

**REPORT OF THE ICCAT
SWORDFISH STOCK ASSESSMENT SESSION
(Halifax, Nova Scotia, Canada - October 2-9, 1996)**

1996 DETAILED REPORT FOR SWORDFISH

SWO - S W O R D F I S H

The Swordfish Species Group met as scheduled for eight days (October 2-9, 1996), in Halifax, Nova Scotia, Canada, at the invitation of the Government of Canada, Department of Fisheries and Oceans. The meeting was opened by J.M. Porter (local host and Swordfish Species Group Convener), and a welcome was made by J.S. Loch, Maritimes Regional Science Director, Department of Fisheries and Oceans. This report documents the discussions of the group.

Two important new analyses were conducted in 1996: a preliminary sex-specific VPA was calculated for the north Atlantic; and a stock production model analysis was conducted for the south Atlantic. Both of these new analyses required considerable data preparation by national scientists and the ICCAT Secretariat. Scientists involved should be commended for their efforts, especially given the schedule of work for other ICCAT species. The group noted that the meeting would have benefitted greatly by the participation of P. Kebe, ICCAT Systems Analyst. In future, it is recommended that the ICCAT Secretariat send at least the Assistant Executive Secretary and the Systems Analyst to swordfish stock assessment sessions.

The ICCAT Secretariat should be commended for having the catch at age and catch at age by sex available at the start of the meeting as had been recommended in previous reports of the species group.

It has been recommended in the past that scientists familiar with the south Atlantic fisheries attend the stock assessment sessions: the session benefitted greatly from the attendance of a Brazilian scientist in 1996. However, scientists from all swordfish-fishing nations in the Atlantic are requested to participate in the swordfish stock assessment sessions. In particular, the 1996 deliberations would have benefitted by participation by scientists from Portugal, Uruguay, and China. Taiwan. Further, as the dates for these meetings are established well in advance, it is recommended that participants attend for the entire session, from the opening to the adoption of the report.

No new data (since the 1995 session) were available for Mediterranean swordfish: no new analyses were conducted and the Executive summary was not updated.

SWO-ATL-1. DESCRIPTION OF FISHERIES

Swordfish are distributed widely in the tropical and temperate waters of the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. They are known to spawn in the warm waters of the Atlantic Ocean and in the Mediterranean Sea. Total swordfish catches (Atlantic and Mediterranean) peaked in 1988 at 52,619 MT and declined by 12 percent to 46,456 MT in 1994 (**Table 1** and **Figures 1 & 2**). Mediterranean data are not available for 1995.

Total Atlantic reported catch of swordfish (north and south, including discards) reached an historical high of 36,834 MT in 1995, 8 % higher than the previous peak catch of 34,032 MT in 1989 (**Table 1** and **Figure 1**). The 1995 reported catch is 13 % greater than that reported for 1993 (32,585 MT), which was the final year used in the last complete SCRS swordfish stock assessment analysis. While north Atlantic landings have declined from peak reported landings of 20,224 MT in 1987 to 16,934 MT in 1995, south Atlantic landings have increased continuously through the 1980's and 1990's to 17,308 MT in 1994 and 19,900 MT in 1995, levels that match peak north Atlantic harvests.

Swordfish are taken throughout the Atlantic by directed fisheries and as a by-catch of the tuna longline fisheries (**Figure 2**). Directed longline fisheries in Spain (**Figure 3**), the United States (**Figure 4**) and Canada (**Figure 5**) have operated since the late 1950s or early 1960s, and harpoon fisheries have existed since the late 1800s. The Japanese tuna longline fishery started in 1956 and has operated throughout the Atlantic since then with significant catches of swordfish that are produced as a by-catch in their tuna fisheries (**Figure 6**). There are other directed swordfish fisheries (i.e., Portugal, Venezuela, Morocco and Uruguay) and by-catch or opportunistic fisheries which also take swordfish (i.e. Taiwan, Korea, France and Brazil). It has been reported that since 1994 part of the Brazilian longline fleet has started targeting for swordfish changing the conventional longline for the monofilament longline. The Group expressed concern about unreported landings from vessels flying flags of convenience and from other sources including member and non-member nations. Analytical assessments based on underestimated catches will be optimistic.

