceedings of the ICCAT Symposium, Les Açores, Juin 1996. Ed. J. Beckett, *Rec. Doc. Scient. ICCAT*. Vol. L. pp.275-318.

FONTENEAU, A. 1997. Atlas of tropical tuna fisheries. World catches and environment. ORSTOM, Paris, 192 pp.

FONTENEAU, A. 1999. Note sur les temps de recherche journaliers maximum des senneurs intertropicaux *Rec. Doc. Scient. ICCAT*. Vol.XLIX (3) pp. 292-294

FONTENEAU, A. and J. Marcille. 1988. Ressources, pêche et biologie des thonidés tropicaux de l'Atlantique Centre-Est. FAO document technique sur les pêches. Edited by A. Fonteneau et J. Marcille. FAO Tech. Doc. 292.

FOUCHER, E. 1994. Dynamique saisonnière et spatiale de la ressource dans les pêcheries thonières de l'Atlantique tropical est. Ph.D. thesis, ENSA-Rennes, ORSTOM éd., TDM 131.

GAERTNER, D., J. Ariz, V. Nordstrom. 1999. Remarques sur le calcul de l'effort de pêche des thoniers senneurs : temps de recherche, temps de pêche diurne effectif et proportion de temps prise par les calées nocturnes. *Rec. Doc. Scient. ICCAT*. Vol.Vol.XLIX (3) pp 432-436

GARCÍA, S.O. and S. Cota. 1996a. Relative Yellowfin Tuna Abundance Distribution and its Relationship to Environmental Features as Observed from Satellites. Proceedings of the 47th Tuna Conference. May 20-23 1996. Lake Arrowhead, California.

GARCÍA, S.O. and S. Cota. 1996b. Distribucion de la abundancia de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) y su relación con la concentración de pigmentos fotosintéticos medidos por satélite en aguas al sur de México Investigaciones Geográficas Boletín, num. Especial 4: 85-93.

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 (3): 155-172.

GASCUEL, D., A. Fonteneau et 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. Aquat. Living Resour.,1993, 6,15-30.

HAMPTON, J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 57:1002-1010.

HOLLAND, K.N., R.W. Brill, R.K. Chang, J. Sibert, and D. Fournier. 1992. Physiological and behavioural thermoregulation in bigeye tuna (*Thunnus obesus*). *Nature*, 358: 410-411.

LEHODEY, P., M. Bertignac, J. Hampton, A. Lewis, J. Picaut, J. 1997. El Niño Southern Oscillation and tuna in the Western Pacific. *Nature* Vol. 389 no 6652 pp 715-718.

LEHODEY, P., J.M. André, M. Bertignac, J. Hampton, A. Stoens, C. Menkes, L. Memery and N. Grima, N. 1998. Predicting skipjack tuna forage distributions in the equatorial Pacific using a coupled dynamical bio-geochemical model. *Fish. Oceanogr.*, 7:3/4, 326-334.

LO, N.C., L. Jacoson and J. L. Squires. 1992. Indices of relative abundance from fish spotter data based on Delta-Lognormal models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49:2515-2525.

MARSAC, F. 1992. Etude des relations entre l'hydroclimat et la pêche thonière hauturière tropicale dans l'Océan Indien. Ph.D. thesis. Université de Bretagne Occidentale. France.

MAURY, O. 1998. Modélisation spatiale en halieutique. Approche par simulateur sous SIG. Application à la modélisation hiérarchique de la population de thons albacore (*Thunnus albacares*) de l'Atlantique tropical. Ph.D. thesis. ENSA Rennes France.

MAURY, O., D. Gascuel, A. Fonteneau, A.L. De Rosa (a). Hierarchical Interpretation of Non-Linear Relationships Linking Yellowfin Tuna (*Thunnus albacares*) to the environment in the Atlantic Ocean. *Can. J. Fish. Aquat. Sci. in press*

MAURY, O., D. Gascuel, A. Fonteneau (b). Spatial Modeling of Atlantic Yellowfin Tuna Population Dynamics. A Habitat Based Advection-Diffusion-Reaction Approach with Application to the Local Overfishing Study. In Spatial phenomena in population dynamics and fishery management. Alaska Sea Grant Program, Anchorage, 1999. *in press*

MENDELSSOHN, R. and C. Roy. 1986, Environmental Influences on the French, Ivory-Coast, Senegalese and Moroccan Tuna Catches in the Gulf of Guinea. In Proceedings of the ICCAT Conference on the International Skipjack Year Program. Edited by P. E.K. Symons, P.M. Miyake and G.T. Sakagawa. pp.170-188.

PUNT, A.E. and R. Hilborn, R. 1996. Biomass dynamic models (BIODYN) User's manual. FAO *Comp. Inf. Ser. (Fish)* no 10. 62 pp.

PAULY, D. and J. Moreau. 1997. Méthodes pour l'évaluation des ressources halieutiques. Cépadués-éditions. Coll. Polytech. France.

ROGER, C. 1990. Thons et biomasse: recherche d'un indice de richesse potentielle des zones océaniques. In Actes de la conférence thonière régionale. Antananarivo, Madagascar. 9-12 mai 1990. Edited by J.Y. Le Gall, X. De Reviers, C. Roger pp.75-78.

SHARP, G.D. and A.E. Dizon. 1978. The physiological ecology of tunas. Sharp and Dizon (eds.). Academic Press, New York.

STRETTA, J.M. 1988. Ressources, pêche et biologie des thonidés tropicaux de l'Atlantique Centre-Est. FAO Fisheries Technical Paper no. 292 pp-269-316.

SUND, P.N., M. Blackburn, F. Williams, F. 1981. Tunas and their environment in the Pacific Ocean; a review. *Oceanogr. Mar. Biol. 19:* 443-512.

**Table 1.** Reported catches (landings and discards) in MT of Atlantic yellowfin by regions and major gears, 1950-1999

**Table 1.** Reported catches (landings and discards) in MT of Atlantic yellowfin by regions and major gears, 1950-1999

**Table 1.** Reported catches (landings and discards) in MT of Atlantic yellowfin by regions and major gears, 1950-1999

**Table 1.** Reported catches (landings and discards) in MT of Atlantic yellowfin by regions and major gears, 1950-1999

**Table 1.** Reported catches (landings and discards) in MT of Atlantic yellowfin by regions and major gears, 1950-1999

**Table 1.** Reported catches (landings and discards) in MT of Atlantic yellowfin by regions and major gears, 1950-1999

**Table 1.** Reported catches (landings and discards) in MT of Atlantic yellowfin by regions and major gears, 1950-1999

FLAG	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983
<b>WEST ATL</b>	<b>7732</b>	<b>9463</b>	<b>12809</b>	<b>14597</b>	<b>15793</b>	<b>15381</b>	<b>15095</b>	<b>14714</b>	<b>16466</b>	<b>13940</b>	<b>13472</b>	<b>14798</b>	<b>13359</b>	<b>13163</b>	<b>17704</b>	<b>26290</b>	<b>39666</b>
<b>SURFACE</b>	218	114	0	0	0	3410	2276	1617	1995	679	1457	4743	3637	5667	6083	16057	31638
<b>BAITBOAT</b>	0	0	0	0	0	26	1278	408	0	0	1012	605	392	1917	2970	3603	
BRASIL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	117	392	917	1036	1778	
CUBA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	0	
EC-ESPAÑA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	980	300	0	0	0	0	
EC-FRANCE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	86	0	0	0	0	
JAPAN	0	0	0	0	0	26	1180	312	0	0	0	0	0	0	0	0	
PANAMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	102	0	0	0	0	
VENEZUELA	0	0	0	0	0	0	98	96	0	0	0	0	0	1000	1912	1825	
<b>PURSE SEINE</b>	<b>218</b>	<b>114</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>3410</b>	<b>2250</b>	<b>339</b>	<b>1577</b>	<b>634</b>	<b>1073</b>	<b>3662</b>	<b>1035</b>	<b>5135</b>	<b>2822</b>	<b>12112</b>	<b>25749</b>	
BRASIL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	177	
CANADA	0	0	0	0	0	0	0	0	161	0	318	0	0	0	0	0	
COLOMBIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
EC-ESPAÑA	0	0	0	0	489	0	0	762	0	266	1049	752	0	0	0	1957	
EC-FRANCE	0	0	0	0	2600	1677	339	440	0	0	0	0	0	0	0	0	
GHANA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	265	0	0	0	
PANAMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	689	0	0	0	0	0	
USA	218	114	0	0	321	573	0	375	473	807	1606	283	473	322	82	112	
VENEZUELA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4397	2500	12030	23503		
<b>LONGLINE</b>	<b>4978</b>	<b>7857</b>	<b>10853</b>	<b>14298</b>	<b>15494</b>	<b>11672</b>	<b>12517</b>	<b>12747</b>	<b>14084</b>	<b>12774</b>	<b>11374</b>	<b>9572</b>	<b>9277</b>	<b>6735</b>	<b>11323</b>	<b>9926</b>	<b>6969</b>
ARGENTIN	23	139	100	0	150	400	129	112	108	57	43	4	0	8	0	0	
BRASIL	812	812	464	812	347	233	153	232	260	681	928	795	1076	521	1159	935	887
CANADA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
CHI.TAIW	876	1426	4292	3583	1096	1362	1305	1500	1200	1284	164	181	848	616	435	407	87
CHINA.PR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
CUBA	580	652	615	480	340	360	0	374	600	1200	900	661	232	689	1997	1481	793
EC-ESPAÑA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
GRENADA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
JAPAN	2687	4158	3600	4313	9052	4155	2484	2805	2444	3069	1408	1647	1707	1117	2983	3288	1218
KOREA	0	670	1782	3486	3001	3278	4547	5400	7718	4574	6522	4259	4414	1933	3325	2249	1920
MEXICO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	42	128	0	
PANAMA	0	0	0	0	0	28	1978	1114	1191	1283	582	719	0	807	262	675	62
PHILIPNS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
TRINIDAD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	232	
URUGUAY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	67	214	357	
USA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	52	45	65	165
VENEZUELA	0	0	0	1624	1508	1856	1921	1210	563	626	827	1306	1000	1000	484	1248	

**Table 1.** Reported catches (landings and discards) in MT of Atlantic yellowfin by regions and major gears, 1950-1999

**Table 1.** Reported catches (landings and discards) in MT of Atlantic yellowfin by regions and major gears, 1950-1999

**Table 1.** Reported catches (landings and discards) in MT of Atlantic yellowfin by regions and major gears, 1950-1999

FLAG	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
<b>LONGLINE</b>	8092	9444	3684	4481	7511	6385	7640	5502	3903	4107	8503	7955	8567	5962	8009	6425
CAP VERT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHI.TAIP	87	146	254	193	207	96	2244	2163	1554	1301	3851	2681	3985	2993	3643	3016
CHINA.PR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	74	63	60
CUBA	1171	1135	694	769	1417	438	679	0	0	0	0	0	0	12	0	0
E.GUINEA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
EC-ESPAÑA	92	19	4	0	7	9	18	19	51	10	21	29	31	37	40	40
EC-PORTUGAL	0	0	0	0	0	0	0	41	0	0	1	22	8	3	4	4
JAPAN	2937	3139	1302	1718	3587	3792	4185	3020	2124	2627	4194	4770	4246	2741	4073	2970
KOREA	1684	1584	965	1221	1248	1480	324	259	174	169	436	453	297	101	23	0
NAMIBIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	132
NEI-166	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
PANAMA	1653	3100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PHILIPNS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	126	173
POLAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S.AFRICA	124	0	39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	37	23
USSR	344	321	426	580	1045	570	190	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>OTHER SURF</b>	2407	1516	2296	2932	2532	2485	2237	2263	1765	1514	1665	1369	1538	1321	1244	1272
ANGOLA	38	11	0	0	56	0	0	1	0	3	0	1	1	2	0	0
BENIN	65	60	19	3	2	7	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0
CAP VERT	1958	1154	2004	1768	1997	1985	1634	1272	1202	1345	1560	1362	1289	1299	1144	1144
EC-PORTUGAL	4	3	5	1	8	0	2	210	13	3	3	5	3	2	3	3
GABON	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	88	0	225	0	0	0
GHANA	73	0	4	886	180	180	180	180	108	0	0	0	0	0	0	0
LATVIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	97	97
S.AFRICA	12	36	2	3	7	13	10	8	6	4	13	0	18	14	0	28
SAO TOME	177	180	180	178	184	198	228	223	229	140	0	0	1	4	0	0
SENEGAL	0	0	0	0	0	2	90	53	40	6	0	0	0	0	0	0
UKRAINE	0	0	0	0	0	0	0	215	0	0	0	0	0	0	0	0
UK-S.HELENA	80	72	82	93	98	100	92	100	166	0	0	0	0	0	0	0
USSR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>UNCL GEAR</b>	0	0	0	0	0	0	2	1520	744	567	240	485	408	707	304	295
ANGOLA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0
C.IVOIRE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
CUBA	0	0	0	0	0	0	0	658	653	541	238	212	257	257	0	0
EC-PORTUGAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
ESTONIA	0	0	0	0	0	0	0	234	0	0	0	0	0	0	0	0
GABON	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	218	0	225	295	295
GAMBIA	0	0	0	0	0	0	2	16	15	0	0	0	0	0	0	0
GEORGIA	0	0	0	0	0	0	0	25	22	10	0	0	0	0	0	0
LATVIA	0	0	0	0	0	0	0	255	54	16	0	55	151	223	0	0
LITUANIA	0	0	0	0	0	0	0	332	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

\*

\*\*

**Table 1.** Reported catches (landings and discards) in MT of Atlantic yellowfin by regions and major gears, 1950-1999

FLAG	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
<b>WEST ATL</b>	<b>37480</b>	<b>42365</b>	<b>31750</b>	<b>27680</b>	<b>30284</b>	<b>32807</b>	<b>27095</b>	<b>32632</b>	<b>32880</b>	<b>37429</b>	<b>46178</b>	<b>33940</b>	<b>30514</b>	<b>29433</b>	<b>26968</b>	<b>27632</b>
<b>SURFACE</b>	27453	31380	17631	16902	14275	18722	12603	21658	19226	25180	31989	16266	19915	20093	17893	15897
<b>BAITBOAT</b>	3698	5478	2421	5468	5822	4834	4718	5359	6276	6383	7094	5297	4560	4275	5511	5349
BRASIL	1298	2176	751	1560	1596	1376	953	1169	2660	3087	2744	2613	1956	1643	1229	1197
CUBA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0
EC-ESPAÑA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-FRANCE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
JAPAN	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
VENEZUELA	2400	3302	1670	3908	4226	3458	3765	4190	3616	3296	4350	2684	2604	2632	4267	4152
<b>PURSE SEINE</b>	<b>23203</b>	<b>20994</b>	<b>9822</b>	<b>6665</b>	<b>6034</b>	<b>11647</b>	<b>6800</b>	<b>14414</b>	<b>11359</b>	<b>16081</b>	<b>19612</b>	<b>6338</b>	<b>10784</b>	<b>11710</b>	<b>9157</b>	<b>6283</b>
BRASIL	333	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	57	0	0
CANADA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
COLOMBIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2404	0	0	0	0	0	0
EC-ESPAÑA	3976	1000	0	0	0	0	0	1451	1290	810	0	0	0	0	0	0
EC-FRANCE	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
PANAMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	257
USA	1080	4387	647	82	42	35	267	996	376	208	25	0	7	0	0	**
VENEZUELA	17814	15607	9175	6583	5992	11612	6533	11967	9693	12659	19587	6338	10777	11653	9157	6026
<b>LONGLINE</b>	<b>8503</b>	<b>9743</b>	<b>12407</b>	<b>9990</b>	<b>14736</b>	<b>13033</b>	<b>13215</b>	<b>9410</b>	<b>11768</b>	<b>9906</b>	<b>9308</b>	<b>8731</b>	<b>8569</b>	<b>8505</b>	<b>8181</b>	<b>10943</b>
ARGENTIN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BRASIL	484	515	1057	653	898	1126	661	582	1248	1518	1084	1312	734	849	1014	2930
CANADA	0	0	2	40	30	0	7	28	25	71	52	170	154	100	57	20
CHI.TAIW	559	780	1156	709	1641	762	5221	2009	2974	2895	2809	2017	2668	1473	1685	1395
CHINA.PR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	555	555	*
CUBA	2538	1906	2081	1062	98	91	53	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EC-ESPAÑA	0	0	0	0	1	3	2	11	24	179	7	4	36	34	46	23
GRENADA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	409	0	0	0	0
JAPAN	1030	2169	2103	1647	2395	3178	1734	1698	1591	469	589	457	1004	814	894	649
KOREA	989	1655	853	236	120	1055	484	1	45	11	0	0	84	156	0	0
MEXICO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	165	646	0	0	826	788	1283
PANAMA	246	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
PHILIPNS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	36	106
TRINIDAD	31	0	0	0	1	10	303	540	0	0	0	0	27	56	23	23
URUGUAY	368	354	270	109	177	64	18	62	74	20	59	53	171	53	88	88
USA	593	738	3975	4888	8644	6247	4474	4141	5337	3886	3246	3645	3320	3773	2449	3374
VENEZUELA	1665	1626	910	646	731	497	258	338	450	692	816	664	371	371	546	492

**Table 1.** Reported catches (landings and discards) in MT of Atlantic yellowfin by regions and major gears, 1950-1999

FLAG	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
<b>OTHER SURF</b>	552	4908	5388	4769	2419	2241	1085	1885	1591	2716	5283	4631	4571	4108	3225	4265
BRASIL	34	256	29	53	18	31	144	87	320	526	341	96	77	156	0	0
CANADA	0	0	0	0	0	7	0	1	0	0	0	4	1	0	0	2
CUBA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
GRENADA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
TRINIDAD	0	0	0	0	0	1	1	3	4	0	0	0	0	0	0	0
UK-BERMUDA	11	42	44	25	23	22	15	17	42	58	44	44	71	51	53	57
USA	507	4610	5315	4691	2378	2180	925	1777	1225	2132	4898	4486	4418	3901	3172	4191
VENEZUEL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0
<b>UNCLASSIFIED</b>	1524	1242	1712	788	1273	1052	1277	1564	1886	2343	4881	8943	2030	835	894	625
ARGENTIN	0	44	23	18	66	33	23	34	1	0	0	0	0	0	0	0
BARBADOS	90	57	39	57	236	62	89	108	179	161	156	255	160	151	0	0
BRASIL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	271	0
COLOMBIA	0	180	211	258	206	136	237	92	95	0	3418	7172	238	46	46	*
CUBA	0	0	0	0	0	0	0	18	11	1	14	54	40	40	0	0
DOMINICA	0	0	0	0	0	0	18	12	23	30	31	9	0	0	0	0
GRENADA	146	170	506	186	215	235	530	620	595	858	385	0	523	302	302	*
JAMAICA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	21	0	0
MEXICO	1059	562	658	33	283	345	112	433	742	690	447	1126	771	0	0	0
NLD.ANT.	173	150	150	160	170	170	170	150	160	170	155	140	130	130	130	*
ST.LUCIA	56	79	125	76	97	70	58	49	58	92	130	144	110	110	110	*
ST.VINC.	0	0	0	0	0	1	40	48	22	65	16	43	37	35	35	*
TRINIDAD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	219	0	0	0	0	0	0
USA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	57	129	0	0	0	0	2
VENEZUELA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>DISCARDS</b>																
USA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	167
<b>UNKNOWN AREA</b>																
<b>TOTAL</b>	406	526	8178	6444	5755	5276	8249	7837	7430	5928	7964	6967	8026	7256	8697	8697
<b>LONGLINE</b>	406	526	8178	6444	5755	5276	8249	7837	7430	5805	7826	6790	7916	7256	8697	8697
CHI.TAIP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PANAMA	0	0	7222	5147	3431	2496	4149	3519	3594	3134	3422	2588	1954	1156	358	358
NEI-105	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	284	400	59	62	62
NEI-134	0	0	0	0	0	0	0	0	0	98	604	862	1315	1399	2894	2894
NEI-40	0	0	0	0	0	137	162	78	68	18	174	143	223	48	41	*
NEI-71	406	526	956	1297	2324	2643	3938	4240	3768	2555	3626	2913	3970	4155	4057	4057
NEI-81	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	393	1263	1263
NEI-94	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	34	46	22	*
<b>UNCL GEAR</b>																
CHINA.PR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	123	138	177	110	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

	Year	YFT	% SKJ	BET
Free schools	1991	61,4	36,7	1,9
	1992	73,9	22,4	3,7
	1993	55,2	37,9	6,9
	1994	59,3	35,3	5,4
	1995	70,6	25,6	3,8
	1996	79,8	16,2	4,0
	1997	69,9	26,8	3,3
	1998	68,4	29,1	2,5
	1999	52,1	44,5	3,3
Floating objects	1991	14,5	74,5	11,1
	1992	18,5	66,6	14,9
	1993	16,7	64,6	18,7
	1994	20,0	57,3	22,6
	1995	18,0	63,8	18,2
	1996	17,9	62,7	19,3
	1997	19,3	60,1	20,6
	1998	21,3	58,4	20,3
	1999	20,7	62,3	16,9

**Table 3.** Carrying capacity (1000 MT), by gear, of the eastern Atlantic surface fleets

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			
<b>TOTAL BB+PS</b>	36.5	32.2	42.3	54.1	46.0	53.5	68.4	62.0	67.6	69.6	77.1	81.8	61.3	52.3	49.5	45.8	43.9	44.3	46.5	56.6	55.7	51.5	46.4	44.3	47.6	43.9	40.3	42.9			
TOTAL BB	7.3	7.6	13.0	13.2	9.7	13.7	15.5	14.7	12.8	11.8	11.7	11.5	11.3	10.8	11.0	8.8	9.2	9.6	9.9	9.9	9.9	10.0	10.0	10.0	10.1	10.5	10.9	11.3			
FISM	2.7	2.1	2.0	1.8	1.5	1.3	1.3	1.4	1.3	1.3	1.2	1.2	1.1	1.0	0.5	0.7	0.8	0.9	0.6	0.6	0.6	0.7	0.7	0.7	0.7	1.0	0.9	0.9			
TEMA-BASED	3.2	4.0	8.7	9.2	7.3	11.0	12.8	11.6	9.7	8.7	8.1	8.0	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			
SPAIN (CANAR.)	0.6	1.0	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			
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		
CAP VERT.									0.2	0.2	1.0	1.0	1.0	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	0.6	0.6	0.5	0.3	0.3	0.9	0.9	1.2	1.4	1.6	1.8	2.0	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	0.2	0.3	0.4	0.4			
OTH.*																													0.4	0.8	
<b>TOTAL PS</b>	29.2	24.6	29.3	40.9	36.3	39.8	52.9	47.3	54.8	57.8	65.4	70.3	50.0	41.5	38.5	37.0	34.7	34.7	36.6	46.7	45.8	41.5	36.4	34.3	37.5	33.4	29.4	31.6			
GHANA																												3.3	3.3	3.3	5.3
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	3.0	3.0	5.1	6.0	6.0	7.0	12.7	10.1	10.1	10.8	10.8	8.7	9.0	9.2	9.0			
SPAIN	5.2	7.1	8.4	12.6	16.8	20.7	24.4	25.9	29.5	30.6	31.7	38.0	33.5	30.3	27.3	23.7	20.5	19.5	19.7	22.8	23.6	18.7	18.5	14.5	13.0	9.9	9.6	10.0			
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	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	0.0	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	0.0	0.0	0.0		
U.S.S.R.	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	1.0	3.0	3.9	4.9	4.9	4.9	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	0.8			
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	2.0	2.0	2.0	2.0	3.4	5.3	6.6	7.6	8.5	3.8	6.5	11.3	10.4	6.5	6.5			

\*

\*\* Includes: France, Senegal, Côte d'Ivoire, Vanuatu, Malta and Guinea Conakry up to 1995. French flag purse seine vessels since 1996. .