North Atlantic catch and effort for swordfish increased continuously after 1978 when U.S. mercury standards were revised. Since the historic high of 20,224 MT in 1987 (**Table 1 and Figure 1**), landings (plus discards) have declined by 16% to 16,934 MT in 1995. The 1995 landings and discards were 10% higher than 1994 (14,686 MT), due to higher catches reported by Spain, Japan, Portugal and the United States. In 1995, Spain and the U.S., have decreased their peak north Atlantic landings by 38% since 1987 and 37% since 1989, respectively, in response to ICCAT recommendations. If U.S. discards are counted, total U.S. landings and discards have declined by 29%. These decreases have been partially attributed to implementation of minimum size regulations, a shift in some of the Spanish effort to south of 5°N starting in 1988, movement of some U.S. vessels to other fisheries and to the U.S. implementation of annual quotas. Also the traditional Spanish longline fishery has changed operating practices during 1994 and 1995, occasionally targeting other species in addition to swordfish to take advantage of market conditions and relative catch rates.

Reported south Atlantic landings were relatively low (generally less than 5,000 MT) until the early 1980s. Landings have increased continuously through the 1980's and 1990's to 17,308 MT in 1994 and 19,900 MT in 1995, levels that match peak north Atlantic harvests. Since 1988, reported landings have exceeded 12,000 MT. The historic peak in reported landings for 1995 (19,900 MT) is 15% higher than reported landings in 1994 (17,308 MT) and 17% higher than reported landings in 1990 (17,008 MT). Between 1990 and 1994 reported landings were slightly lower (12,700 MT and 15,400 MT). This decline was due in part to a shift of some of the Spanish fleet to the Pacific in 1991, to a reduction in the Japanese swordfish by-catch and to lower landings in Brazil. Since 1988, the Spanish longline fishery has expanded its fishing grounds towards the south (central) and southwest, as far as 40°S (**Figure 3**). In the southwestern Atlantic, South American longline fisheries target either swordfish, tunas or sharks depending on the relative catch rates and market conditions.

Average weights (kg round weight) of swordfish caught from the North Atlantic as calculated from the catch at size data base are plotted in **Figure 7** for Japan, Spain, the U.S. (including discard estimates), Canada, and all nations combined. There is considerable variability in annual average weights, especially for Japan, Canada and the "Other Nations" category. Differences between nations reflect differences in selectivity and the geographical-seasonal operating characteristics of the fleets. In addition, time series for a nation or a group of nations may include substitutions (from adjacent areas or seasons or from other nations) for specific years or periods of years, or raising of very low sampling fractions to total catches. Therefore, cautious interpretation of the trends indicated in **Figure 7** is justified. Changing gear and operating practices, shifts in age/size composition, and sampling rates can influence these trends. The average weights of north Atlantic swordfish caught by all fisheries has declined from 1978 through 1995. Since 1988 the overall average weight for the total north Atlantic has been relatively stable.

SWO-ATL-2. STATE OF THE STOCKS

a. Stock structure

The stock structure scenarios which were considered at the 1994 meeting of the Committee (SCRS/94/SWO) are noted below.

- 1) North Atlantic (North of 5° North latitude)
- 2) South Atlantic (South of 5° North latitude)
- 3) Total Atlantic
- 4) Mediterranean Sea

The Group also noted considerable uncertainty in stock structure. In light of the uncertainty, the SCRS recommended in its 1994 Report that a detailed and comprehensive review of the new and historical information be conducted prior to the next SCRS swordfish stock assessment. While such a review has not yet been done, the Group reviewed new information pertinent to stock structure, including mark-recapture studies, genetic investigations and information from the fisheries. The main findings are summarized below.

Abundance indices

Working documents containing CPUE series for the north and south were reviewed and the series compared to determine if similar trends were evident (Section 2c). While the available information for the north showed some concurrence with a gradual decline evident in most series, CPUE data for the south (Japan and Spain) diverge from 1992 to 1995 and thus were difficult to interpret with regard to stock differences. The southern Japanese CPUE series declines from 1984 to 1995, but the northern Japanese and USA CPUE series start to decline considerably earlier.

Spawning areas

A paper describing possible spawning areas was examined by the Species Group (SCRS/96/142). The conclusions were based on the gonadal indices obtained from 13,739 swordfish examined in the Spanish fishery. The paper supports the view that much of the Atlantic spawning takes place in tropical and subtropical waters close to the Equator.