\*\*\* 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 Saint Vincent.

**Table 4.** Upper limits for age slicing (cm) used to create catch-at-age. (Lower limit defined by upper limit of next younger age class in same quarter)

Quarter	Age-Class					
	0	1	2	3	4	5+
1	42	60	100	136	157	4
2	45	69	110	143	161	4
3	48	78	120	148	163	4
4	53	89	128	153	166	4

**Table 5.** Estimated catch at age of Atlantic yellowfin caught by longline

	0	1	2	3	4	5+	Total
1970	68	3504	107349	338778	218046	38491	706236
1971	50	4400	211431	29056	189965	36480	741382
1972	54	3404	171173	325117	173632	37552	710932
1973	74	2302	177049	339252	204266	45006	767949
1974	74	4474	164623	317973	200675	44285	732104
1975	74	897	116089	280092	188340	41168	626660
1976	54	3634	139366	264259	145813	35756	588882
1977	0	2769	203920	319424	133871	28018	688002
1978	12	2388	89161	278565	107915	16047	494088
1979	0	4538	106693	217614	68332	10819	407996
1980	228	2966	85922	224995	107574	27785	449470
1981	6	7858	155884	214087	73567	21399	472801
1982	230	6425	118817	231484	94347	31141	482444
1983	51	3048	129069	189377	55302	9225	386072
1984	154	14194	137887	278445	50100	7923	488703
1985	19	9183	189664	246678	74226	11698	531468
1986	0	6908	118395	442663	78439	8134	654539
1987	0	8086	145178	315831	74376	10941	554412
1988	8	11632	182500	456627	83389	6476	740632
1989	0	6616	230029	329113	93835	9509	669102
1990	10	5500	109688	431435	132280	21104	700017
1991	773	60641	263319	317102	52259	4557	698651
1992	0	17576	187481	374111	66451	11463	657082
1993	0	6593	165406	354476	69565	7318	603358
1994	59	22623	512207	316975	60975	8529	921368
1995	2402	57730	387987	250757	69090	10039	778005
1996	52	96048	229513	306665	112454	24862	769594
1997	33	67114	210868	285009	94220	14613	671857
1998	3899	91828	255795	327905	89018	17643	786088
1999	2415	99323	238950	328290	87713	16767	773458

**Table 6.** Estimated catch at age of Atlantic yellowfin caught by baitboats (excluding Ghanian vessels)

	<i>0</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5+</i>	<i>Total</i>
1970	223788	1166862	130913	38371	17318	5115	1582367
1971	157125	1036478	320110	16977	12372	6202	1549264
1972	170495	1023320	351175	46120	19499	8076	1618685
1973	111089	721820	392052	69488	26469	7118	1328036
1974	273868	1435632	347419	157664	36857	9608	2261048
1975	27879	233403	204981	38513	6985	918	512679
1976	88570	830526	161944	9505	687	67	1091299
1977	610783	872922	287827	20647	1110	208	1793497
1978	578805	1148125	260937	24483	2124	840	2015314
1979	1002736	1008774	244905	23194	1361	300	2281270
1980	1352573	773143	239344	41524	3605	464	2410653
1981	1598995	773149	237158	48744	3208	504	2661758
1982	387467	1392237	230151	64983	14193	1901	2090932
1983	469378	700067	368916	104666	8591	632	1652250
1984	332582	1325846	302187	87016	7717	390	2055738
1985	121544	743899	396626	71377	18470	734	1352650
1986	37269	775784	290627	81202	2927	100	1187909
1987	62917	994801	363159	47548	2783	367	1471575
1988	110037	1208745	327636	61604	1712	65	1709799
1989	325475	786667	215305	52977	6169	4069	1390662
1990	171036	1468135	280467	19808	2939	37	1942422
1991	190479	1372532	319442	43163	934	32	1926582
1992	226912	952787	321919	58164	2243	288	1562313
1993	290334	1065051	379396	66718	2885	42	1804426
1994	227731	1305181	427898	42968	2705	45	2006528
1995	256147	886963	256411	36371	4887	203	1440982
1996	154959	820391	287612	33479	723	234	1297398
1997	215643	703071	187068	17245	251	0	1123278
1998	201817	1110043	267858	21841	1288	571	1603418
1999	107796	342966	389043	43778	1123	32	884738

**Table 7.** Estimated catch at age of Atlantic yellowfin caught by Ghanian baitboats

	<i>0</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5+</i>	<i>Total</i>
1970	0	0	0	0	0	0	0
1971	0	0	0	0	0	0	0
1972	333	347	2	0	0	0	682
1973	22389	23107	422	0	0	0	45918
1974	54861	56663	1050	0	0	0	112574
1975	557320	1005619	144519	0	0	0	1707458
1976	973746	1110565	117567	122	0	0	2202000
1977	95045	935535	78036	692	0	254	1109562
1978	253736	521265	93201	1680	0	2	869884
1979	429753	1100690	99841	548	0	0	1630832
1980	291096	401990	21315	63	0	0	714464
1981	1071389	502957	21768	285	0	0	1596399
1982	737622	942272	146247	1866	0	0	1828007
1983	1077343	805711	58062	2865	1226	508	1945715
1984	891588	911384	29733	0	0	0	1832705
1985	2783098	1161505	82355	0	0	0	4026958
1986	1796298	1570801	33885	0	0	0	3400984
1987	3276963	1095185	47792	0	0	0	4419940
1988	2424116	1612979	18477	444	0	0	4056016
1989	2293010	1273309	11877	0	0	0	3578196
1990	3448995	2467719	8165	0	0	0	5924879
1991	2690898	1858258	5853	0	0	0	4555009
1992	2292844	2222718	32393	0	0	0	4547955
1993	4996282	2040941	25037	0	0	0	7062260
1994	1810501	2570945	6538	0	0	0	4387984
1995	2122363	2099394	12431	0	0	0	4234188
1996	1854864	1692959	20300	0	0	0	3568123
1997	1716262	2667465	581	0	0	0	4384308
1998	1892553	2956905	915	0	0	0	4850373
1999	1493796	4608295	61206	0	0	0	6163297

**Table 8.** Estimated catch at age of Atlantic yellowfin caught by purse seiners

	<i>0</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5+</i>	<i>Total</i>
1970	131756	1022083	300705	256455	129585	42062	1882646
1971	181177	907673	693412	148873	109795	34808	2075738
1972	194253	1000481	931515	404639	99845	47458	2678191
1973	104382	802860	643681	396666	140683	51303	2139575
1974	552342	967122	721669	412425	163546	60539	2877643
1975	1264584	1558864	1146442	507123	405860	119347	5002220
1976	1120201	1684370	903625	591402	399893	111448	4810939
1977	781017	2201567	1110140	589843	363907	76328	5122802
1978	756163	1942630	1402472	806264	330912	43236	5281677
1979	594115	1415506	404699	814137	461610	61580	3751647
1980	1554374	2834146	877935	693752	418042	53839	6432088
1981	3793493	2766116	1052284	653507	731643	116819	9113862
1982	1163265	4387391	856491	908335	598549	110000	8024031
1983	2259348	3086110	1024738	967917	629366	113760	8081239
1984	1522303	4420249	1316291	460740	152300	22820	7894703
1985	1243737	2179970	1169365	628334	653789	57036	5932231
1986	1701547	1865232	604984	793073	499751	59200	5523787
1987	1663358	2015448	661293	637674	575656	53546	5606975
1988	1548580	2026073	394088	802920	390725	35690	5198076
1989	2344312	1939861	338749	786188	840013	106895	6356018
1990	2034018	1716777	469848	825628	874529	148603	6069403
1991	1197369	1926858	478804	702234	785245	112915	5203425
1992	1124893	1401227	523217	800572	671331	96334	4617574
1993	724174	1840181	679382	872774	687533	68306	4872350
1994	1249043	2122977	787572	665623	691239	82089	5598543
1995	2144758	1541646	570332	622477	620212	59957	5559382
1996	3061792	2892049	637081	783606	584994	50841	8010363
1997	3370144	2803004	381021	519981	686017	64517	7824684
1998	2072842	2842577	565837	444142	633910	111289	6670597
1999	3046955	6415763	645174	354807	436721	76731	10976151

**Table 9.** Estimated catch at age of Atlantic yellowfin caught by other gears

	<i>0</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5+</i>	<i>Total</i>
1970	4598	22352	19868	2614	108	0	49540
1971	5005	23686	20063	2614	108	0	51476
1972	4194	21123	19693	2614	108	0	47732
1973	3744	19754	19533	2633	108	0	45772
1974	4510	22834	20452	3052	126	0	50974
1975	0	534	101162	12738	0	0	114434
1976	35	2805	60052	303	0	0	63195
1977	410	41343	25942	36898	5260	0	109853
1978	3108	47368	111582	39975	0	0	202033
1979	300	242032	161227	97784	5259	0	506602
1980	0	54	16946	7086	578	14	24678
1981	0	76	5643	4755	193	6	10673
1982	54834	59986	18537	2833	253	4	136447
1983	58094	74217	91117	14404	6586	2272	246690
1984	53913	63406	16354	18855	309	28	152865
1985	65259	74595	298553	13245	1243	21	452916
1986	49628	139474	245188	29213	4155	459	468117
1987	430887	189188	291399	48437	3416	435	963762
1988	109682	134894	205497	32501	6697	1532	490803
1989	146918	272918	201167	51589	6785	1768	681145
1990	130084	192742	92598	35384	4808	857	456473
1991	136563	225136	140446	54055	10450	1658	568308
1992	33403	267745	123403	52634	5333	1049	483567
1993	18328	289740	255716	76487	1758	355	642384
1994	31716	364542	402196	65720	9341	2639	876154
1995	108958	495430	332030	119444	17464	2729	1076055
1996	59325	132787	161667	82178	10981	2117	449055
1997	74162	315422	259382	27288	5518	1167	682939
1998	53296	132185	59757	20048	3291	266	268843
1999	1536	139424	302335	23629	4574	1442	472940

**Table 10.** Estimated total catch at age of Atlantic yellowfin(all gears combined)

	<i>0</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5+</i>	<i>Total</i>
1970	360210	2214801	558835	636218	365057	85668	4220789
1971	343357	1972237	1245016	467520	312240	77490	4417860
1972	369329	2048675	1473558	778490	293084	93086	5056222
1973	241678	1569843	1232737	808039	371526	103427	4327250
1974	885655	2486725	1255213	891114	401204	114432	6034343
1975	1849857	2799317	1713193	838466	601185	161433	7963451
1976	2182606	3631900	1382554	865591	546393	147271	8756315
1977	1487255	4054136	1705865	967504	504148	104808	8823716
1978	1591824	3661776	1957353	1150967	440951	60125	8862996
1979	2026904	3771540	1017365	1153277	536562	72699	8578347
1980	3198271	4012299	1241462	967420	529799	82102	10031353
1981	6463883	4050156	1472737	921378	808611	138728	13855493
1982	2343418	6788311	1370243	1209501	707342	143046	12561861
1983	3864214	4669153	1671902	1279229	701071	126397	12311966
1984	2800540	6735079	1802452	845056	210426	31161	12424714
1985	4213657	4169152	2136563	959634	747728	69489	12296223
1986	3584742	4358199	1293079	1346151	585272	67893	11235336
1987	5434125	4302708	1508821	1049490	656231	65289	13016664
1988	4192423	4994323	1128198	1354096	482523	43763	12195326
1989	5109715	4279371	997127	1219867	946802	122241	12675123
1990	5784143	5850873	960766	1312255	1014556	170601	15093194
1991	4216082	5443425	1207864	1116554	848888	119162	12951975
1992	3678052	4862053	1188413	1285481	745358	109134	11868491
1993	6029118	5242506	1504937	1370455	761741	76021	14984778
1994	3319050	6386268	2136411	1091286	764260	93302	13790577
1995	4634628	5081163	1559191	1029049	711653	72928	13088612
1996	5130992	5634234	1336173	1205928	709152	78054	14094533
1997	5376244	6556076	1038920	849523	786006	80297	14687066
1998	4224407	7133538	1150162	813936	727507	129769	14179319
1999	4652498	11605771	1636708	750504	530131	94972	19270584

**Table 11.** Relative indices of abundance available for assessments of Atlantic yellowfin tuna. All series represent abundance in the middle of the year. Note that values are scaled within each series and are not directly comparable across series. The entries N° and B indicated whether the index reflects numbers or biomass

Year	PS SPN 1234 B	PS SPN 2234 B	PS FR 1234 B	PS FR 2234 B	PS SP-FR1 B	PS Ven234 B	LL JPN14 N°	LL JPN23 B	LL GOMobs4 N°	LL US NWAT4 B	LL US GOM24 B	LL US Comb23 B	LL VEN34 N°	LL TAI3 N°	RR US4 N°
1968															1.914
1969															2.039
1970	8.833		12.237		5.061										1.004
1971	6.488		9.796		4.318										0.515
1972	4.822		13.658		4.795										0.693
1973	5.497		12.685		4.833										0.46
1974	4.93		8.169		4.405										0.185
1975	5.498		6.843		4.744		1.038	0.961							0.173
1976	5.798		5.837		4.693		0.813	1.267							0.122
1977	5		6.221		4.61		0.706	0.567							0.129
1978	4.033		6.075		4.195		0.668	0.836							0.159
1979	5.157		4.512		4.171		0.814	0.752							0.258
1980	4.405		3.974		3.457		0.838	0.742							0.384
1981	5.814		3.624		3.709		0.944	1.185							0.753
1982	5.142		2.899		3.166		1.176	1.125		0.707		1.421			0.839
1983	4.162		2.71		2.748		0.912	0.537		0.907		1.833			0.436
1984	3.463		1.343		2.172		1.33	0.754		0.885		1.79			0.76
1985		5.726		3.015	3.732		1.228	1.091		0.89	1.203	1.686			0.668
1986		5.934		4.108	4.026		1.121	0.733		1	1	1.631			0.745
1987		5.435		3.032	3.527	3.98	1.638	0.552		0.863	0.499	1.112			0.912
1988		4.746		3.838	3.34	3.97	1.579	0.967		0.837	0.98	1.476			0.678
1989		5.608		5.267	4.162	7.25	1.363	1.23		0.619	0.876	1.208			1.695
1990		6.246		5.083	4.531	3.97	1.319	1.074		0.619	0.639	1.024			1.171
1991		3.183		3.049	3.605	4.76	1.143	1.09		0.451	0.778	0.992	0.562		1.922
1992		2.596		3.297	3.29	3.5	0.798	1.164	1.519	0.384		0.826	0.304		1.903
1993		2.414		3.447	3.256	3.33	0.828	0.861	0.958	0.312		0.666	0.179		1.246
1994		2.472		3.121	3.123	3.99	0.874	1.249	1.317	0.254		0.583	0.199		1.875
1995		2.643		2.989	3.192	2.32	0.937	1.332	0.856	0.293		0.754	0.441		2.054
1996		2.334		3.285	3.116	4.36	0.786	1.336	0.676	0.145		0.491	0.439		2.939
1997		2.177		3.018	2.887	1.34	0.637	1.094	0.889	0.212		0.792	0.248		1.619
1998		2.407		3.146	2.589	1.34	0.816	1.329	0.917	0.188		0.835	0.414		0.956
1999		1.785		3.217	2.329	2.95	0.692	1.173	0.868	0.347		0.966	0.318		1.773

Notes to Table 11:

PS SPN 1 - Spanish purse seine 1970-1984. Effort adjusted to standard boat, considering a 3% yearly increase by 1981.

PS SPN 2 - Spanish purse seine 1985-1999. Effort adjusted to standard boat, considering a 3% yearly increase by 1981.

PS FR 1 - French purse seine, 1970-1984.

PS FR 2 - French purse seine, 1985-1999.

PS SP-FR - French and Spanish purse seine combined, 1970-1999.

PS Ven - Venezuela purse seine, 1987-1999

LL JPN1 - Japanese longline in number of fish, 1975-1999 (SCRS/00/71)

LL JPN2 - Japanese longline in biomass, 1975-1999

LL GOMobs - Mexico and U.S. longline, 1992-1999, observers data (SCRS/00/67)

LL USNWAT - U.S. longline, Northwest Atlantic, 1982-1999 (SCRS/00/65)

LL USGOM - U.S. longline, Gulf of Mexico, 1985-1991 (SCRS/00/65)

LL USComb - U.S. longline combining LLUSGOM and LLUSNWAT

LL VEN - Venezuela longline, 1991-1999 (SCRS/00/50)

LL TAI - Taiwanese longline, 1968-1998 (SCRS/00/72)

RR US - U.S. rod and reel, 1986-1999 (SCRS/00/64)

1 - Used in PRODFIT

2 - Used in Biomass dynamic model

3 - Used in Multifleet production model

4 - Used in ADAPT

**Table 12.** Relative effort series used in the non-equilibrium multi-fleet production model

f	PS_FIS<90	PS_FIS>90	PS_ESP<90	PS_ESP>90	PS_VENEZ	LL_JAPAN	LL_USA	OTHERS
1955	0	0	0	0	0	0	0	0
1956	0	0	0	0	0	0	0	0
1957	0	0	0	0	0	0	0	0
1958	0	0	0	0	0	0	0	0
1959	0	0	0	0	0	0	0	0
1960	0	0	0	0	0	0	0	0
1961	0	0	0	0	0	0	0	0
1962	0	0	0	0	0	0	0	0
1963	0	0	0	0	0	0	0	0
1964	0	0	0	0	0	0	0	0
1965	0	0	0	0	0	0	0	0
1966	0	0	0	0	0	0	0	0
1967	0	0	0	0	0	0	0	0
1968	0	0	0	0	0	0	0	0
1969	0.4479074	0	0.0500245	0	0	0	0	0
1970	0.73856682	0	0.1085823	0	0	0	0	0
1971	0.90481429	0	0.17168778	0	0	0	0	0
1972	0.90226038	0	0.26693361	0	0	0	0	0
1973	1.00867335	0	0.36284372	0	0	0	0	0
1974	1.19936539	0	0.42814639	0	0	0	0	0
1975	1.35454591	0	0.64750818	0	0	0.96054694	0	0
1976	1.42885256	0	0.86038058	0	0	1.26686312	0	0
1977	1.20872973	0	1.05945665	0	0	0.56687986	0	0
1978	1.34128989	0	1.24432759	0	0	0.83574598	0	0
1979	1.33618207	0	1.32373319	0	0	0.75247781	0	0
1980	1.65298868	0	1.50650913	0	0	0.74197445	0	0
1981	1.82106037	0	1.5635851	0	0	1.18499086	0	0
1982	1.76633337	0	1.61866826	0	0	1.12455662	0.01211574	0
1983	1.62209852	0	1.94380198	0	0	0.53722913	0.02384251	0
1984	0.36934422	0	1.71355641	0	0	0.75441924	0.08774698	0
1985	0.3453861	0	1.54840912	0	0	1.09074259	0.11593894	0
1986	0.36168249	0	1.32419307	0	0	0.73254429	0.64552593	0
1987	0.47806787	0	1.20692418	0	0.49795811	0.55177369	1.16427864	0
1988	0.44815063	0	1.04780641	0	0.45439477	0.96709321	1.5511683	0
1989	0.5177143	0	0.99543141	0	0.48219316	1.22985855	1.36973039	0
1990	0.74598533	0	1.00749044	0	0.49542074	1.07439423	1.15724828	0
1991	0	1.14570184	0	1.45813884	0.75688582	1.09022778	1.10566631	0
1992	0	1.05049338	0	1.51052399	0.83376219	1.16389241	1.71138482	0
1993	0	1.05817406	0	1.19851853	1.14447733	0.86064343	1.54546469	0
1994	0	1.11641924	0	1.18718336	1.47790683	1.24945743	1.47472309	0
1995	0	0.95544493	0	0.92775517	0.82246283	1.33248037	1.28043255	0
1996	0	0.97624678	0	0.83374367	0.74415503	1.33618129	1.79096505	0
1997	0	0.93288292	0	0.63208004	2.61809244	1.09385382	1.26180471	0
1998	0	0.90872078	0	0.61241959	2.05731335	1.32850612	0.77684223	0
1999	0	0.85591608	0	0.63963682	0.61497738	1.17266678	0.92512085	0

**Table 13.** Lengths at age at the beginning of each quarter estimated from growth equations (see text Section 3.c on biological parameters)

Quarter	Age										
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1		46.4	73.4	115.0	145.7	162.0	169.5	172.6	173.9	174.5	174.7
2	38.9	50.6	83.7	124.2	151.0	164.5	170.5	173.1	174.1	174.5	174.7
3	41.2	56.4	94.4	132.4	155.4	166.5	171.4	173.4	174.3	174.6	174.7
4	43.5	64.1	104.9	139.6	159.0	168.1	172.1	173.7	174.4	174.6	174.7

**Table 14.** Weights at age at the beginning of each quarter estimated from growth equations (see text Section 3.c on biological parameters)

Quarter	Age										
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1		1.97	7.67	29.20	59.12	81.04	92.63	97.89	100.10	101.00	101.36
2	1.16	2.53	11.33	36.71	65.67	84.77	94.38	98.64	100.41	101.13	101.41
3	1.37	3.51	16.22	44.42	71.52	87.90	95.80	99.24	100.66	101.22	101.44
4	1.62	5.13	22.25	51.98	76.64	90.49	96.95	99.72	100.85	101.30	101.47

**Note:** Weights for age-class 5 and higher were calculated separately for each year based on observed weights in the catch.

**Table 15.** The eight (8) fleets incorporated into the non-equilibrium multi-fleet production model

1	FIS purse seiners before 1990	5	Venezuelan purse seiners
2	FIS purse seiners after 1990	6	Japanese longline
3	Spanish purse seiners before 1990	7	U.S. longline
4	Spanish purse seiners after 1990	8	Others

**Table 16.** Catches (in MT) used in the non-equilibrium multi-fleet production model

C	PS_FIS<90	PS_FIS>=90	PS_ESP<90	PS_ESP>=90	PS_VENEZ	LL_JAPAN	LL_USA	OTHERS
1955	0	0	0	0	0	0	0	4300
1956	0	0	0	0	0	612	0	5985
1957	0	0	0	0	0	13198	0	10500
1958	0	0	0	0	0	27159	0	13422
1959	0	0	0	0	0	44071	111	13587
1960	0	0	0	0	0	50822	0	18074
1961	0	0	0	0	0	42609	0	16466
1962	0	0	0	0	0	41973	17	16132
1963	800	0	500	0	0	37717	8	25892
1964	5770	0	1000	0	0	35106	0	27469
1965	6500	0	600	0	0	36918	0	24134
1966	8900	0	1300	0	0	22354	0	26343
1967	9000	0	2900	0	0	12824	0	35868
1968	12700	0	3100	0	0	13913	0	54341
1969	14446	0	5427	0	0	9966	0	64320
1970	16667	0	6386	0	0	6809	0	44469
1971	18641	0	7409	0	0	10629	0	37128
1972	26433	0	9052	0	0	6497	0	52104
1973	27871	0	13269	0	0	3803	0	50184
1974	32271	0	14045	0	0	3475	0	57350
1975	44243	0	24447	0	0	4192	0	51914
1976	47942	0	33195	0	0	3366	0	40457
1977	46557	0	35518	0	0	1467	0	47471
1978	52391	0	34442	0	0	1923	0	45288
1979	45601	0	40690	0	0	1986	0	39240
1980	52230	0	38682	0	4397	2839	52	32761
1981	52132	0	51332	0	2500	4145	45	45664
1982	42683	0	53779	0	12030	6062	65	50382
1983	37742	0	53104	0	23503	2069	165	48790
1984	4486	0	41484	0	17814	3967	593	45595
1985	9430	0	65031	0	16241	5308	738	59799
1986	13959	0	60230	0	9175	3405	3975	55790
1987	13713	0	63362	0	6583	3365	4888	52517
1988	16915	0	47894	0	5992	5982	8644	49792
1989	28467	0	60458	0	11612	6970	6247	47567
1990	41901	0	66201	0	6533	5919	4474	67428
1991	0	30217	0	52273	11967	4718	4141	63585
1992	0	30861	0	49383	9693	3715	5337	58931
1993	0	33477	0	39705	12659	3096	3886	67631
1994	0	32935	0	38824	19587	4783	3246	71081
1995	0	27803	0	37148	6338	5227	3645	72442
1996	0	32161	0	31779	10777	5250	3320	73701
1997	0	29079	0	23517	11653	3555	3773	68882
1998	0	30420	0	27788	9157	4967	2449	79213
1999	0	30178	0	18599	6026	3619	3374	78171

**Table 17.** Priors added to the likelihood for the non-equilibrium production model

<b>r</b>	Lognormal	m=0.75	s=0.05
<b>m</b>	Lognormal	m=1.5	s=0.1
<b>B<sub>1950</sub>/K</b>	Normal	m=1.0	s=0.01
<b>MSY</b>	Normal	m=161000	s=30000

**Table 18.** Variances ratios used in the non-equilibrium production model.

$s_a = 0.08 s_c$
$s_b = 2 s_c$
$s_i = 0.2 s_c$

**Table 19.** Inputs used for the yield per recruit analyses. Sel 1 to Sel 4 are the four selectivity vectors used in the different scenarios

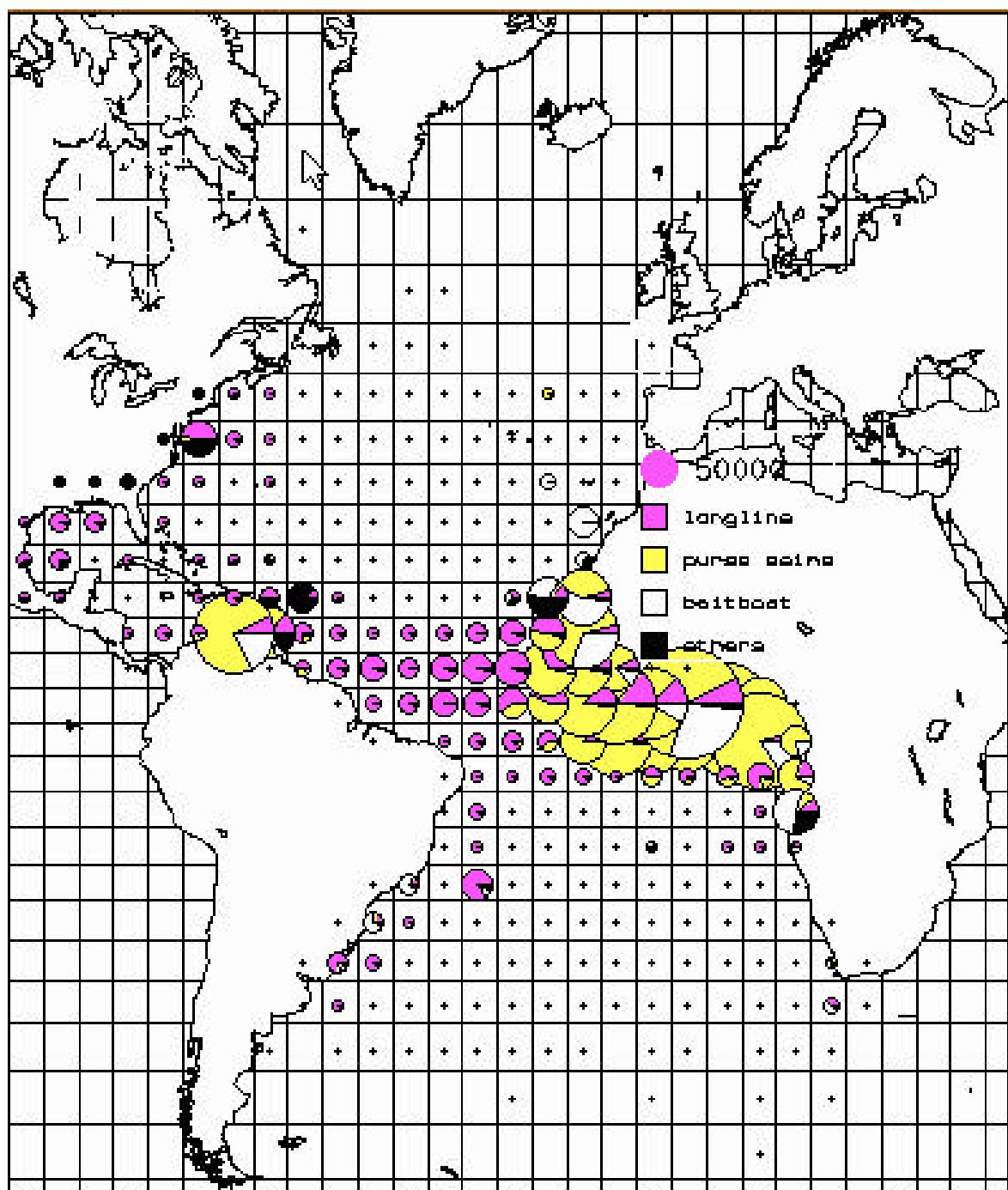
Age	M	Mat	SWt	CWt	Sel 1	Sel 2	Sel 3	Sel 4
0	0.80	0.00	0.00	1.37	0.12	0.12	0.00	0.12
1	0.80	0.00	1.97	3.51	0.65	1.00	0.33	0.64
2	0.60	0.00	7.67	16.22	0.28	0.39	0.28	0.30
3	0.60	1.00	29.20	44.42	0.42	0.58	0.42	0.48
4	0.60	1.00	59.12	71.52	0.99	0.66	0.99	1.00
5	0.60	1.00	81.04	90.02	1.00	0.66	1.00	0.14
6	0.60	1.00	92.63	95.80	1.00	0.66	1.00	0.14
7	0.60	1.00	97.89	99.24	1.00	0.66	1.00	0.14
8	0.60	1.00	100.10	100.66	1.00	0.66	1.00	0.14
9	0.60	1.00	101.00	101.22	1.00	0.66	1.00	0.14
10	0.60	1.00	101.36	101.44	1.00	0.66	1.00	0.14

**Table 20.** Results of the yield per recruit analyses for the 4 scenarios examined

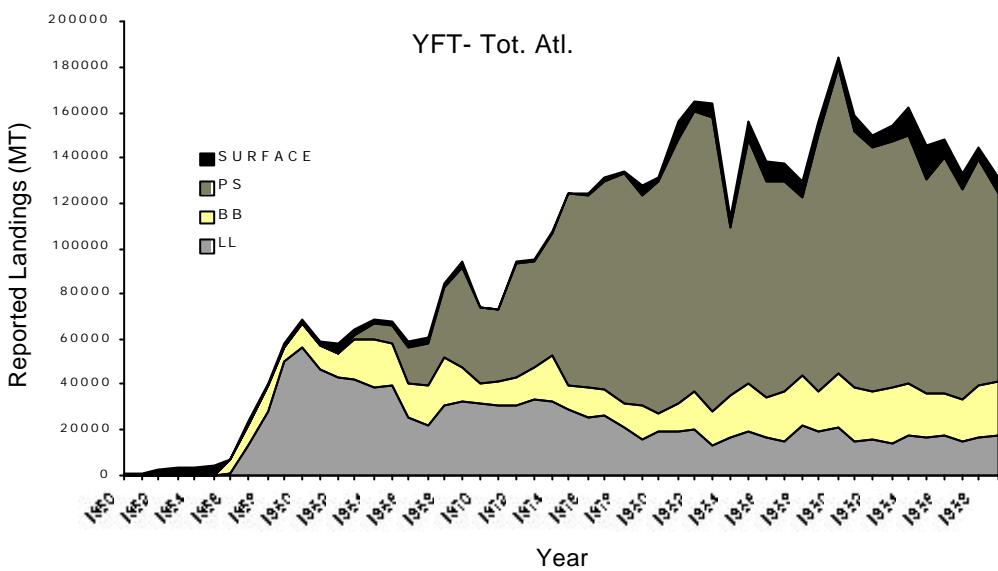
Benchmark	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4
F Current	0.965	0.924	0.965	0.774
F Ref. Years	1997-99	1999	1997-99	1997-99
F Ref. Age	5+	1	5+	4
F <sub>20%SPR</sub>	0.881	0.682	1.285	0.912
F <sub>30%SPR</sub>	0.617	0.495	0.864	0.660
F <sub>40%SPR</sub>	0.445	0.378	0.603	0.491
F <sub>max</sub>	0.672	0.629	0.949	0.855
F <sub>0.1</sub>	0.421	0.415	0.539	0.588
F/F <sub>20%</sub>	1.10	1.35	0.75	0.85
F/F <sub>30%</sub>	1.57	1.87	1.12	1.17
F/F <sub>40%</sub>	2.17	2.51	1.60	1.58
F/F <sub>0.1</sub>	2.29	2.23	1.79	1.32
F/F <sub>max</sub>	1.44	1.47	1.02	0.91

**Table 21.** Total number of fish and number and percentage of fish less than 54 cm (3.2kg) of yellowfin tuna in the Atlantic Ocean

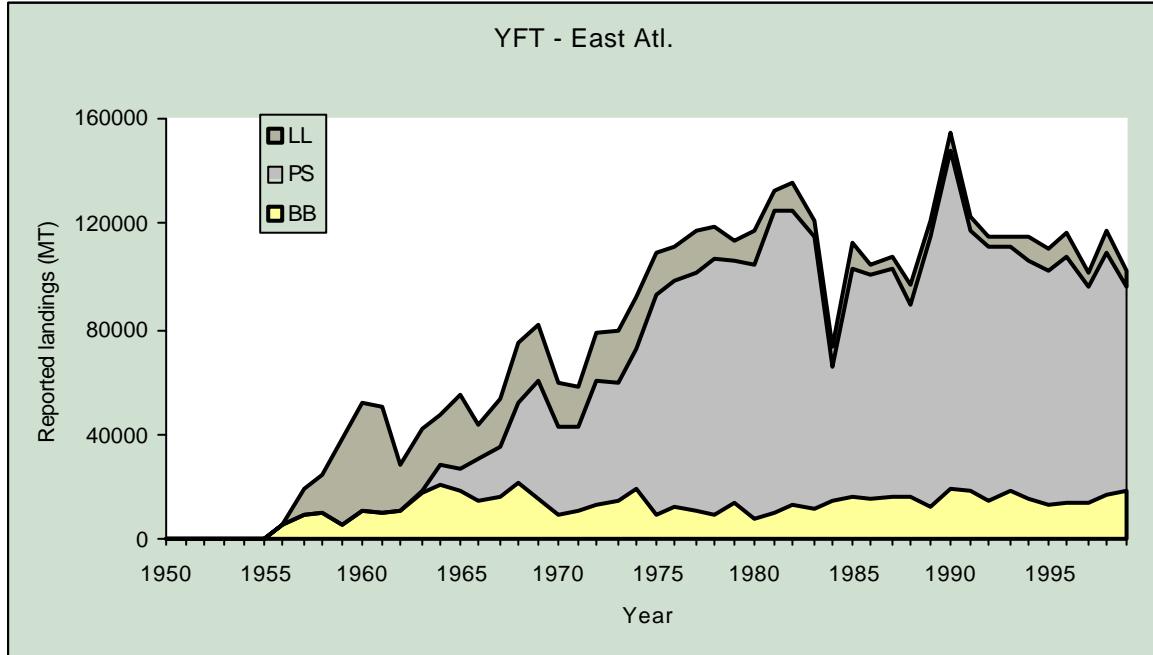
Year	Longline			Baitboat			Purse seine			Other gears		
	No. of fish Total	< 54 cm	%	No. of fish Total	< 54 CM	%	No. of fish Total	< 54 CM	%	No. of fish Total	< 54 CM	%
1970	710083	128	0.0	1585224	687903	43.4	1885502	407416	21.6	50033	11249	22.5
1971	746188	137	0.0	1551474	510220	32.9	2080053	433091	20.8	52076	12674	24.3
1972	715815	143	0.0	1621969	565966	34.9	2681978	402749	15.0	48325	10061	20.8
1973	771700	166	0.0	1379776	420949	30.5	2149567	295415	13.7	46240	8462	18.3
1974	736007	166	0.0	2378550	1007412	42.4	2888314	825490	28.6	51565	10146	19.7
1975	629761	172	0.0	2222544	1267952	57.0	5011984	1913203	38.2	114631	0	0.0
1976	591937	922	0.2	3296423	1575538	47.8	4819488	1500749	31.1	63463	97	0.2
1977	690841	0	0.0	2906277	1212267	41.7	5130373	1612059	31.4	110160	1066	1.0
1978	496414	13	0.0	2887702	1409025	48.8	5293310	1305812	24.7	202274	32314	16.0
1979	410144	7	0.0	3916330	2237915	57.1	3760540	1100936	29.3	507393	789	0.2
1980	453078	245	0.1	3129509	2084316	66.6	6444625	2760582	42.8	25493	0	0.0
1981	477469	30	0.0	4261081	3251359	76.3	9125972	5279661	57.9	11685	0	0.0
1982	488773	429	0.1	3920825	2149812	54.8	8036125	3311004	41.2	138310	91814	66.4
1983	392149	125	0.0	3599892	2389154	66.4	8092148	3556860	44.0	249516	114194	45.8
1984	495520	248	0.1	3890399	1814991	46.7	7903671	2942874	37.2	155470	78987	50.8
1985	538523	38	0.0	5381947	3823291	71.0	5942397	1963811	33.0	454715	99154	21.8
1986	661086	0	0.0	4590839	2968106	64.7	5534262	2380997	43.0	471711	84314	17.9
1987	560547	19	0.0	5893607	4301542	73.0	5617550	2384475	42.4	967534	520915	53.8
1988	747540	12	0.0	5768208	4132375	71.6	5208074	2463251	47.3	494794	178528	36.1
1989	674999	2	0.0	4971051	3991072	80.3	6364398	3656978	57.5	684474	222204	32.5
1990	706707	34	0.0	7869107	6207075	78.9	6078232	2788843	45.9	459673	164741	35.8
1991	703945	10518	1.5	6485514	4896894	75.5	5247571	1832317	34.9	584916	200787	34.3
1992	663073	24	0.0	6113474	4807559	78.6	4664656	1757868	37.7	490059	78466	16.0
1993	610696	20	0.0	8870038	7419575	83.6	4916632	1674539	34.1	647444	65484	10.1
1994	930322	142	0.0	6397766	4905105	76.7	5642528	1983136	35.1	881532	112460	12.8
1995	788109	5814	0.7	5679238	4673040	82.3	5605597	2927721	52.2	1083012	223860	20.7
1996	781900	1543	0.2	4869083	3785245	77.7	8052989	4694113	58.3	457864	114243	25.0
1997	685902	1080	0.2	5514741	4204577	76.2	7866105	5249447	66.7	691749	123029	17.8
1998	799065	5914	0.7	6460671	4065848	62.9	6700733	3569530	53.3	271582	112870	41.6
1999	788042	4406	0.6	7054304	5692639	80.7	1100037	7802472	70.9	476187	6371	1.3



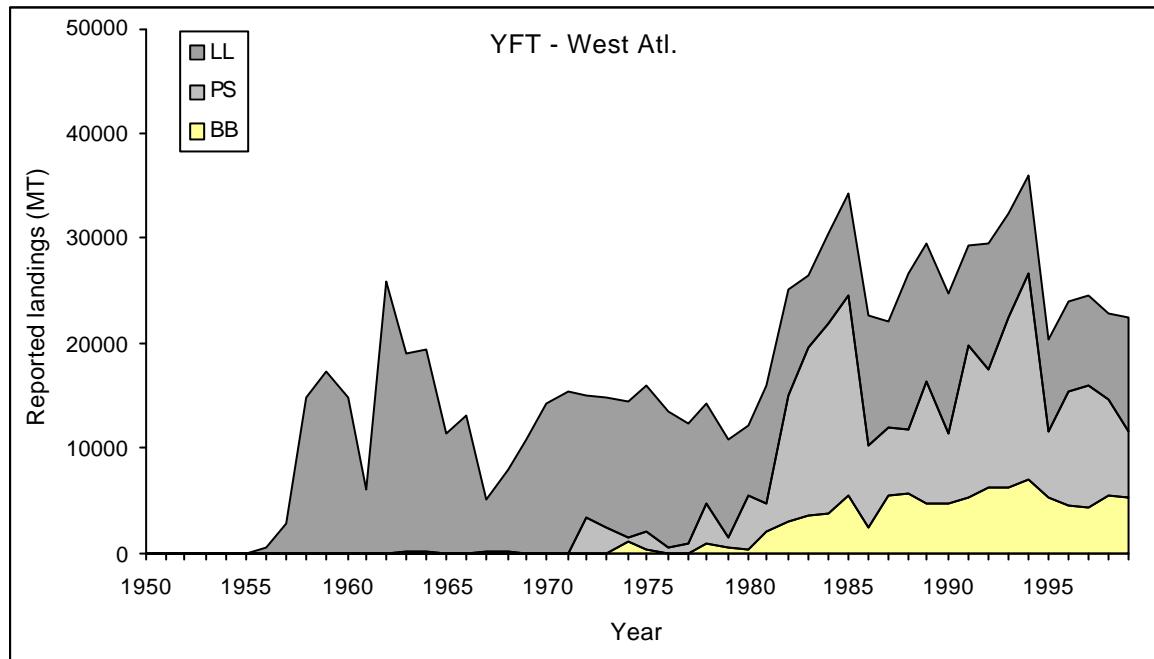
**Fig. 1.** Distribution of yellowfin catches by gear (1950-1997).



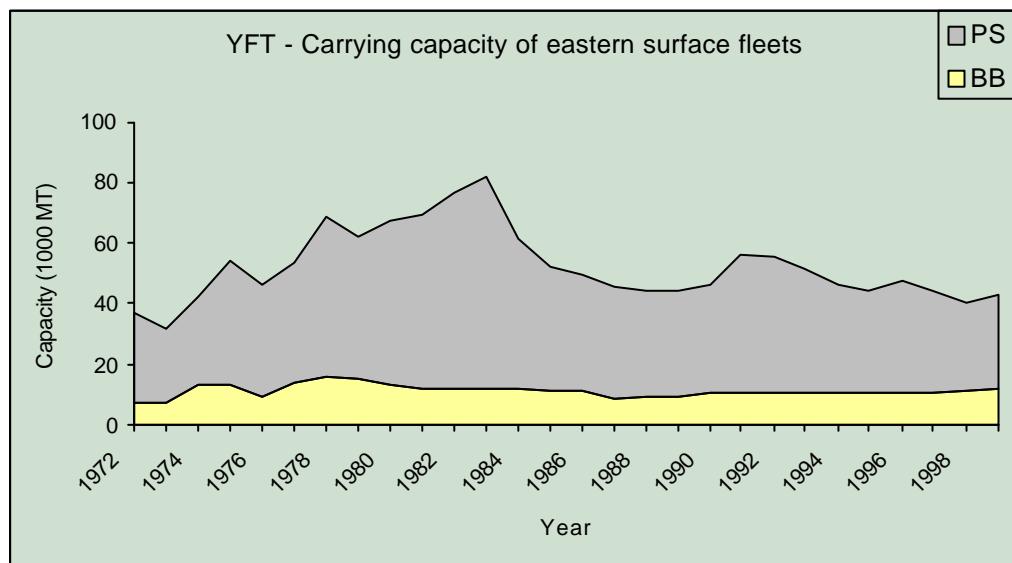
**Fig. 2.** Reported landings (in MT) of yellowfin tuna by fishing gears in the Atlantic, 1950-1997.



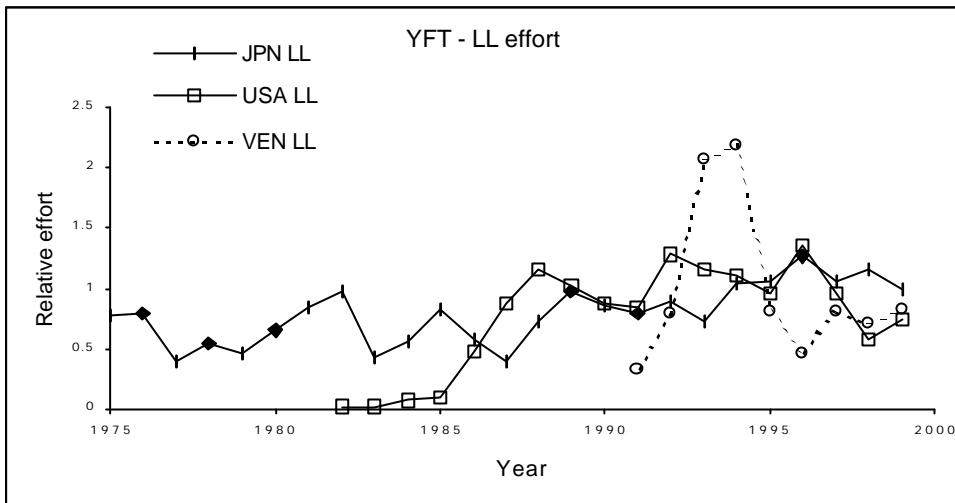
**Fig. 3.** Reported landings (in MT) of yellowfin tuna by fishing gears in the eastern Atlantic, 1950-1997.



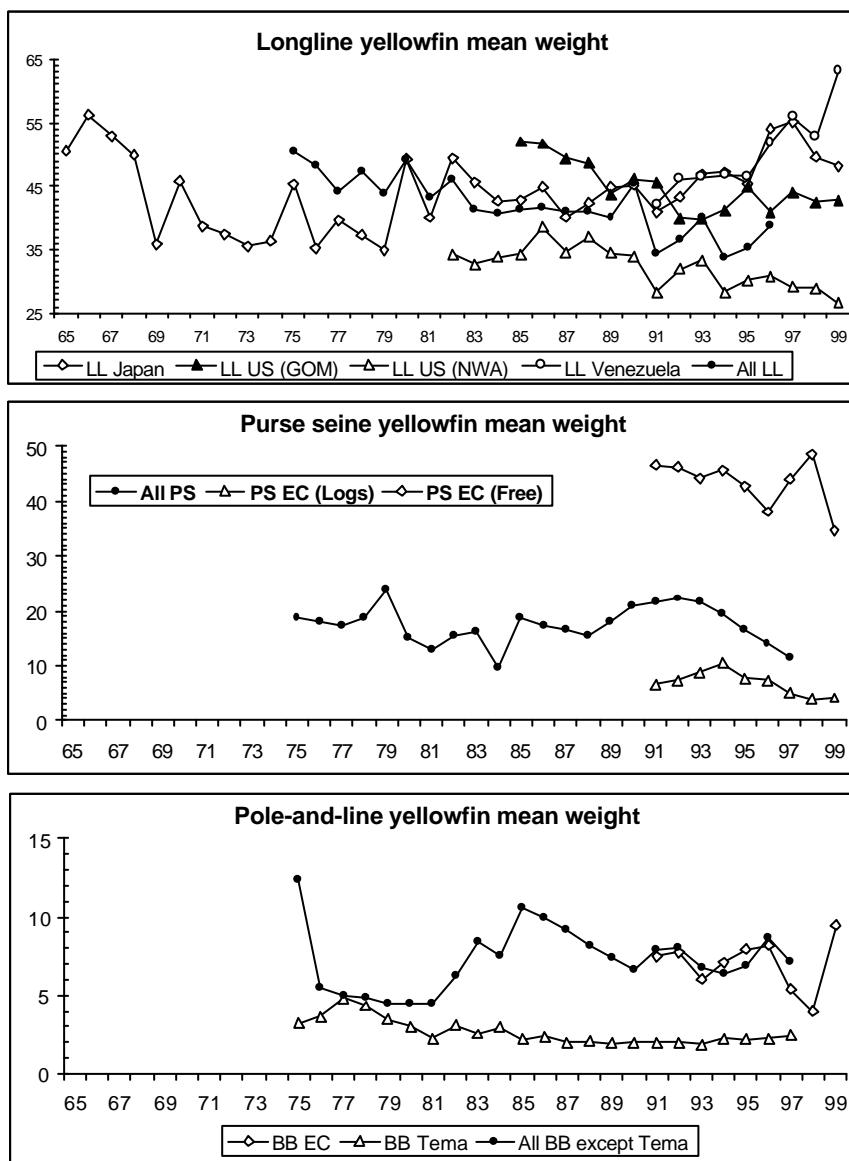
**Fig. 4.** Reported landings (in MT) of yellowfin tuna by fishing gears in the western Atlantic, 1950-1997..



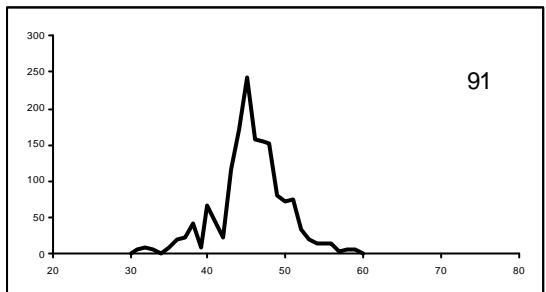
**Fig. 5.** Carrying capacity (1000 MT), by gear, of east Atlantic surface fleets



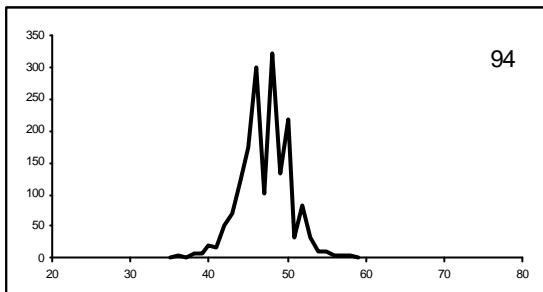
**Fig. 6.** Relative fishing effort for several Atlantic longline fisheries.



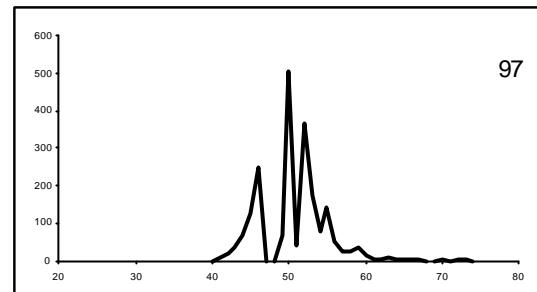
**Fig. 7.** Mean weights (Kg) of yellowfin caught by various fisheries in the Atlantic.



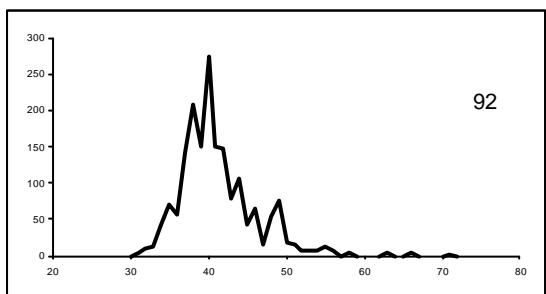
91



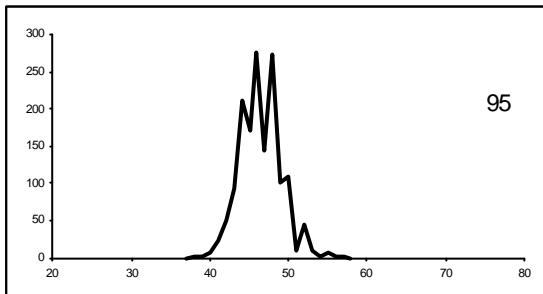
94



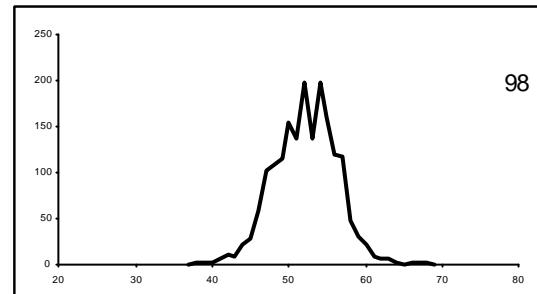
97



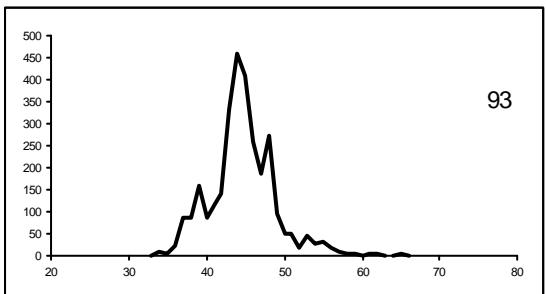
92



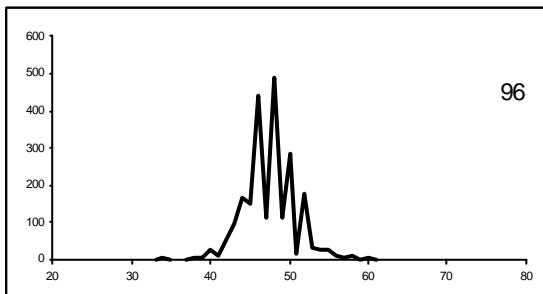
95



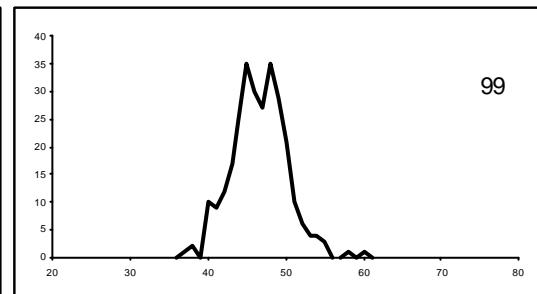
98



93

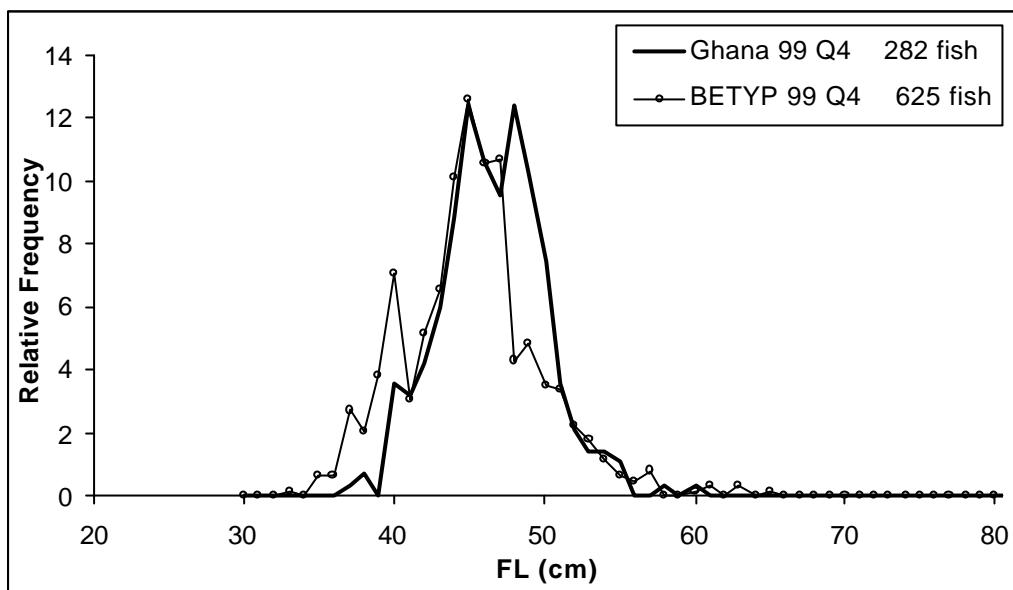


96

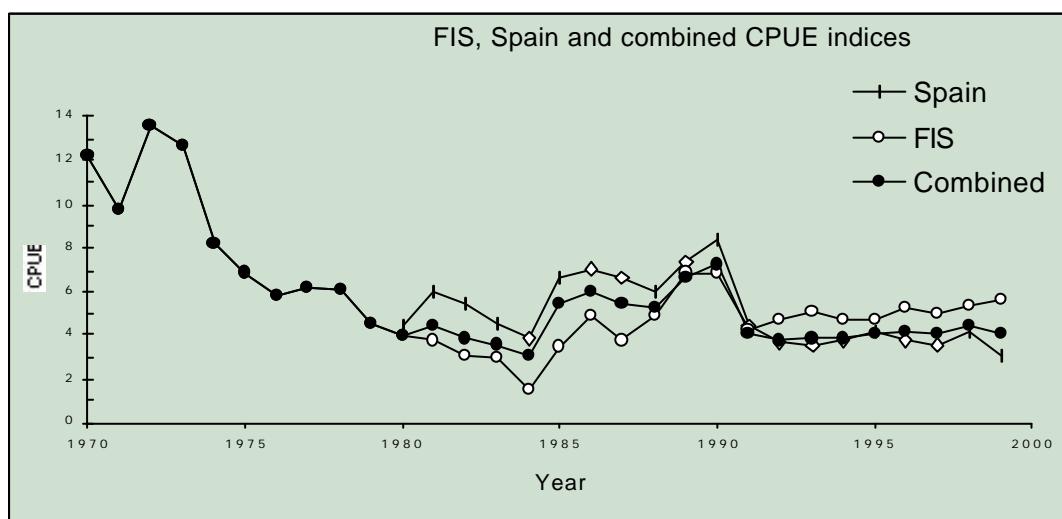


99

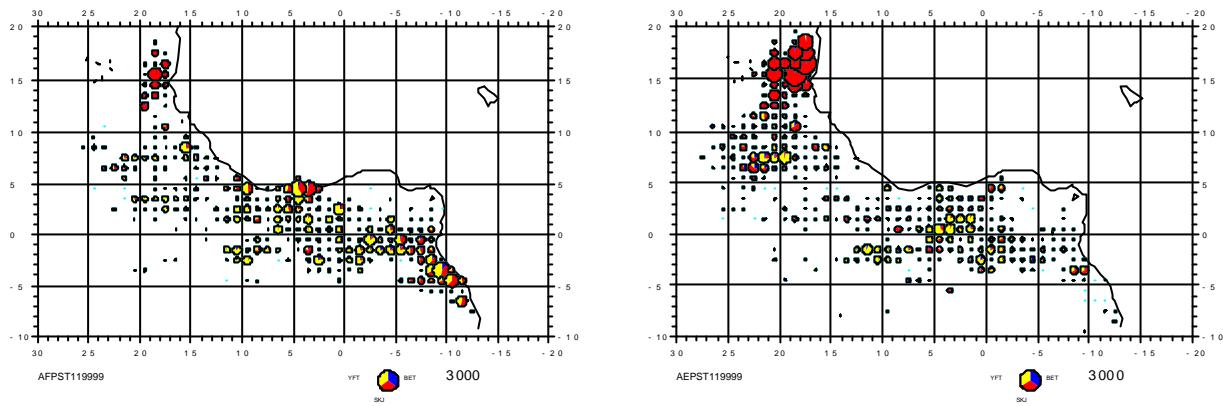
**Fig. 8.** Size frequency samples (FL, cm) of yellowfin landed by Ghanian baitboats in the fourth quarter of 1991-1999.



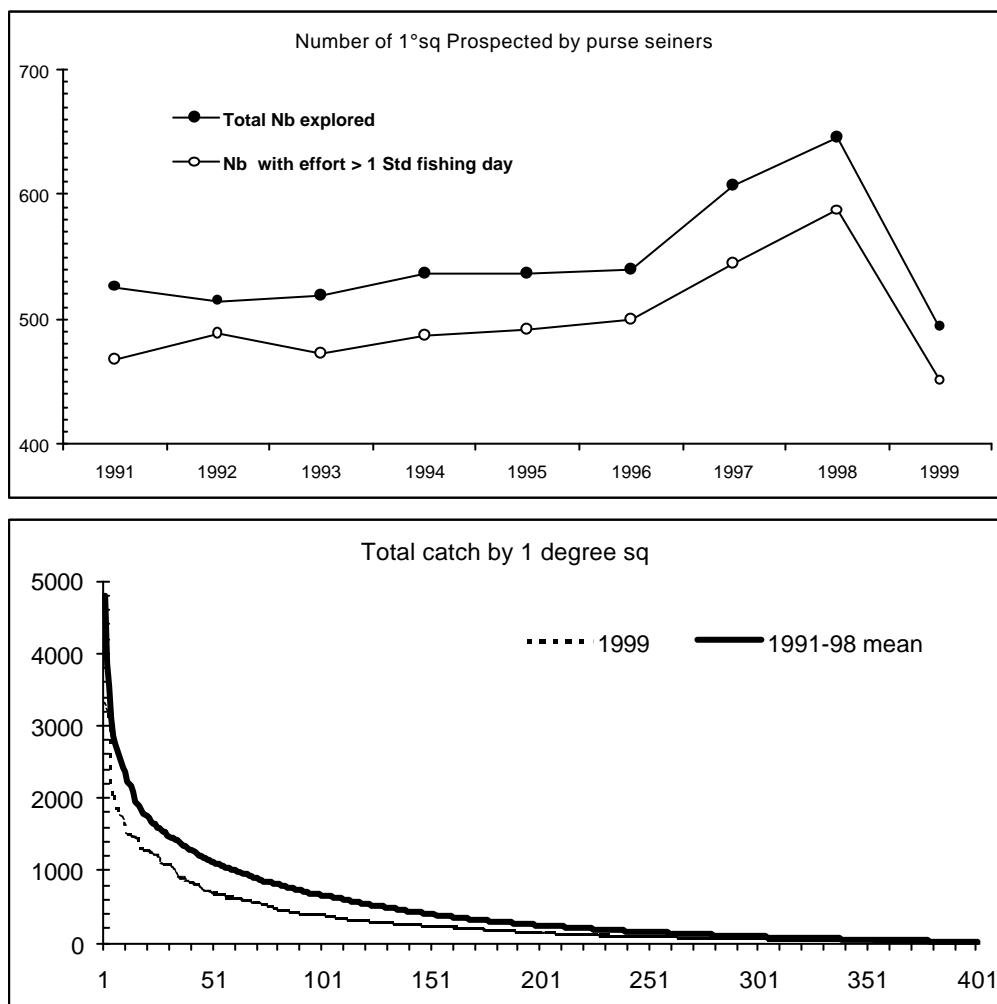
**Fig. 9.** Comparison of size samples collected during BETYP tagging and Ghana Baitboat catches made during the fourth quarter of 1999.



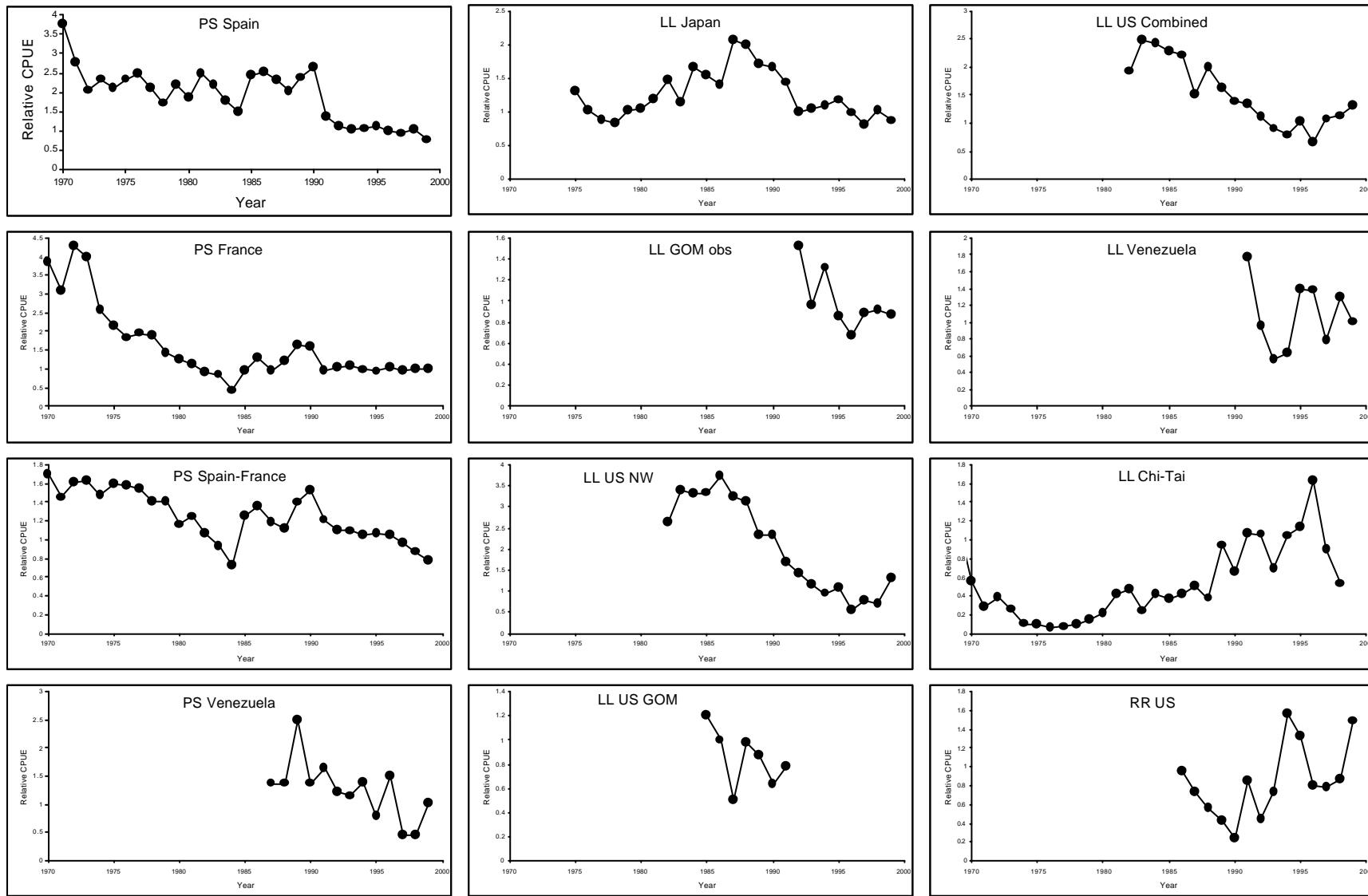
**Fig. 10.** CPUE indices for yellowfin from eastern Atlantic purse seiners (FIS, Spain and combined).



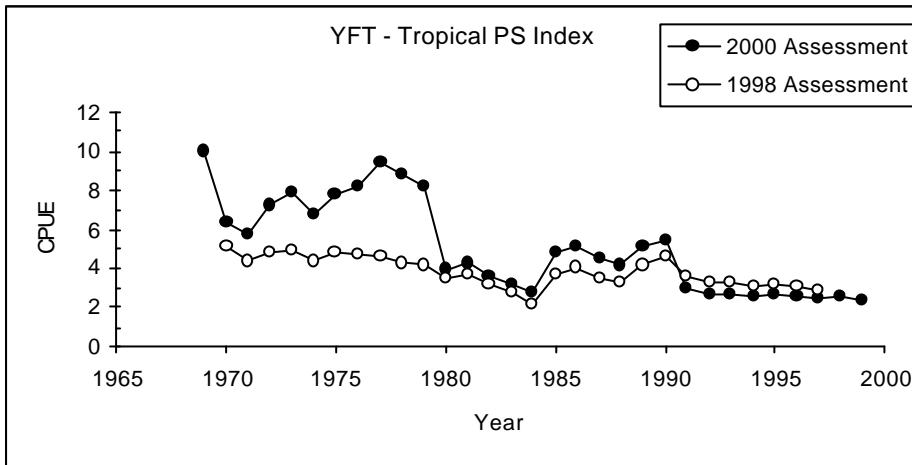
**Fig. 11.** Catch distribution of the French (left) and Spanish (right) purse seine fleets on combined free and log schools, 1999.



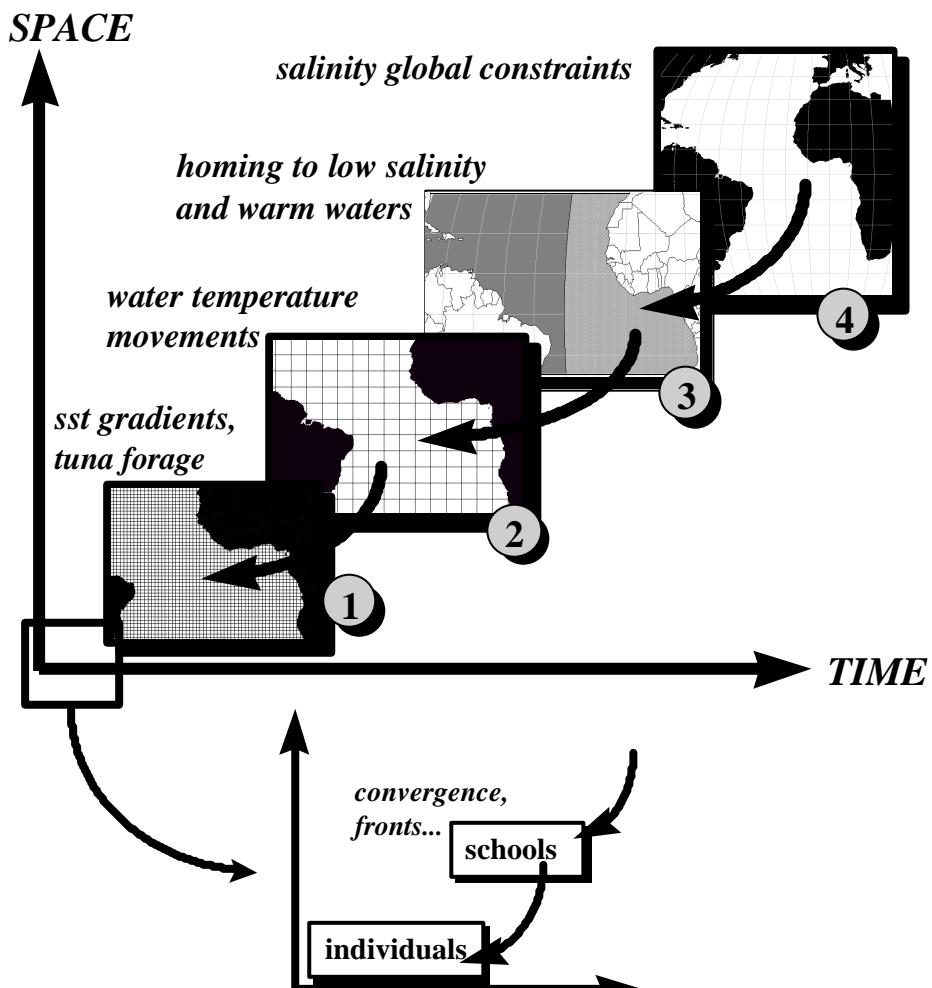
**Fig. 12.** Evolution of the total number of 1-degree squares explored (top) and their productivity (in YFT tons catch in each square) compared to the 1991-1998 mean.



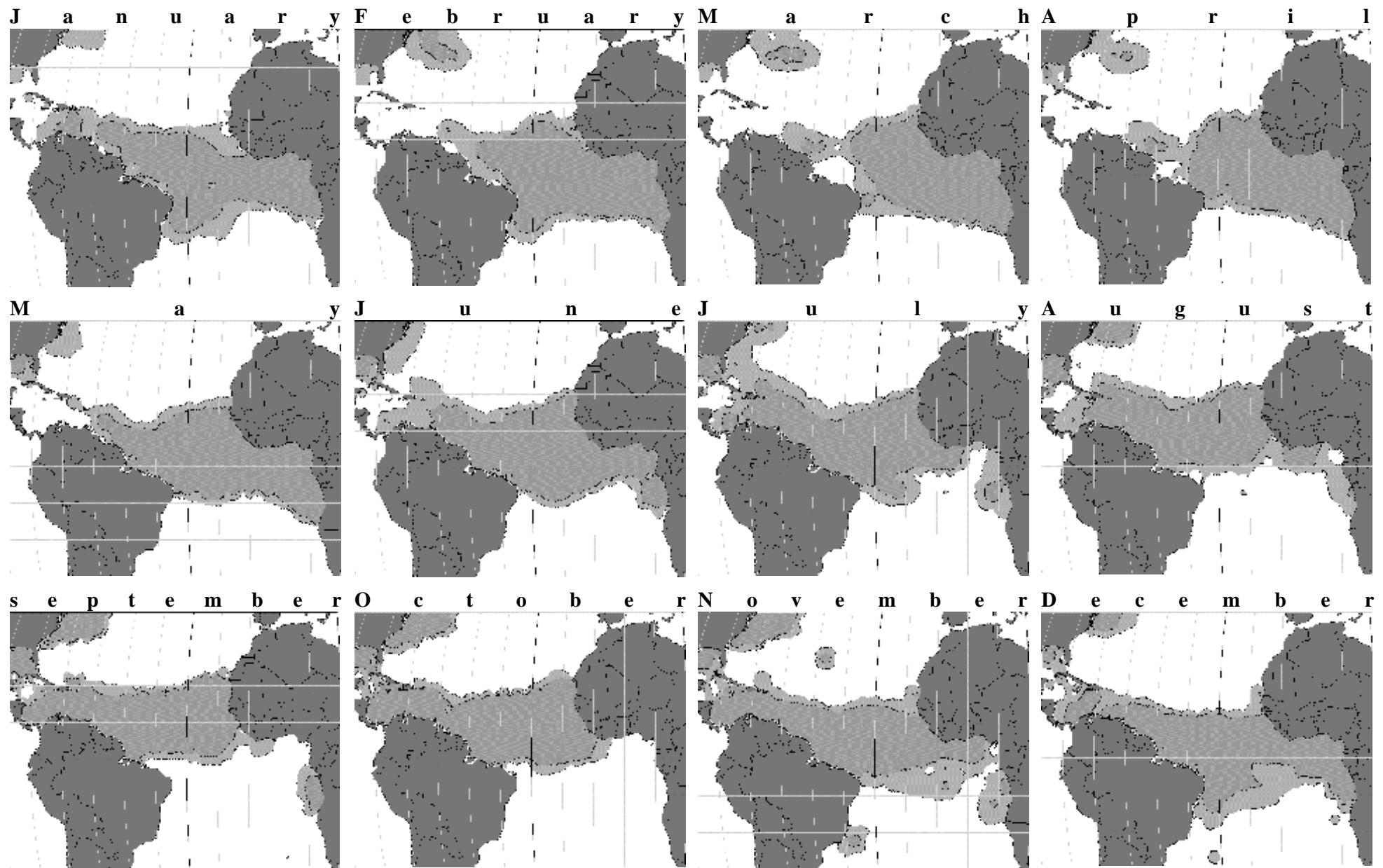
**Fig. 13.** Relative indices of abundance for yellowfin in the Atlantic.



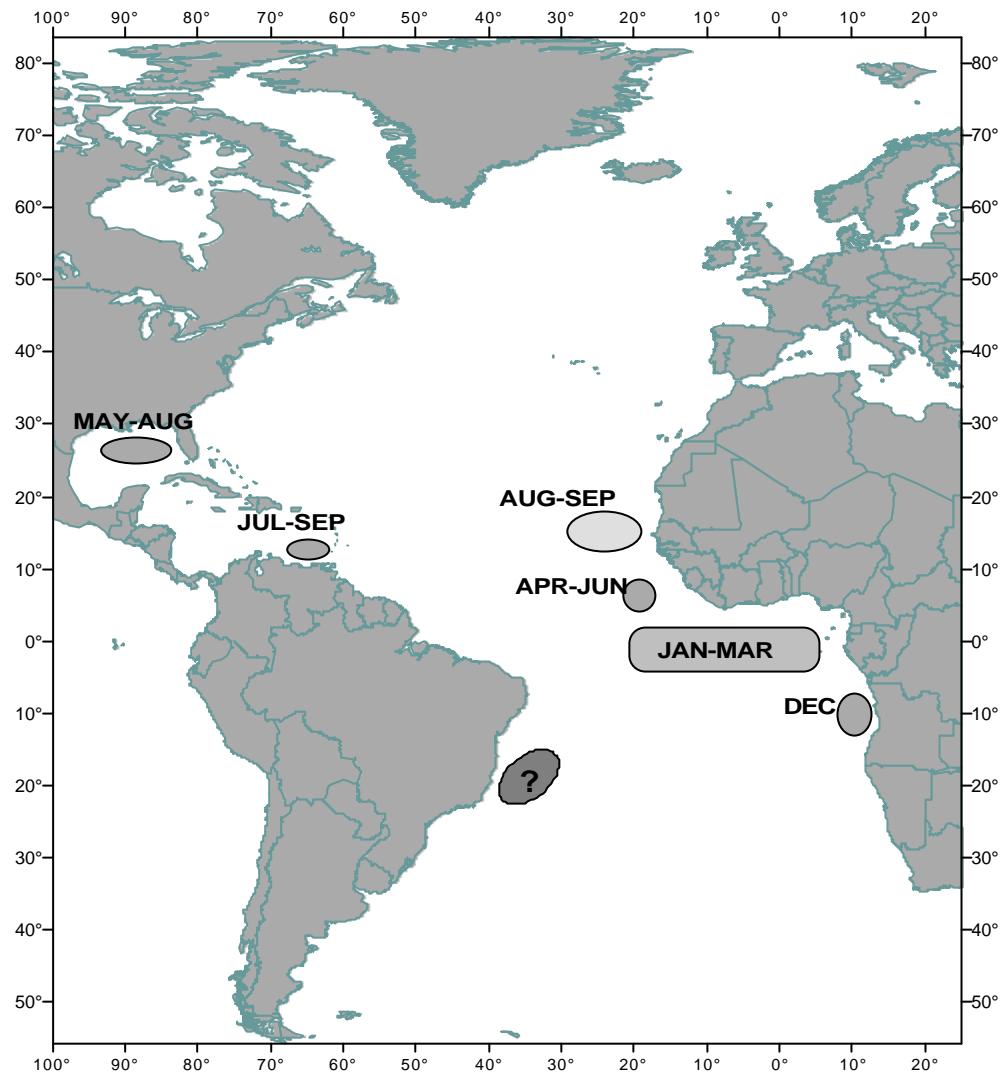
**Fig. 14.** Comparison of the yellowfin tropical purse seine CPUE index used in this assessment, and the same index as computed for the 1998 assessment.



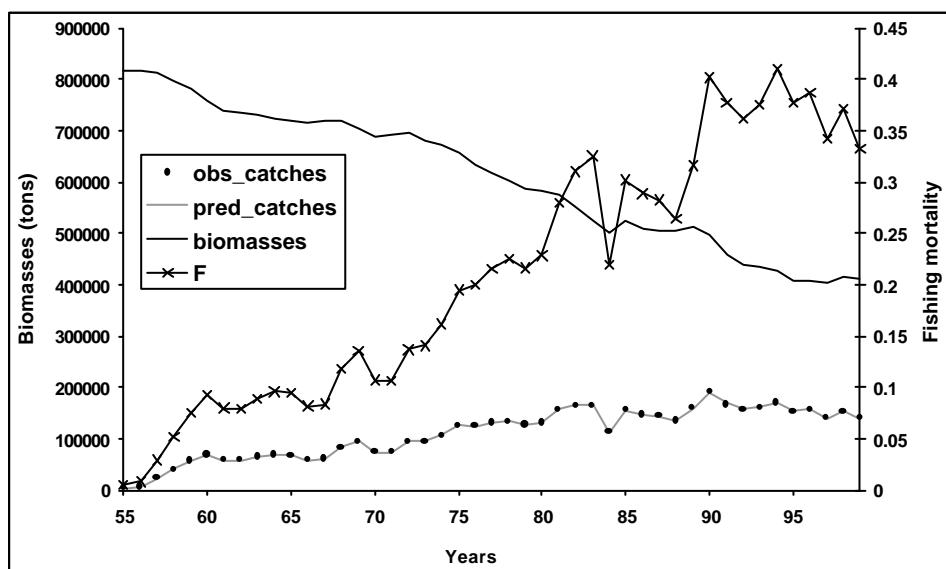
**Fig. 15.** Schematic representation of the spatio-temporal hierarchical organization of yellowfin population environmental forcing in the tropical Atlantic Ocean. Scale four corresponds to the maximal distribution range; scale three corresponds to the East-West displacements; scale two corresponds to the North-South seasonal movement of the population; scale one corresponds to the local concentrations dynamic; more local scales concern schools and individuals dynamics (From Maury et al.(a), in press).



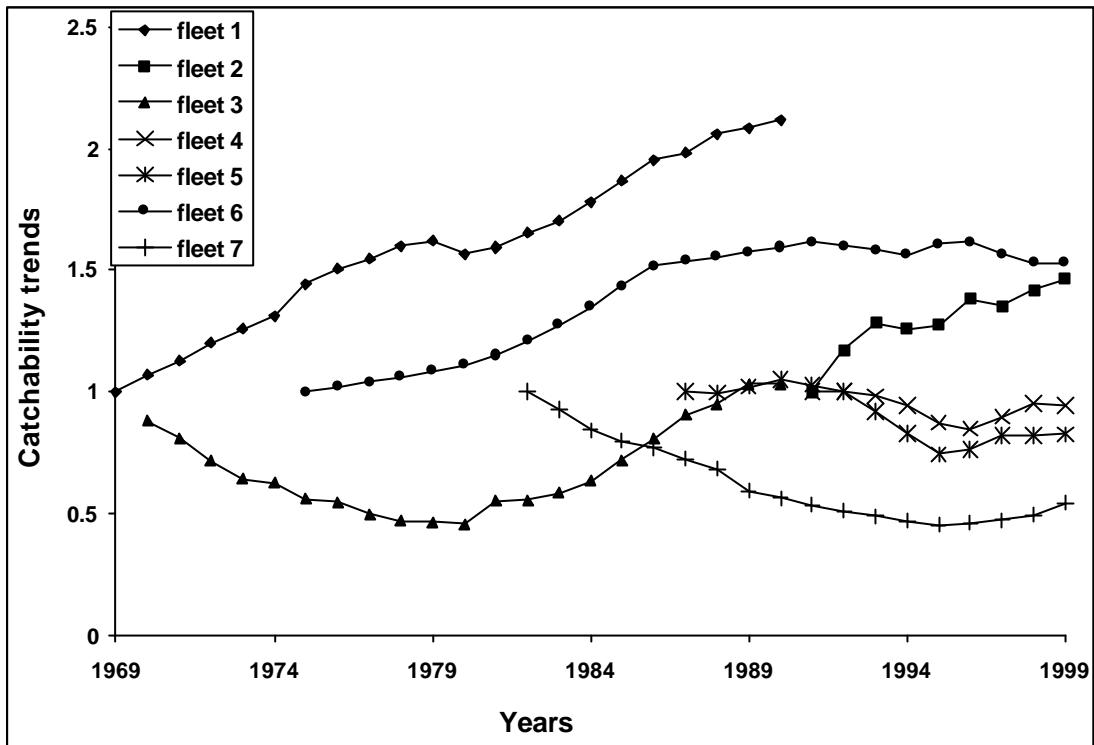
**Fig. 16.** Interpolated longline catches cumulated for all fleets from 1956 to 1993 (From Maury, 1998)



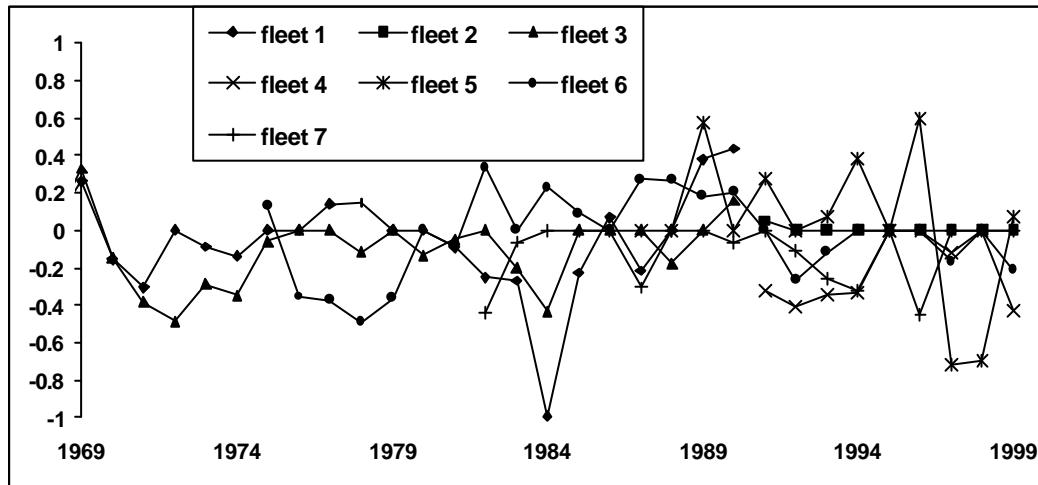
**Fig. 17.** Yellowfin tuna spawning grounds in the Atlantic based on confirmed spawning fish (from hydrated oocytes) or validated gonad indices (from oocyte development).



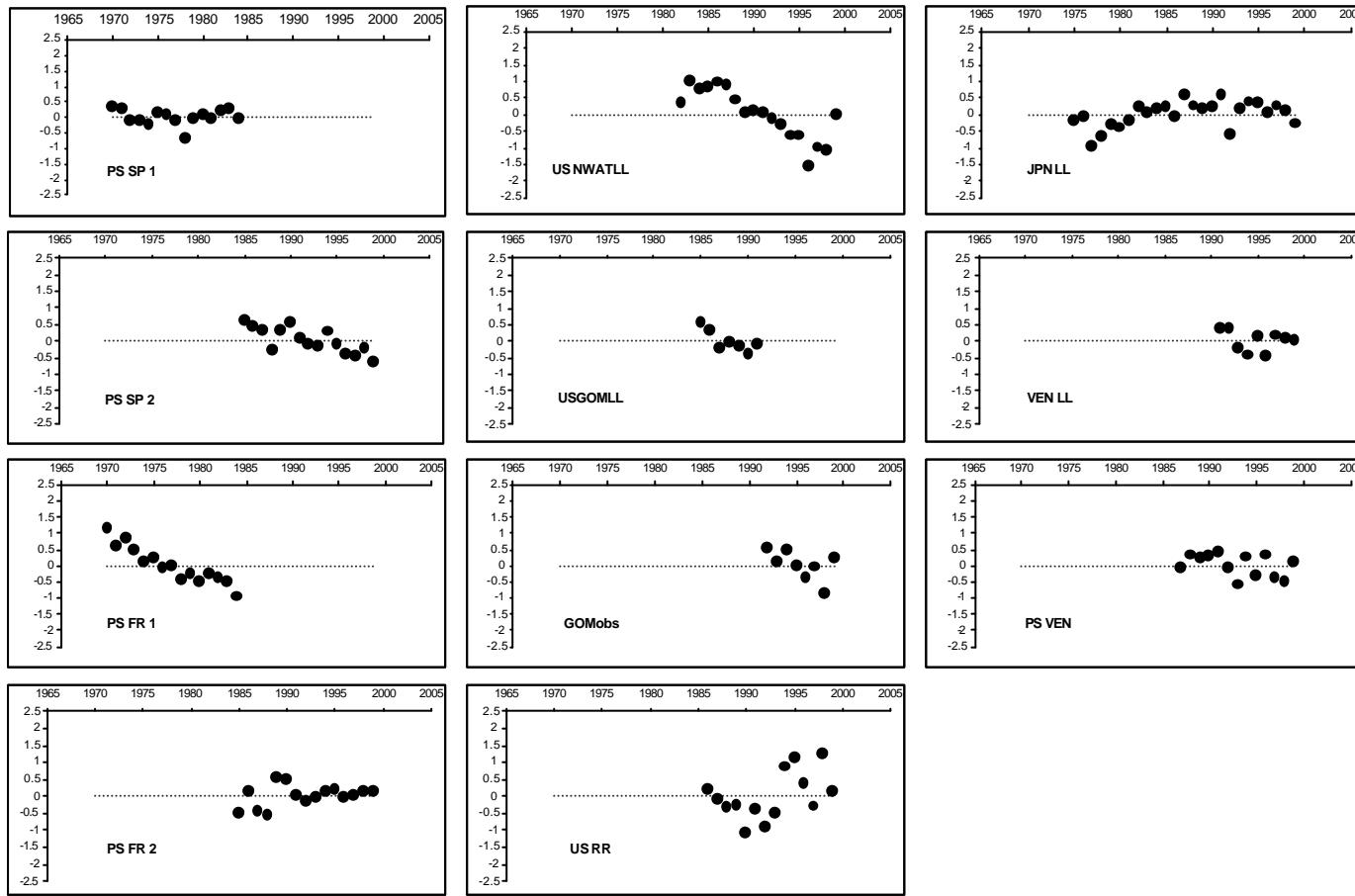
**Fig. 18.** Estimates obtained with the non-equilibrium production model: Stock biomass, stock carrying capacity, observed catches and estimated total catches (left axis); estimated total fishing mortality (right axis).



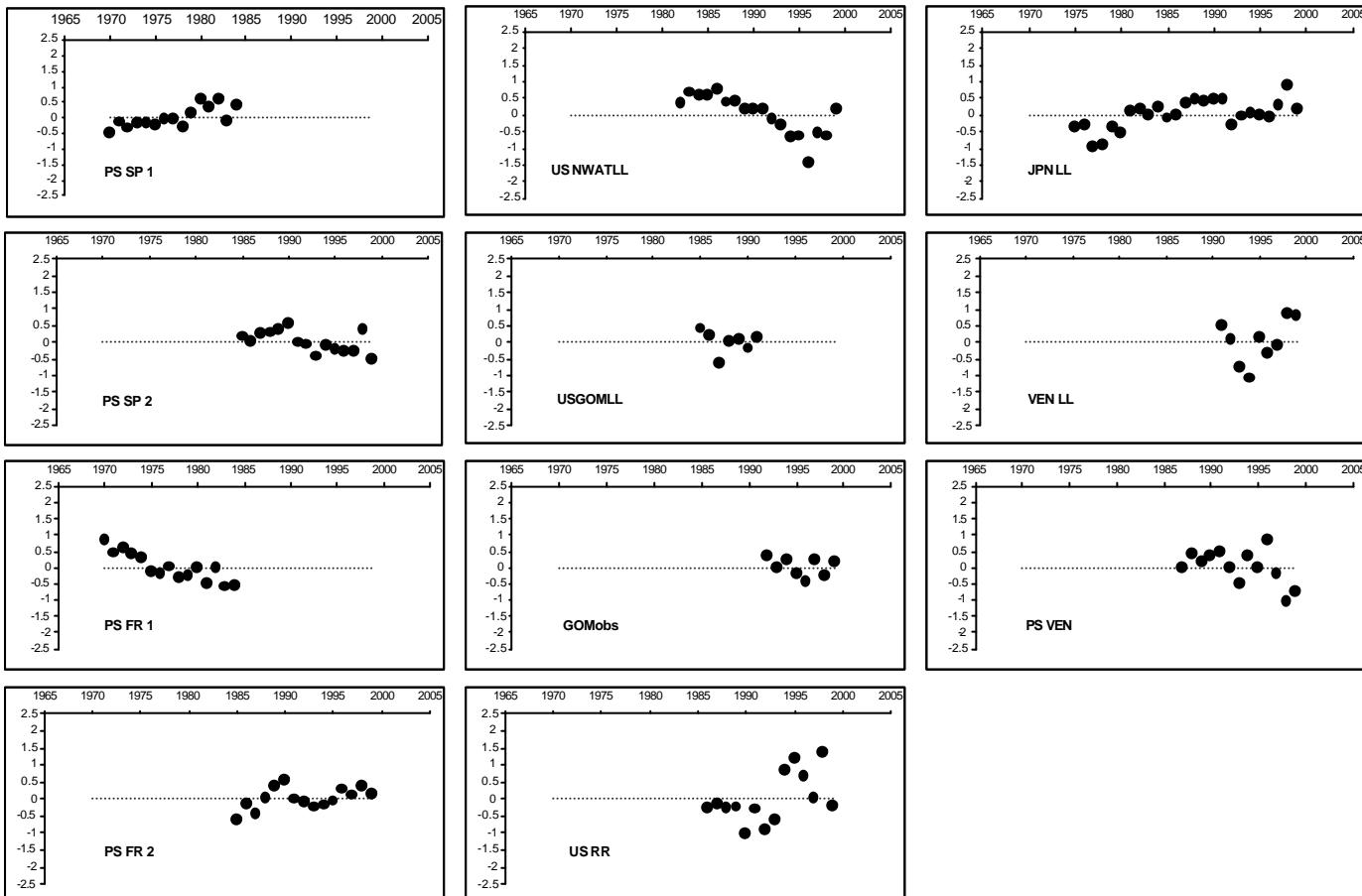
**Fig. 19.** Trends in fishing power (catchability) by fleet as estimated by the non-equilibrium production model.



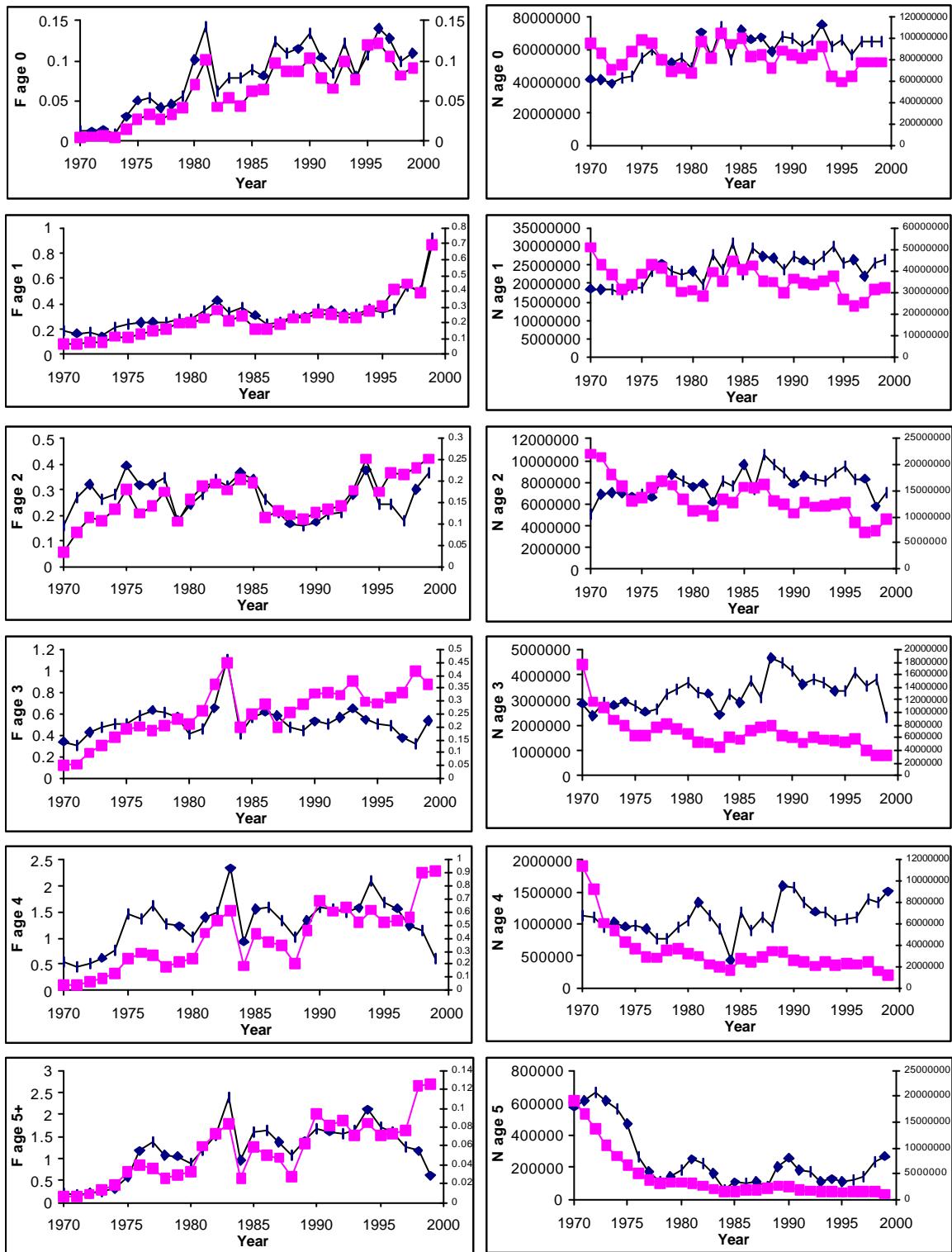
**Fig. 20.** Residuals in fishing mortality from the non-equilibrium production model fit.



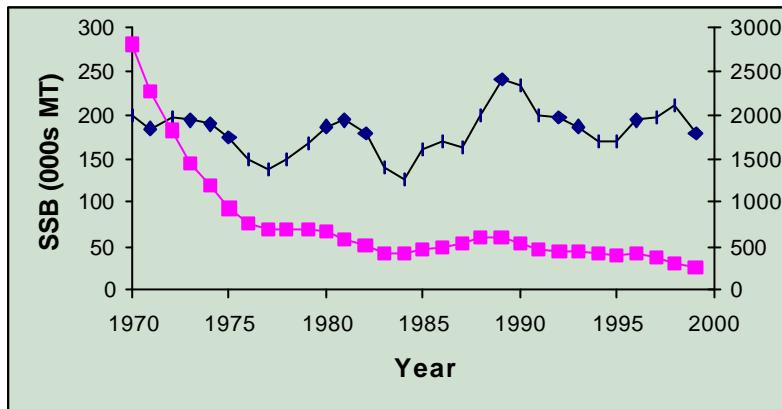
**Fig. 21a.** Residual patterns for the 11 indices used in model C (ADAPT) analysis



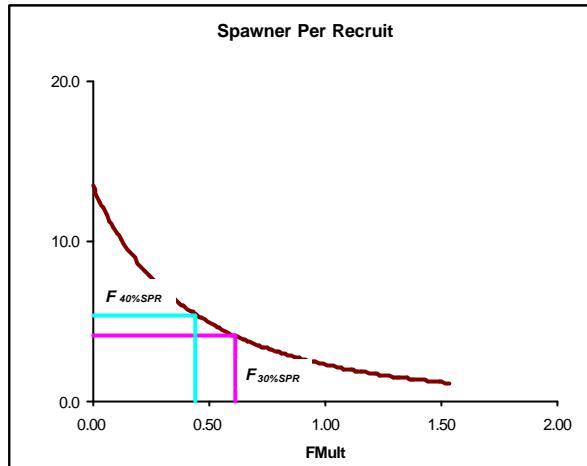
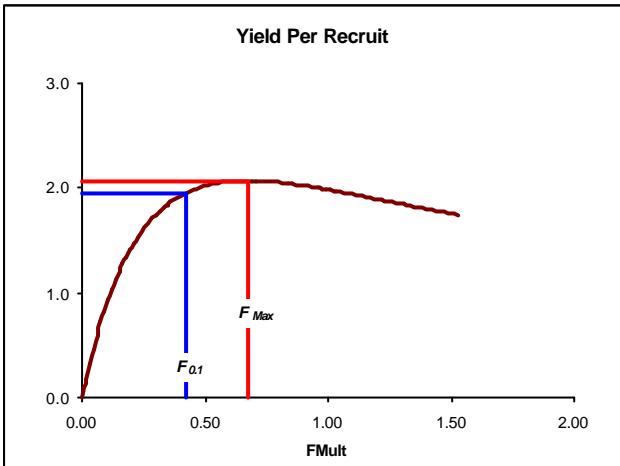
**Fig. 21b.** Residual patterns for the 11 indices used in model D (ADAPT) analysis.



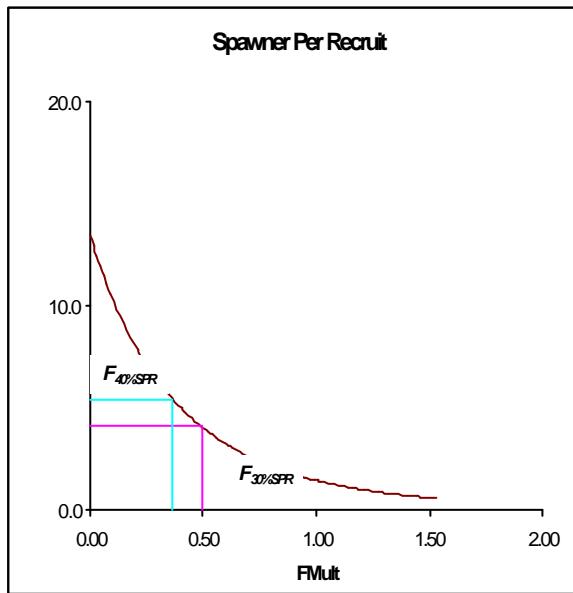
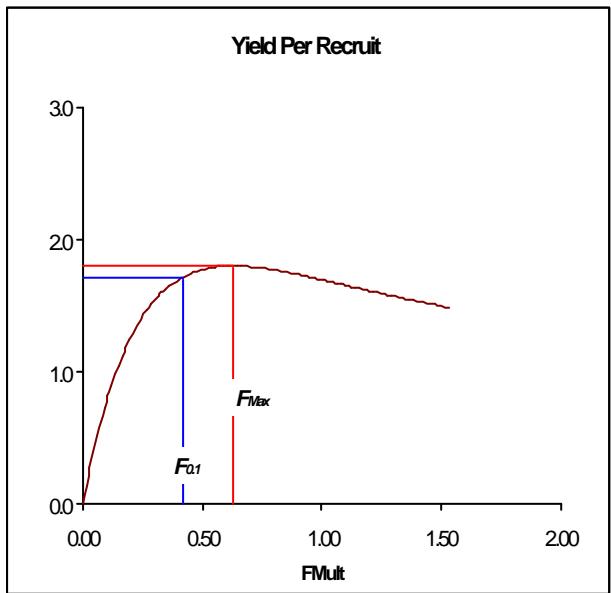
**Fig. 22.** Fishing mortality and stock sizes estimated with the VPA (ADAPT) models C (diamonds, left axis) and D (squares, corresponding to the right axis).



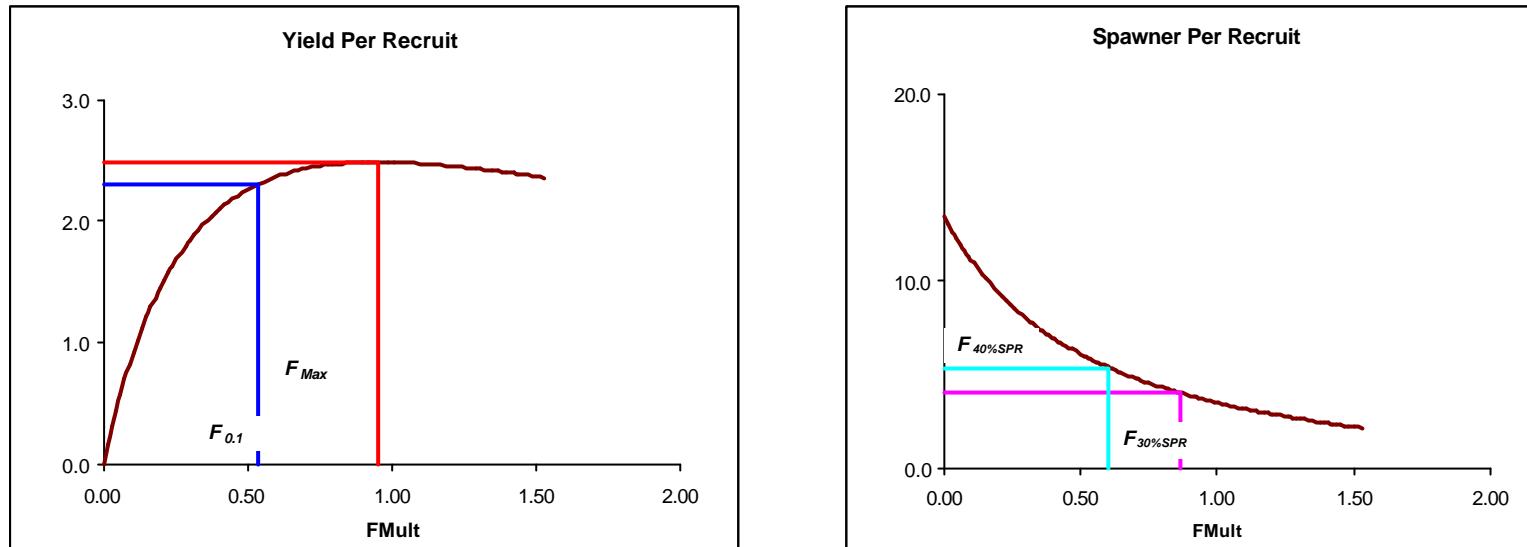
**Fig. 23.** Spawning stock size trend estimated with the VPA (ADAPT) models C (diamonds, left axis) and D (squares, corresponding to the right axis).



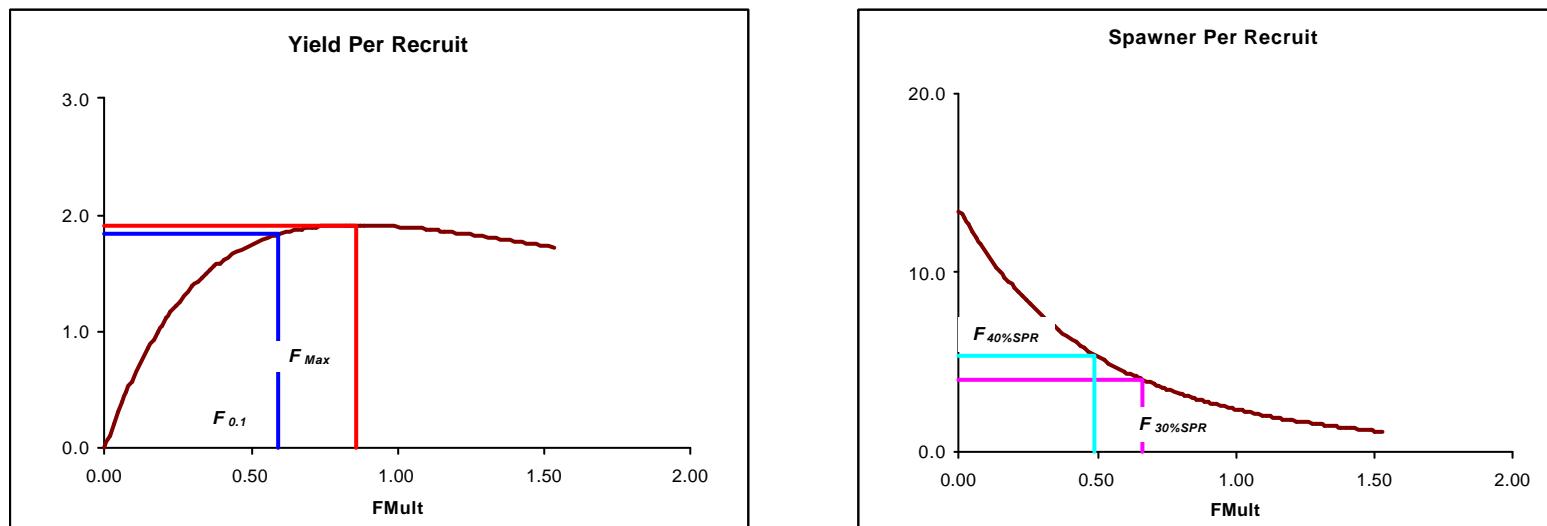
**Fig. 24a.** Results of the yield per recruit analysis assuming the mean 1997-1999 selectivity from the ADAPT Model C results.



**Fig. 24b.** Results of the yield per recruit analysis assuming the 1999 selectivity from the ADAPT Model C results.



**Fig. 24c.** Results of the yield per recruit analysis assuming the mean 1997-1999 selectivity from the ADAPT Model C results, with a perfect implementation of the minimum size restrictions.



**Fig. 24d.** Results of the yield per recruit analysis assuming the mean 1997-1999 selectivity from the ADAPT Model D results.

## **Appendix 1**

### **AGENDA**

- 1 Opening of the Meeting and adoption of the Agenda
- 2 Description of fisheries, catches, effort and mean weights
  - 2.a Description of fisheries
  - 2.b Catches
  - 2.c Effort
  - 2.d Trends in mean weight
- 3 Input data
  - 3.a Catch at age/size
  - 3.b Catch per unit of effort (CPUE)
  - 3.c Biological parameters
- 4 Environmental influences
- 5 State of the stocks
  - 5.a Stock structure
  - 5.b Production model results
  - 5.c VPA analyses
  - 5.d Yield per recruit and spawning biomass per recruit analyses
- 6 Projections
- 7 Effects of current regulations
- 8 Recommendations
  - 8.a Introduction
  - 8.b Statistics
  - 8.c Research
  - 8.d Management

## **Appendice 1**

### **ORDRE DU JOUR**

- 1 Ouverture de la réunion et adoption de l'ordre du jour
- 2 Description des pêcheries, captures, effort et poids moyen
  - 2.a Description des pêcheries
  - 2.b Captures
  - 2.c Effort
  - 2.d Tendance du poids moyen
- 3 Données d'entrée
  - 3.a Prise par âge/taille
  - 3.b Capture par unité d'effort (CPUE)
  - 3.c Paramètres biologiques
- 4 Incidence de l'environnement
- 5 Etat des stocks
  - 5.a Structure des stocks
  - 5.b Résultats du modèle de production
  - 5.c Analyses VPA
  - 5.d Analyses de production par recrue et de biomasse reproductrice par recrue
- 6 Projections
- 7 Effets des réglementations actuelles
- 8 Recommandations
  - 8.a Introduction
  - 8.b Statistiques
  - 8.c Recherche
  - 8.d Gestion

## Apéndice 1

### ORDEN DEL DIA

- 1 Apertura de la reunión y adopción de la agenda
- 2 Disposiciones para la reunión
  - 2.a Descripción de las pesquerías
  - 2.b Capturas
  - 2.c Esfuerzo
  - 2.d Tendencias en el promedio de peso
- 3 Datos de entrada
  - 3.a Captura por clases de edad/talla
  - 3.b Captura por unidad de esfuerzo (CPUE)
  - 3.c Parámetros biológicos
- 4 Influencias del medio ambiente
- 5 Estado de los stocks
  - 5.a Estructura del stock
  - 5.b Resultados del modelo de producción
  - 5.c Análisis de VPA
  - 5.d Análisis del rendimiento por recluta y de la biomasa reproductora por recluta
- 6 Previsiones
- 7 Efectos de las actuales regulaciones
- 8 Recomendaciones
  - 8.a Introducción
  - 8.b Estadísticas
  - 8.c Investigación
  - 8.d Ordenación

## **Appendix 2/Appendice 2/ Apéndice 2**

### **LIST OF PARTICIPANTS/ LISTE DES PARTICIPANTS/ LISTA DE PARTICIPANTES**

#### **ANGOLA**

**Kilongo N'Singui, Kumbi**

Instituto de Investigação Pesqueira, Luanda C.P. 2601

Tel: +2442 394046; Fax: +2442 395049; E-mail: vbarros@netangola.com

#### **EUROPEAN COMMUNITY /COMMUNAUTÉ EUROPÉENNE/ COMUNIDAD EUROPEA**

##### *EC-ESPAÑA*

**Ariz Tellerria, Javier**

Instituto Español de Oceanografía, Centro Costero de Canarias, Apartado 1373, Santa Cruz de Tenerife, Tenerife, Islas Canarias

Tel: +34 922 549400; Fax: +34 922 549554; E-mail: tunidos@ieo.rcanaria.es

**Arrizabalaga de Mingo, Haritz**

AZTI, Txatxarramendi Irla s/n, 48395 Sukarrieta, Vizcaya

Tel: +34 94 6870700; Fax: +34 94 6870006; E-mail: harrizabalaga@azti.es

**Delgado, Alicia**

Instituto Español de Oceanografía,

Centro Costero de Canarias, Apartado 1373, Santa Cruz de Tenerife, Tenerife, Islas Canarias

Tel: +34 922 549400; Fax: +34 922 549554; E-mail: tunidos@ieo.rcanaria.es

**Pallarés, Pilar**

Instituto Español de Oceanografía, c/ Corazón de María, 8, 28002 Madrid

Tel: +34 91 3473620; Fax: +34 91 4135597, E-mail: pilar.pallares@md.ieo.es

##### *EC-FRANCE*

**Gaertner, Daniel**

IRD, B.P. 5045, 34032 Montpellier Cedex 1

Tel: +33 467 636981; Fax: +33 467 747090; E-mail: gaertner@ird.fr

**Maury, Olivier**

IRD, B.P. 5045, 34032 Montpellier Cedex 1

E-mail: maury@mpl.ird.fr

**Pianet, Renaud**

IRD Centre de Montpellier, B.P. 5045, 34032 Montpellier Cedex 1

Tel: +33 467 636983; Fax: +33 467 638778; E-mail: pianet@mpl.ird.fr

#### **JAPAN / JAPON**

**Matsumoto, Takayuki**

National Research Institute of Far Seas Fisheries, 5-7-1 Orido, Shimizu Shizuoka 424-8633

Tel: +81 543 366044; Fax: +81 543 359642; E-mail: matumot@enyo.affrc.go.jp

## **PANAMA**

**Silva Torres, David I.**

Autoridad Maritima de Panama, Dirección General de Recursos Marineros y Costeros, Arrajan urb La Hacienda #137, Panamá

Tel: 2599776/ 2327510; Fax: 232 6477; E-mail: davidsilva@hotmail.com or digerama@info.net

## **UNITED STATES / ÉTATS-UNIS / ESTADOS UNIDOS**

**Brown, Craig**

NMFS, Southeast Fisheries Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami, FL 33149

Tel: +1 305 361 4590; Fax: +1 305 361 4562; E-mail: craig.brown@noaa.gov

**Die, David**

CIMAS/RSMAS, University of Miami, 4600 Rickenbacker C., Miami, FL 33149

Tel: +1 305 3614607; E-mail: ddie@rsmas.miami.edu

**Powers, Joseph (SCRS Chair)**

NMFS, Southeast Fisheries Science Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami, FL 33149

Tel: +1 305 361 4295; Fax: +1 305 361 4219; E-mail: joseph.powers@noaa.gov

**Scott, Gerald**

NMFS, Southeast Fisheries Science Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami, FL 33149

Tel: +1 305 361 4596; Fax: +1 305 361 4562; E-mail: gerry.scott@noaa.gov

## **VENEZUELA**

**Arocha, Freddy**

Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, APARTADO No 204, Cumaná 6101

Tel: +58 93 302111; Fax. +5893 322960; e-mail:farochap@telcel.net.ve or farocha@sacre.udo.edu.ve

**Briceño Cerró, Luis**

Dirección Regional SARPA, Cumaná, Sucre

Tel: +58 093 317656; Fax: +58 093 317656; E-mail: lbriceno@cumana.sacre.udo.edu.ve

**Gutiérrez, Xiomara**

SARPA Cumaná, Av. Carúpano Caiguire, Cumaná, Sucre

Tel: +58 93 317656; Fax: +58 93317 656

**Lárez Nuñez, Asdrubal F.**

Calle Cazorla - FONAIAP, La Asuncion, Estado Nueva Esparta

Tel: +58 95 420252; Fax: +58 95 420252; E-mail: aslarnu@telcel.net.ve

**Marcano, Jesus**

FONAIAP/CIAE, Final Avda Carúpano, Apdo 236, Cumaná, Sucre 6101

Tel: +093 317557; Fax: +093 317557; E-mail: jsmarca@telcel.net.ve

**Marcano, Luis**

Fonaiap-Sucre, Av Carupano, Cumaná, Sucre

Tel: +58 93 317557; Fax: +58 93 672632; E-mail: luismarc@telcel.net.ve

**Mendoza-Hill, Jeremy**

Instituto Oceanografico, Universidad de Oriente, Apdo 245, Cumaná, Sucre

Tel: +58 93 302240; Fax: +58 93 302240; E-mail: jmendoza@sacre.udo.edu.ve

**Molinet, Ricardo**

Director General, Servicio Autonomo de los Recursos Pesqueros y Acuicolas, (SARPA), Piso 10, Torre Este, Parque Central, Caracas

**Sayegh, Jorge**

SARPA División Edo. Anzoategui, Calle los Cocos, Edif. El Centro, Apto 2-D P.L.C., Anzoategui  
Tel: +58-81 751492; Fax: +58-81 751492; jsayhop@cantv.net.ve

**ICCAT SECRETARIAT / SECRÉTARIAT ICCAT/ SECRETARÍA DE ICCAT**

C/Corazón de María 8-6º, 28002 Madrid, Spain

Tel: +34 91 416 5600; Fax: +34 91 415 2612; E-mail: info@iccat.es

**Cheatle, Jenny**

E-mail: jenny.cheatle@iccat.es

**Kebe, Papa**

E-mail: papa.kebe@iccat.es

**Restrepo, Victor**

E-mail: victor.resrepo@iccat.es

## Appendix 3/Appendice 3/ Apéndice 3

### **LIST OF DOCUMENTS/ LISTE DES DOCUMENTS/ LISTA DE DOCUMENTOS**

- SCRS/00/6 Data preparation by the Secretariat for the 2000 Yellowfin Stock Assessment Session - ICCAT Secretariat
- SCRS/00/46 Update information on the spawning of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the western Central Atlantic - F. Arocha, D.W. Lee, L.A. Marcano, J.S. Marcano
- SCRS/00/50 Standardized catch rates for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) from the Venezuelan pelagic longline fishery off the Caribbean Sea and the western central Atlantic - F. Arocha, M. Ortiz
- SCRS/00/64 Standardized catch rates for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the Virginia-Massachusetts (U.S.) rod and reel fishery during 1985-1999 - C. A. Brown
- SCRS/00/65 Standardized catch rates for yellowfin (*Thunus albacares*) from the U.S. longline fleet through 1999 - J. Cramer, M. Ortiz
- SCRS/00/66 Review of tag-releases and recaptures for yellowfin tuna from the U.S. CTC Program - M. Ortiz
- SCRS/00/67 Standardized catch rates for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the 1992-1999 Gulf of Mexico longline fishery based upon observer programs from Mexico and the United States / Estandardización de tasas de captura del rabil (*Thunnus albacares*) en la pesquería palangrera del Golfo de México de 1992 a 1999 basada en programas de observadores de México y Estados Unidos - L.V. Gonzalez Ania
- SCRS/00/68 Estadísticas españolas de la pesquería atunera tropical en el Océano Atlántico hasta 1999 - A. Delgado de Molina, P. Pallarés, R. Delgado de Molina, J.C. Santana, J. Ariz
- SCRS/00/69 Datos estadísticos de la pesquería de túnidos de las Islas Canarias durante el período 1975 a 1999 - J. Ariz, J.C. Santana, R. Delgado de Molina, A. Delgado de Molina
- SCRS/00/70 Sensibilidad de las evaluaciones globales del rabil atlántico a diferentes modelos, opciones de ajuste et tasas de aumento del poder de pesca del cerco - P. Pallarés, D. Dié, A. Delgado de Molina, J. Ariz
- SCRS/00/71 Development of catch-at-size and updated age-specific CPUE standardized by Generalized Linear Model for yellowfin caught by the Japanese longline fishery in the Atlantic - T. Matsumoto, N. Miyabe
- SCRS/00/72 Age-specific abundance indices of yellowfin tuna for Taiwanese longline fishery in the Atlantic - C. C. Hsu, Y.M. Yeh, H.C. Liu
- SCRS/00/73 Composición específica de los bancos de atunes, según el tamaño del cardumen, capturados por la flota de cerqueros tropicales en el Océano Atlántico - J. Ariz, A. Delgado de Molina, M. Soto, P. Pallarés, J.C. Santana
- SCRS/00/77 Etat des statistiques thonières de Tema: Rapport de mission à Tema, 18-20 mai 2000) - F. X. Bard
- SCRS/00/85 Statistiques de la pêcherie thonière FIS durant la période 1991-1999 - R. Pianet, T. Diouf, J.P. Hallier, V. Norstrom
- SCRS/00/86 Statistiques de la pêcherie thonière européenne NEI durant la période 1991-1999 - R. Pianet, P. Pallares and V. Norstrom
- SCRS/00/87 A multi-fleet age-structured statistical model to assess fishery dynamics in a Bayesian context - O. Maury

## Appendix 4

### STANDARDIZATION OF THE VENEZUELAN PURSE SEINE CPUES

During the Working Group a standardization of the Venezuelan purse seiners CPUEs was attempted. Each line of the data set represented the fishing operations made by an individual purse seiner during a trip. Due to time constraints, it was considered that the date of landing was representative of the time period. With this consideration in mind, we preferred to adopt a quarter stratification instead to chose a monthly one. Because the fishing ground of the Venezuelan purse seiners in the Atlantic Ocean is relatively small, no area effect was analyzed. The original CPUEs (Catch in MT / Fishing days) were transformed in Luyft1 = Log (CPUEyft +1),

The explanatory factors considered in this procedure were:

Year = years (87, 88, 89, 90, ..., 99),

Quart = quarter of the year (1, 2, 3, 4),

Class= Category of the carrying capacity of the vessel (1: < 600 MT; 2: = 600 MT; 3: > 600 MT)

These three variables were coded as categorical factor.

Passist = Percent of sets with assistance of a bait boat,

Luskj1= Log (CPUEskj +1), that is the logarithm of the CPUE of skipjack,

Pwhale = Percent of schools associated with whales,

Pschool = Percent of non-associated schools,

PsharkW = Percent of schools associated with whale-sharks

In the first step of the model building procedure, a scope of the impact of each candidate variable was based on the Akaike's information criterion (AIC).

Candidate, variables	Df,	SSq,	RSS,	AIC
Year	12	56.15886	458.5769	479.6527
Quart	3	3.43869	511.2971	517.7819
Class	2	5.10653	509.6292	514.4929
Passist	1	0.66247	514.0733	517.3157
Luskj1	1	68.28311	446.4526	449.6951
Pwhale	1	1.81733	512.9184	516.1609
Pschool	1	0.90755	513.8282	517.0706
PsharkW	1	0.32024	514.4155	517.6579

Among the different main factor effects and its respective interactions, it appeared that, based on the AIC criterion, the parsimonious model can be built with the Year and the Luskj1 factors only. A summary of the model selection is presented above.

#### Model selection (Summary)

Year + Quart + Class + Passist + Luskj1 + Pwhale + Pschool + PsharkW + Passist:Class + Passist:Luskj1 + Passist:Quart + Luskj1:Quart + Class:Quart + Luskj1:Class

Model	AIC
Intercept only	516.357
Luskj1	449.695

Luskj1 + Year                            406.696  
 Parsimonious model: Luyft1 ~ Luskj1 + Year

After removing three outliers detected during a first run, a new fit was made.

Residual standard error: 0.7412 on 619 degrees of freedom

Multiple R-Squared: 0.3009

F-statistic: 20.5 on 13 and 619 degrees of freedom, the p-value is 0

It must be remembered that in the fishing areas off Venezuela, small and pre-adult yellowfin are mixed with skipjack schools. As a consequence, there are not different strategies for targeting large yellowfin in school sets or for targeting small tunas (yellowfin and skipjack) associated with logs (as is the case in the Eastern Atlantic ocean). For this reason, the influence of the skipjack CPUE could be interpreted in terms of proxy of the catchability of tunas caught by the Venezuelan surface fisheries and not such as a "target effect".

It can be argued that the number of explanatory variables is very low and, as a result, that the linear model standardized weakly the nominal CPUEs. However, due to time constraints, the Year effect estimates obtained from this simple model were used as the Venezuelan purse seiner CPUE series in the production model. The Year factor estimates and the residual diagnostics of the fit resulting from this model are presented in **Figures A4\_1 and A4\_2**.

During the Working Group meeting, other linear models were tentatively checked in order to improve the fit of the Venezuelan purse seine CPUE series. To perform these models we considered a more complete "plausible" model including the main effect of various candidate variables and some of their interactions. The backward selection model was made by single term deletion on the basis of the Mallow's Cp statistic (equivalent to AIC for linear model).

### Single term deletions

Model:

Luyft1 ~ Year + Class + Luskj1 + Quart + Class:Luskj1 + Quart:Luskj1 + Class:Quart

	Df	Sum of Sq	RSS	Cp
<none>				359.4371        395.0249
Year	12	60.12226	419.5594	440.9121
Class:Luskj1	2	2.44983	361.8869	395.1022
Quart:Luskj1	3	5.48176	364.9189	396.9479
Class:Quart	6	4.88899	364.3261	392.7963

**Final model: Luyft1 ~ Year + Class + Luskj1 + Quart + Class:Luskj1 + Quart:Luskj1**

Residual standard error: 0.6928 on 596 degrees of freedom

Multiple R-Squared: 0.3795

F-statistic: 15.85 on 23 and 596 degrees of freedom, the p-value is 0

The Year effect estimates and the diagnostic plots are represented in **Figures A4\_3 and A4\_4**.

## Appendice 4

### STANDARDISATION DE LA CPUE DES SENNEURS VÉNÉZUÉLIENS

Le Groupe de travail a tenté de standardiser la CPUE des senneurs vénézuéliens. Chaque registre du jeu de données représentait les opérations de pêche d'un senneur pendant une sortie. À cause du manque de temps, il a été décidé que la date de débarquement situait la période temporelle. Ceci étant, il a été préféré d'adopter une stratification par trimestre plutôt que par mois. Du fait que les lieux de pêche des senneurs vénézuéliens couvrent une aire relativement réduite de l'Atlantique, aucun effet des senneurs vénézuéliens des senneurs vénézuéliens des senneurs vénézuéliens, aucune effet zone n'a été considéré. Les données originales de CPUE (prises en t /jours de pêche) ont été transformées en Luyft1 = Log (CPUEyft + 1).

Les facteurs explicatifs examinés dans cette procédure étaient:

Année = années (87, 88, 89, 90, ..., 99),

Trimestre = trimestre de l'année (1, 2, 3, 4),

Classe = Catégorie de la capacité de transport du bateau (1: < 600 MT; 2: = 600 MT; 3: > 600 MT)

Ces trois variables ont été codifiées comme facteur catégorique.

Passist = Pourcentage de jeux avec l'assistance d'un canneur,

Luskj1= Log (CPUEskj + 1), c'est-à-dire le logarithme de la CPUE du listao,

Pwhale = Pourcentage des bancs associés aux baleines,

Pschool = Pourcentage des bancs non-associés,

PsharkW = Pourcentage des bancs associés aux baleine-requins

À la première étape de la procédure de mise au point du modèle, la portée de l'impact de chaque candidat variable s'est fondée sur le critère d'information d'Akaike (AIC).

Candidat, variables	Df,	SSq,	RSS,	AIC
Année		12	56.15886	458.5769
Trimestre	3	3.43869	511.2971	517.7819
Classe		2	5.10653	509.6292
Passist	1	0.66247	514.0733	517.3157
Luskj1		1	68.28311	446.4526
Pbaleine	1	1.81733	512.9184	516.1609
Pbanc		1	0.90755	513.8282
PrequinW	1	0.32024	514.4155	517.0706

Parmi les diverses répercussions des facteurs principaux et leurs respectives interactions, il est apparu que, sur la base du critère AIC, le modèle parcimonieux peut être mis au point avec uniquement les facteurs Année et Luskj1. Un récapitulatif de la sélection du modèle figure ci-dessus.

#### Sélection du modèle (récapitulatif)

Année + Trimestre + Classe + Passist + Luskj1 + Pbaleine + Pbanc + PrequinW + Passist:Classe + Passist:Luskj1 + Passist:Trimestre + Luskj1:Trimestre + Classe:Trimestre + Luskj1:Classe

Modèle	AIC
Seule interception	516,357
Luskj1	449,695

Luskj1 + Année 406,696

Modèle parcimonieux: Luyft1 ~ Luskj1 + Année

Après le retrait de trois points dispersés détectés lors d'un premier passage, un nouvel ajustement a été effectué.

Erreur standard résiduelle: 0,7412 sur 619 degrés de liberté

Carré-R multiple: 0,3009

F-statistique: 20,5 sur 13 et 619 degrés de liberté, la valeur-p est 0

Il convient de rappeler que dans les zones de pêche au large du Venezuela, les juvéniles d'albacore se mélangent aux bancs de listaos. Par conséquent, il n'existe pas de différences stratégiques entre le ciblage des grands albacores et celui des thonidés mineurs (albacore et listao) associés à des objets flottants (comme tel est le cas dans l'Atlantique est). C'est pourquoi on pourrait interpréter l'influence de la CPUE du listao comme un indice approchant de la capturabilité des thons pris par les pêcheries de surface vénézuéliennes et non pas comme un "effet cible" en soi.

On peut avancer que le nombre de variables explicatives est très faible et que, par conséquent, le modèle linéaire a faiblement standardisé les CPUE nominales. Toutefois, en raison du manque de temps, les estimations de l'effet Année obtenues à partir de ce modèle simple ont été utilisées en tant que séries de CPUE des senneurs vénézuéliens dans le modèle de production. Les estimations du facteur Année et les diagnostics résiduels de l'ajustement résultant de ce modèle figurent aux Figures A4\_1 et A4\_2.

Pendant la réunion du Groupe de travail, d'autres modèles linéaires ont été vérifiés à titre provisoire afin d'améliorer l'ajustement des séries de CPUE des senneurs vénézuéliens. Pour faire fonctionner ces modèles, nous avons envisagé un modèle plus complet et plus "plausible" qui inclut l'impact principal de diverses variables candidates et quelques-unes de leurs interactions. Le modèle de sélection rétroactif a été élaboré en supprimant un terme unique sur la base de la statistique Cp de Mallow (équivalant à AIC pour le modèle linéaire).

### Suppressions de terme unique

Modèle:

Luyft1 ~ Année + Classe + Luskj1 + Trimestre + Classe:Luskj1 + Trimestre:Luskj1 + Classe:Trimestre

Df	Somme des carrés	RSS	Cp
<aucun>		359,4371	395,0249
Année	12	60,12226	440,9121
Classe:Luskj1	2	2,44983	395,1022
Trimestre:Luskj1	3	5,48176	396,9479
Classe:Trimestre	6	4,88899	392,7963

**Modèle final: Luyft1 ~ Année + Classe + Luskj1 + Trimestre + Classe:Luskj1 + Trimestre:Luskj1**

Erreur standard résiduelle: 0,6928 sur 596 degrés de liberté

Carré-R multiple: 0,3795

F-statistique: 15,85 sur 23 et 596 degrés de liberté, la valeur-p est 0

Les estimations de l'effet Année et les diagrammes de diagnostic sont représentés aux Figures A4\_3 et A4\_4.

## ESTANDARIZACIÓN DE LAS CPUEs DEL CERCO DE VENEZUELA

El Grupo de Trabajo intentó hacer una estandarización de las CPUEs de los cerqueros venezolanos. Cada una de las líneas del conjunto de datos representaba las operaciones pesqueras de un barco en el transcurso de una marea. Debido al escaso tiempo disponible, se consideró que la fecha de desembarque era la que representaba el período de tiempo. Teniendo esto en cuenta, se prefirió adoptar una estratificación trimestral, en lugar de mensual. Debido a que el caladero de los cerqueros venezolanos en el Atlántico es relativamente pequeño, no se analizó el efecto de zona. Las CPUEs originales (captura en t/días de pesca) se transformaron en  $Luyft\ 1 = \log(CPUEyft + 1)$ .

Los factores aclaratorios considerados en el procedimiento eran:

Año = años (87, 88, 89, 90, ..., 99),

Trimestre = trimestre del año (1, 2, 3, 4),

Clase = Categoría de la capacidad de transporte del barco (1: < 600 MT; 2: = 600 MT; 3: > 600 MT)

Estas variables se codificaron como factor de categoría.

Passist = Porcentaje de lances con ayuda de un barcos de cebo.

Luskj1 =  $\log(CPUEskj + 1)$ , logaritmo de la CPUE del listado.

Pwhale = Pocentaje de cardúmenes en asociación con ballenas.

Pschool = Porcentaje de cardúmenes no asociados.

PsharkW = Porcentaje de cardúmenes asociados con tiburones-ballena

En el primer paso de diseño del modelo, el panorama del impacto de cada una de las posibles variables se basaba en el criterio de información de Akaike (AIC).

Posibles, variables	Df,	SSq,	RSS,	AIC
------------------------	-----	------	------	-----

Año	12	56.15886	458.5769	479.6527
Trimestre	3	3.43869	511.2971	517.7819
Clase	2	5.10653	509.6292	514.4929
Passist	1	0.66247	514.0733	517.3157
Luskj1	1	68.28311	446.4526	449.6951
Pwhale	1	1.81733	512.9184	516.1609
Pschool	1	0.90755	513.8282	517.0706
PsharkW	1	0.32024	514.4155	517.6579

Entre los diferentes efectos del factor principal y sus respectivas interacciones, se observó que, de acuerdo con el criterio AIC, el “parsimonious model” solo se puede crear con los factores Año y Luskj1. Arriba se presenta un resumen de selección de modelo.

### Selección de modelo (Resumen)

Year + Quart + Class + Passist + Luskj1 + Pwhale + Pschool + PsharkW + Passist:Class + Passist:Luskj1 + Passist:Quart + Luskj1:Quart + Class:Quart + Luskj1:Class

Model	AIC
Intercept only	516.357
Luskj1	449.695
Luskj1 + Año	406.696

Parsimonious model:  $\text{Luyft1} \sim \text{Luskj1} + \text{Año}$

Tras eliminar tres puntos dispersos detectados en un primer ensayo, se hizo un nuevo ajuste.

Error estándar residual: 0.7412 en 619 grados de libertad

Multiple R-Squared: 0.3009

F-statistic: 20.5 en 13 y 619 grados de libertad, el valor de p es 0

Conviene recordar que en las zonas de pesca frente a la costa de Venezuela, el rabil pequeño y preadulto se encuentra en cardúmenes mezclados con el listado. En consecuencia, no hay estrategias distintas para dirigir el esfuerzo al rabil de gran tamaño en los lances sobre cardúmenes, y para hacerlo a los túnidos pequeños (rabil y listado) asociados a objetos (como en el caso del Atlántico este). Por ello, la influencia de la CPUE de listado podría interpretarse como una aproximación a la capturabilidad de los túnidos en la pesquerías de superficie de Venezuela y no como un “efecto de búsqueda de objetivo”.

Se puede argumentar que el número de variables aclaratorias es muy escaso y, como resultado, la estandarización de las CPUEs nominales por medio del modelo lineal era también escasa. Pero debido al poco tiempo disponible, en el modelo de producción se usaron las estimaciones del efecto Año obtenidas por medio de este sencillo modelo como serie CPUE de cerquero. Las estimaciones del factor Año y los diagnósticos residuales del ajuste resultantes obtenidas con el modelo se presentan en las **Figuras A4-1 y A4-2**.

En el curso de la reunión del Grupo de Trabajo, se trató de comprobar otros modelos lineales con el fin de mejorar el ajuste de la serie CPUE del cerco venezolano. Para ejecutar estos modelos se consideró un modelo más completo y “plausible” que incluía el efecto principal de algunas de las posibles variables y algunas de sus interacciones. La selección retrospectiva del modelo se hizo por medio de la eliminación de un solo término en base a la estadística Cp de Mallows (equivalente a AIC para el modelo lineal).

### Eliminaciones de un solo término

Modelo:

$\text{Luyft1} \sim \text{Year} + \text{Class} + \text{Luskj1} + \text{Quart} + \text{Class:Luskj1} + \text{Quart:Luskj1} + \text{Class:Quart}$

	Df	Sum of Sq	RSS	Cp
<ninguna>		359.4371	395.0249	
Year	12	60.12226	419.5594	440.9121
Class:Luskj1	2	2.44983	361.8869	395.1022
Quart:Luskj1	3	5.48176	364.9189	396.9479
Class:Quart	6	4.88899	364.3261	392.7963

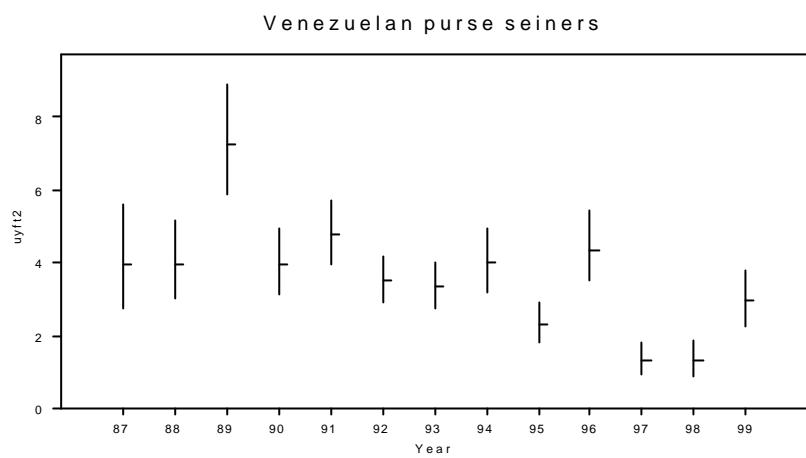
**Modelo final:  $\text{Luyft1} \sim \text{Year} + \text{Class} + \text{Luskj1} + \text{Quart} + \text{Class:Luskj1} + \text{Quart:Luskj1}$**

Error estándar residual: 0.6928 sobre 596 grados de libertad

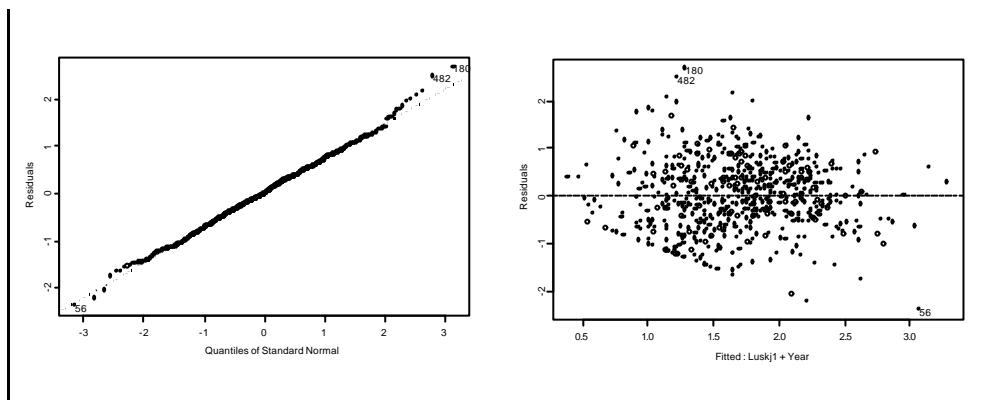
Multiple R squared: 0.3795

F-statistics: 15.85 sobre 23 y 596 grados de libertad, el valor de P es 0

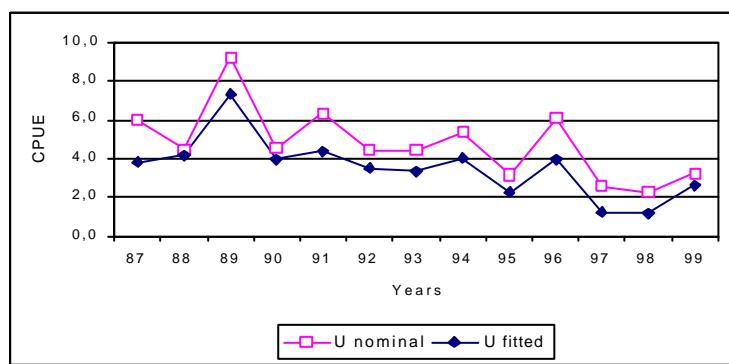
Las estimaciones del factor Año y los gráficos de diagnósticos se presentan en las **Figuras A4-3 y A4-4**.



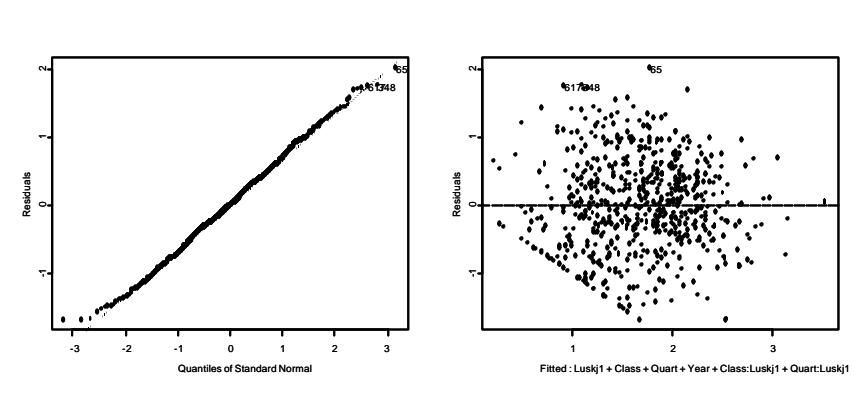
**Fig. A4-1.** Year effect estimates from the linear model used to standardize the Venezuelan purse seine CPUEs



**Fig A4-2** Diagnostic plots for the standardization of the CPUE of the Venezuelan purse seiners.



**Fig 4-3** Nominal and standardized Venezuelan purse seiner CPUEs



**Fig A4-4.** Diagnostic plots for the standardization of the CPUE of the Venezuelan purse seiners

## CONSTRUCTION OF A COMBINED PURSE SEINE CPUE INDEX FOR THE EASTERN TROPICAL ATLANTIC

### **Introduction**

The French and Spanish purse seine fleet began operations in the Atlantic Ocean in the early 1960s. Since the first yellowfin assessments, which was carried out by the SCRS in the 1970s, relative abundance indices for purse seiners have been used. The methods used to obtain these indices have varied over time, to adapt to the changes in the fishery. The most notable of these changes are as follows:

- S The expansion of the purse seine fishery from coastal areas to the high seas in the mid 1970s
- S The introduction of logbooks in the Spanish fleet in 1978
- S The continuous renovation of the fleet, with the incorporation of new, better equipped, boats, as well as the improvement of the equipment on board existing boats.
- S The shift by part of the fleet to the Indian Ocean in the mid-1980s.
- S The increase in the use of objects marked with buoys in the 1990s

In the last yellowfin assessments the criteria defined by the SCRS in 1990 were maintained (Anonymous 1991) for the standardization of indices in the purse seine fishery. The criteria establish two periods in the analyses: prior to 1980-1981 and 1969-1979 and after 1980, with two distinct procedures for obtaining indices.

### **Period 1969-1979**

The yellowfin abundance indices for this period are obtained according to the method developed by Fonteneau (1979,1981) for the FISM fleet, and later modified (Fonteneau 1986) to include data from the Spanish fleet.

#### **This method basically consists in:**

Standardizing fishing effort for the FISM and Spanish fleet separately. The procedure is slightly different in order to adapt to the different structures of the fleets. For the FISM fleet, which has a wider range of vessel sizes, effort is standardized by categories established by GRT : medium sized purse seiners 90 -300 MT; large sized purse seiners >300 MT, after which the effort of medium sized purse seiners is standardized to that of the large sized purse seiners. For the Spanish fleet, which is more homogenous, effort is standardized without differentiating vessel categories. In both cases the standardization procedure is as follows:

A prototype boat, with a yield close to the average yield, is chosen for each fleet, and, in the case of the FISM fleet, for each category. In the large sized purse seiner category, the prototype vessel of the FISM fleet selected corresponds to category 5. The prototype vessel for the Spanish fleet corresponds to category 6.

For each boat, the average annual yield is calculated for three years, in accordance with the prototype vessel chosen. A fishing power factor is calculated for each boat dividing the average yield of the boat by that of the prototype boat. New boats are assigned a provisional fishing power equal to the average of its category. The effort of each boat is multiplied by this factor

For the FISM fleet, the effort of medium sized purse seiners is standardized to that of the large sized purse seiners, multiplying the effort of the medium sized purse seiners by a fishing power factor which

is equal to the ratio between the average yield of the medium sized purse seiners and the large sized purse seiners over the period 1969-1979.

Searching time is estimated by subtracting time spent in fishing operations from time at sea.

The CPUE of each fleet (FISM and Spain) is calculated by fortnight and  $1^\circ \times 1^\circ$  square, eliminating the squares in which effort was less than 12 hours.

A fortnightly index is calculated as the mean of the CPUEs of the various squares, with a minimum of five exploited squares being used in the calculation.

Annual CPUE is calculated for each fleet as being the mean CPUE of the mean CPUEs of the 24 fortnights.

The annual index is calculated as being the annual mean CPUE of the two fleets.

## **Period 1980-1999**

In the 1980s, the purse seine fleets underwent important strategic and tactical changes which modified the assumptions on which the validity of the CPUE, obtained by the above procedure, as relative abundance index of yellowfin, had been established. In 1990, the SCRS, after analyzing these changes, consider that: a) the CPUE used as an index could underestimate the effective effort following the reduction of the fleet (as a result of a shift to the Indian Ocean), the fishing grounds, and the squares with low yields b) technical advances had increased the efficiency of the fishery.

As a result, for the period after 1979, a new method of calculating yellowfin relative abundance indices was developed. The procedure is as follows:

Standardization of effort of each fleet (French and Spanish). The procedure is very similar to that followed above, with some improvements. The steps are :

- 1 All the boats present in the fishery during the period under consideration are selected.
- 2 The mean CPUEs for the first three years (1980-1982) were calculated.
- 3 The mean CPUEs were compared to the mean (1980-1982) of the mean CPUEs of the whole fleet.
- 4 The three boats with the nearest values to this mean were then chosen.
- 5 The mean of the mean CPUEs (1980-82 of these boats was taken as a reference value.
- 6 The mean CPUEs of all the boats were calculated for the first three years in which they operated.
- 7 The factors were calculated by dividing the mean CPUEs, calculated in step 6, by the reference CPUE calculated in step 5.

Standardization of Spanish purse seine effort to that of French purse seiners in category 5, with the aim of combining both efforts with the following steps :

- 1 The mean CPUE of the French and Spanish fleets is calculated from 1980.
- 2 A factor is calculated by dividing the mean Spanish CPUE by the mean French CPUE.

3 Spanish annual effort is multiplied by this factor, the result being added to the French.

The incorporation of a factor for the increase in purse seine fishing power, bearing in mind the technical advances made by the fleets, such as bird radar, increasingly powerful radar and sonar, bigger gears, boats with greater capacity...; as well as the experience gained by the skippers and crews over the years. Taking into account the estimates of increases in the efficiency of purse seiners obtained by Gascuel *et al.* (1993), an increase of 3% in the fishing power of these fleets was considered, constant from one year to another. This factor, calculated for yellowfin, attempts to adjust nominal effort to real effort (fishing mortality), to include the continuous increase in the efficiency of purse seiners, and is applied annually since 1981.

The catch rate trends which result from the calculated effort adjustments are shown in **Table A5-1** and **Figure A5-1**.

## MISE AU POINT D'UN INDICE COMBINÉ DE CPUE POUR LES SENNEURS DE L'ATLANTIQUE EST TROPICAL

### Introduction

Les flottilles de senneurs français et espagnols ont démarré leurs opérations dans l'Atlantique au début des années 1960. Depuis les premières évaluations de l'albacore, menées par le SCRS dans les années 1970, des indices d'abondance relative des senneurs ont été utilisés. Les méthodes employées pour obtenir ces indices ont varié avec le temps pour s'adapter aux changements intervenus dans la pêcherie. Les changements les plus notables sont les suivants:

- § au milieu des années 1970, la pêche à la senne s'est déplacée du littoral vers la haute mer,
- § en 1978, des livres de bord ont été introduits dans la flottille espagnole,
- § les flottilles n'ont cessé de se rénover, grâce à l'ajout de nouveaux bateaux mieux équipés, et à l'amélioration des équipements à bord des bateaux existants,
- § au milieu des années 1980, une partie de la flottille s'est déplacée vers l'océan Indien,
- § dans les années 1990, l'utilisation d'objets marqués d'une bouée s'est accrue.

Dans les dernières évaluations de l'albacore, les critères définis par le SCRS en 1990 ont été maintenus (Anonyme, 1999) aux fins de la standardisation des indices du sennage. Les critères établissent deux périodes dans les analyses: avant 1980 (1969-1979) et après 1980, avec deux procédures distinctes d'obtention des indices.

### Période 1969-1979

Pour cette période, les indices d'abondance de l'albacore sont obtenus conformément à la méthode élaborée par Fonteneau (1979, 1981) pour la flottille FISM, et ensuite modifiée (Fonteneau 1986) de façon à incorporer les données de la flottille espagnole.

Cette méthode consiste fondamentalement à:

Standardiser l'effort de pêche pour les flottilles FISM et espagnole séparément. La procédure diffère légèrement pour s'adapter aux différentes structures des flottilles. Pour la flottille FISM, qui possède un éventail plus large de tailles de bateau, l'effort est standardisé selon les catégories établies par la TJB: senneurs de taille moyenne 90-300 t; senneurs de grande taille >300 t, après quoi l'effort des senneurs de taille moyenne est standardisé sur celui des senneurs de grande taille. Pour la flottille espagnole, qui est plus homogène, l'effort est standardisé sans distinction de catégorie de bateau. Dans les deux cas, la procédure de standardisation est comme suit:

Un bateau prototype, avec un rendement proche du rendement moyen, est sélectionné pour chaque flottille, et, dans le cas de la flottille FISM, pour chaque catégorie. Dans la catégorie des grands senneurs, le bateau prototype de la flottille FISM sélectionné correspond à la catégorie 5, et, pour la flottille espagnole, à la catégorie 6.

Pour chaque bateau, la production moyenne annuelle est calculée sur trois ans, selon le bateau prototype sélectionné. Un facteur de puissance de pêche est calculé pour chaque bateau, en divisant la production moyenne du bateau par celle du bateau prototype. On affecte aux nouveaux bateaux une puissance de pêche égale à la moyenne de sa catégorie. L'effort de chaque bateau est multiplié par ce facteur.

Pour la flottille FISM, l'effort des senneurs moyens est standardisé sur celui des grands senneurs, en multipliant l'effort des senneurs moyens par un facteur de puissance de pêche égal au ratio entre la production moyenne des senneurs moyens et celle des grands senneurs entre 1969 et 1979.

Le temps de recherche est estimé en soustrayant le temps consacré aux opérations de pêche du temps passé en mer.

La CPUE de chaque flottille (FISM et Espagne) est calculée par quinzaine et par carré de  $1^\circ \times 1^\circ$ , en éliminant les carrés dans lesquels l'effort portait sur moins de 12 heures.

Un index bimensuel est calculé comme la moyenne de la CPUE des divers carrés, le calcul s'effectuant avec un minimum de cinq carrés exploités.

La CPUE annuelle est calculée pour chaque flottille comme étant la CPUE moyenne des CPUE moyennes des 24 quinzaines.

L'indice annuel est calculé comme étant la moyenne annuelle de la CPUE des deux flottilles.

## Période 1980-1999

Dans les années 1980, les flottilles de senneurs ont connu d'importants changements en matière de stratégie et de tactique qui ont modifié les postulats sur lesquels s'était établie la validité de la CPUE, obtenue par la procédure susmentionnée, comme l'indice d'abondance relative de l'albacore. En 1990, le SCRS, après avoir analysé ces changements, a estimé que: a) la CPUE utilisée comme indice risquait de sous-estimer l'effort effectif suite à la réduction de la flottille (en raison d'un déplacement vers l'océan Indien), les zones de pêche, et les carrés avec de faibles rendements; b) les progrès techniques avaient accru l'efficacité de la pêcherie.

C'est ainsi qu'après 1979, une nouvelle méthode de calcul a été mise au point pour calculer les indices d'abondance relative de l'albacore. La procédure est comme suit:

Standardisation de l'effort de chaque flotte (française et espagnole). La procédure se rapproche de celle susmentionnée, à quelques améliorations près: Les étapes sont comme suit:

- 1 Tous les bateaux présents dans la pêcherie à l'époque considérée sont sélectionnés.
- 2 La CPUE moyenne pour les trois premières années (1980-1982) est calculée.
- 3 La CPUE moyenne est comparée à la moyenne (1980-1982) de la CPUE moyenne de chaque flottille.
- 4 Les trois bateaux présentant des valeurs se rapprochant le plus de cette moyenne sont ensuite choisis.
- 5 La moyenne de la CPUE moyenne (1980-1982) de ces bateaux sert de valeur de référence.
- 6 La CPUE moyenne de tous les bateaux est calculée pour les trois premières années d'opération.
- 7 Les facteurs ont été calculés en divisant la CPUE moyenne, calculée à l'étape 6, par la CPUE de référence calculée à l'étape 5.

Standardisation de l'effort des senneurs espagnols sur celui des senneurs français de la catégorie 5, en vue de combiner les deux efforts comme suit:

- 1 La CPUE moyenne des flottilles française et espagnole est calculée depuis 1980.
- 2 Un facteur est calculé en divisant la CPUE moyenne espagnole par la CPUE moyenne française.
- 3 L'effort annuel espagnol est multiplié par ce facteur et le résultat est ajouté à l'effort français.

Incorporation d'un facteur au titre de l'augmentation de la puissance de la pêche à la senne, sans oublier les progrès techniques réalisés par les flottilles, comme les radars à oiseaux, la puissance accrue des radars et des sonars, la taille plus grande des engins, la plus forte capacité des bateaux, ainsi que l'expérience acquise au fil des ans par les capitaines et l'équipage. Compte tenu des estimations de l'efficacité accrue des senneurs obtenues par Gascuel *et al.* (1993), on a envisagé une augmentation de 3% de la puissance de pêche de ces flottilles, constante d'une année sur l'autre. Ce facteur, calculé pour l'albacore, s'efforce d'ajuster l'effort nominal à l'effort réel (mortalité par pêche), de façon à faire état de la progression continue de l'efficacité des senneurs. Il est appliqué annuellement depuis 1981.

Les tendances du taux de capture qui se dégagent des ajustements de l'effort calculé sont indiquées au **Tableau A5-1** et à la **Figure A5-1**.

## **CREACIÓN DE UN INDICE COMBINADO DE CPUE DE CERCO PARA EL ATLÁNTICO TROPICAL ORIENTAL**

### **Introducción**

Las flotas de cerco española y francesa comenzaron a faenar en el océano Atlántico desde principio de los años 60. Desde las primeras evaluaciones de rabil, que el SCRS realizó al principio de los años setenta, se han utilizado índices de abundancia relativa procedentes de los datos de cerco. Los métodos utilizados para la obtención de estos índices han variado con el tiempo adaptándose a los cambios experimentados en la pesquería. Entre estos cambios cabe destacar:

- § La expansión de la pesquería de cerco desde las zonas costeras hacia alta mar a mediados de los años 70.
- § La incorporación de cuadernos de pesca en la flota española en 1978.
- § La renovación continua de las flotas con la incorporación de nuevos barcos, mejor equipados, además de la mejora en el equipamiento de los barcos existentes.
- § El desplazamiento de parte de las flotas hacia el Océano Índico a mediados de los ochenta.
- § La extensión de la modalidad de pesca sobre objetos balizados en los años noventa.

En las últimas evaluaciones de rabil se han mantenido los criterios definidos por el SCRS en 1990 (Anónimo, 1991) para la estandarización de los índices de la pesquería de cerco. Estos criterios establecen dos períodos en el análisis: anterior a 1980 (1969-1979) y posterior a 1980, con dos procedimientos distintos para la obtención de índices.

### **Período 1969-1979.**

Los índices de abundancia de rabil para este período se obtienen según el método desarrollado por Fonteneau (1979, 1981) para la flota FISM y posteriormente modificado (Fonteneau, 1986) para incorporar los datos de la flota española.

El método básicamente consiste en:

Estandarizar los esfuerzos de pesca de las flotas FISM y española separadamente. El procedimiento es ligeramente distinto para adaptarse a la distinta estructura de las flotas. Para la flota FISM, con una gama más amplia de tamaño de barcos, la estandarización se hace por categorías establecidas en función del TRB: cerquero medio 90 – 300 t.; gran cerquero >300 t. y posteriormente el esfuerzo del cerquero medio se estandariza a gran cerquero. Para la flota española, al ser más homogénea, la estandarización se realiza sin tener en cuenta la categoría de los barcos. En ambos casos el procedimiento de estandarización es el siguiente :

Se elige un barco tipo, con rendimientos próximos al rendimiento medio, para cada flota y, en la flota FISM para cada categoría. Dentro de los grandes cerqueros, el barco tipo de la flota FISM seleccionado corresponde a la categoría 5. El barco tipo de la flota española corresponde a la categoría 6. Para cada barco, se calcula el rendimiento medio anual de tres años coincidentes con el barco tipo elegido.

Se calcula un factor de potencia de pesca para cada barco dividiendo el rendimiento medio del barco por el del barco tipo. A los barcos nuevos se les asigna una potencia de pesca provisional igual a la potencia media de su categoría. Se multiplica el esfuerzo de cada barco por su factor.

Para la flota FISM se estandariza el esfuerzo de los cerqueros medios a gran cerquero, multiplicando el esfuerzo por un factor de potencia de pesca de los cerqueros medios igual a la razón entre los rendimientos medios de los cerqueros medios y grandes cerqueros durante el período 1969-1979.

Se estima el tiempo de búsqueda extrayendo del tiempo de mar el tiempo dedicado a la maniobra de pesca.

Se calcula, por quincena y cuadrícula de  $1^{\circ} \times 1^{\circ}$ , la cpue para cada flota (FISM y España), eliminando las cuadrículas en las que el esfuerzo ha sido inferior a 12 h.

Se calcula un índice quincenal como la media de las cpues de las distintas cuadrículas. Estableciendo un mínimo de 5 cuadrículas explotadas para el cálculo.

Se calcula una cpue anual, para cada flota, como la CPUE media de las CPUEs medias de las 24 quincenas.

El índice anual se calcula como la cpue anual media de las dos flotas.

## **Período 1980-1999**

En los años ochenta, las flotas de cerco experimentaron importantes cambios de estrategia y táctica que modificaron los supuestos sobre los que se había establecido la validez de la cpue, obtenida según el procedimiento arriba descrito, como índice de abundancia relativa de rabil. El SCRS en 1990, tras analizar dichos cambios, consideró que: a) La CPUE utilizada como índice podría subestimar el esfuerzo efectivo al haberse reducido la flota (como consecuencia de los desplazamientos hacia el Océano Índico), el área de pesca y las cuadrículas con bajos rendimientos, b) las mejoras técnicas introducidas habrían aumentado la capturabilidad de los pesqueros.

En consecuencia, para el período posterior a 1979, se elaboró un nuevo método de obtención de índices de abundancia relativa de rabil. El procedimiento es el siguiente:

Estandarización del esfuerzo de cada una de las flotas (francesa y española). El procedimiento es muy similar al seguido con anterioridad, pero con algunas mejoras. Los pasos son los siguientes:

- 1 Se seleccionan todos los barcos presentes en la pesquería durante todo el período considerado.
- 2 Se calcularon las cpues medias de los tres primeros años (1980-82).
- 3 Se compararon las cpues medias con la media (1980-82) de las cpues medias de toda la flota.
- 4 Posteriormente se eligieron los tres barcos con valores más próximos a dicha media.
- 5 Se tomó la media de las cpues medias (1980-82) de esos barcos como valor de referencia.
- 6 Se calcularon las cpues medias de todos los barcos durante los tres primeros años que están operativos.

- 7 Se calculan los factores dividiendo las cpues medias, calculadas en 6, por la cpue de referencia calculada en 5.

Estandarización del esfuerzo de cerquero español a cerquero francés de categoría 5, con el fin de poder combinar ambos esfuerzos, con los siguientes pasos:

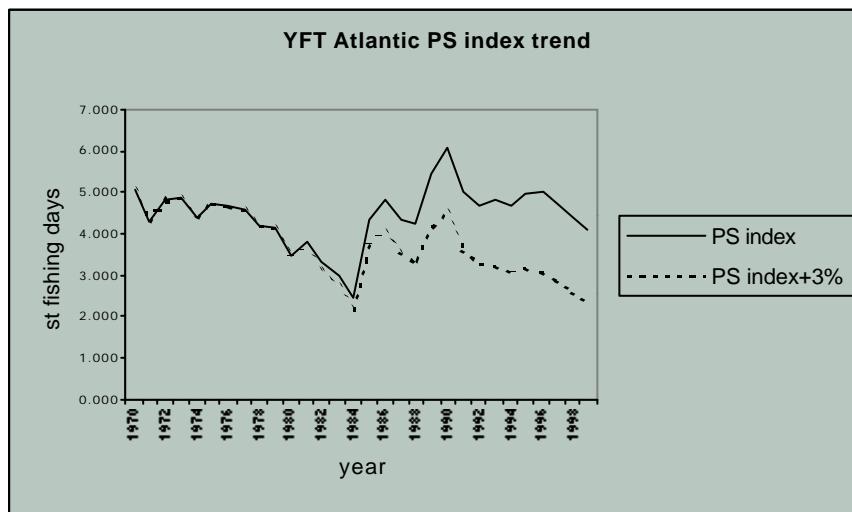
- 1 Se calcula la media de las cpues españolas y francesas, a partir de 1980.
- 2 Se calcula un factor dividiendo la cpue media española entre la francesa.
- 3 El esfuerzo anual español se multiplica por dicho factor y el resultante se suma al francés.

Incorporación de un factor de incremento de la potencia de pesca de los cerqueros, con el fin de tener en cuenta las mejoras técnicas que han incorporado las flotas, como radar de pájaros, radares y sonares cada vez mas potentes, artes más grandes, barcos de mayor capacidad....; así como la experiencia que los patrones y tripulaciones han adquirido a lo largo de los años. Teniendo en cuenta las estimaciones del incremento en la eficacia de los cerqueros obtenidas por Gascuel et al, 1993, se ha considerado un aumento de un 3% en la potencia de pesca de estas flotas, constante de un año a otro. Este factor, establecido para el rabil, trata de ajustar el esfuerzo nominal a un esfuerzo real (mortalidad por pesca), para contemplar el continuo incremento en la eficiencia de los cerqueros y se aplica anualmente desde 1981.

Las tendencias de la captura que resultan de los ajustes del esfuerzo calculado se presentan en la **Table A5\_1** y la **Figure A5\_1**.

**Table A5-1** Development of standardized CPUE (Spain and France) and CPUE with effort corrected by 3%

Year	Yield	PS index	PS index+3%	Tot. Effort	Tot. Effort+3%
1970	74331	5.061	5.061	14686	14686
1971	73807	4.318	4.318	17091	17091
1972	94086	4.795	4.795	19624	19624
1973	95127	4.833	4.833	19683	19683
1974	107141	4.405	4.405	24322	24322
1975	124796	4.744	4.744	26305	26305
1976	124960	4.693	4.693	26624	26624
1977	131013	4.610	4.610	28420	28420
1978	134044	4.195	4.195	31950	31950
1979	127517	4.171	4.171	30570	30570
1980	130961	3.457	3.457	37884	37884
1981	155818	3.820	3.709	40787	42010
1982	165001	3.359	3.166	49126	52118
1983	165373	3.003	2.748	55068	60175
1984	113939	2.444	2.172	46617	52468
1985	156547	4.326	3.732	36186	41949
1986	146534	4.807	4.026	30485	36401
1987	144428	4.338	3.527	33297	40951
1988	135219	4.231	3.340	31960	40486
1989	161321	5.431	4.162	29703	38756
1990	192456	6.089	4.531	31609	42480
1991	166901	4.991	3.605	33441	46291
1992	157920	4.690	3.290	33670	48006
1993	160454	4.781	3.256	33560	49284
1994	170456	4.724	3.123	36085	54582
1995	152603	4.974	3.192	30682	47802
1996	156988	5.000	3.116	31396	50382
1997	140459	4.772	2.887	29431	48645
1998	153994	4.408	2.589	34933	59470
1999	139967	4.084	2.329	34274	60100



**Fig. A5\_1.**Trend in PS CPUE (Spain+France) relative to French standard vessels (top), and adjusted for a 3% increase per year in catchability (bottom)