Tag recapture

A document summarizing tag release and recapture information available in the National Marine Fisheries Service's Cooperative Tagging Center from 1961 to August 1996 was reviewed (SCRS/96/149). During that period, 8825 swordfish have been tagged and released, mainly in the western North Atlantic Ocean, and 267 have been recaptured, mostly off the North American East Coast. All recaptures were made north of 5 degrees N. latitude. The average time at large was just over two years. The first reported trans-Atlantic movement of a swordfish was noted (2732 nautical miles).

During discussion of the document, it was noted that additional mark-recapture information was available apart from what was contained in the document, including some releases in the southern Atlantic Ocean. One long distance movement was noted from off the coast of Uruguay to the middle of the South Atlantic.

Genetic studies

Two papers describing the use of mitochondrial DNA (mtDNA) for stock discrimination were received (SCRS/96/152 and 153). The latter paper, which was based on a small sample size, presented a view that given the high levels of diversity noted in the mtDNA genome of swordfish, it is inappropriate to use mtDNA results to resolve stock structure at a scale finer than ocean basin. Therefore, the authors disagree with the finding of Alvarado Bremer et al. (1996), although it is based on larger sample sizes, which reports evidence of a genetic basis for a north and south Atlantic population. The authors of SCRS/96/153 also note a methodological concern with the statistical significance of the results of Alvarado Bremer et al (1996).

SCRS/96/152 (lead author is Alvarado Bremer) responds to the criticisms of the above paper by presenting additional data supporting their view. The authors also elaborate on the reasoning which led them to the conclusion that there is a genetic basis for separate north and south Atlantic swordfish populations. Overall, they conclude that the evidence for genetically distinct populations is conclusive.

It should be noted that the Group made no attempt to critically evaluate these papers which present opposing and unresolved differences. Rather, the Group noted that given the high variability of mtDNA of swordfish recognized by all workers and the difficulty in translating results of genetic investigations into practical recommendations for stock structure, that these investigations by themselves were unlikely to produce clear resolution of management structure from a practical point of view. In any case, genetic evidence should be taken into account as an additional tool, not as a stand-alone diagnostic.

Table 2 is an update of a similar table presented in SCRS/94/SWO, and updates the available information pertaining to stock structure. At present, there are insufficient data to reject the hypothesis that two populations

exist north and south of 5° North latitude, but the supporting evidence is not strong and other divisions could equally well be supported.

Assessment priorities

Taking into account the available stock structure information and data available, the assessment priorities were established by the group as follows:

- 1) North Atlantic (North of 5° North latitude)
- 2) South Atlantic (South of 5° North latitude)

It is important to note that management measures are needed across the range of any stock hypothesis used for management purposes in light of the uncertainty associated with the swordfish stock structure assumption.

b. Catch at size/age (unsexed and by sex)

The Secretariat presented SCRS/96/25, which described the procedures used by the Secretariat in updating the catch at size of swordfish for north and south Atlantic stocks. It also described the creation of catch at size by sex for the North Atlantic. The Group thanked the scientists who provided the catch at size files to the Secretariat in time and congratulated the Secretariat for completing (1) the update of the data base and (2) the development of the new sex specific data base before the stock assessment session. The availability of those data at the start of the meeting permitted the Group to conduct age structured analyses earlier than in many recent meetings.

During discussions of the separation between the northern and southern management units, the Group considered that it might be useful to be able to segregate catches using smaller geographic strata for examination of alternative hypotheses about the location of the boundary. During discussions of catch at size by sex, the Group noted that important differences may exist in sex ratio at size between close areas. Therefore, the Species Group recommended that the catch at size and sex ratio at size data be reported to the Secretariat in finer geographical resolution (possibly in 5x5 area) than presently used.

Catch at size and catch at age (unsexed)

The updated catch at size included some reduction of number of fish in 1988 (especially for Spain) and some other changes to the historical information in accordance with changes in Task I catch reported by various nations, particularly Venezuela in 1990 and 1992 (SCRS/96/25). The Group approved the procedures and the catch at size.

The mark-recapture growth equation developed by the SCRS in 1988 was used to establish monthly boundaries for age slicing, and they were used for calculating catch at age for the north Atlantic (Table 3).

Catch at size and catch at age by sex

This year, catch at size by sex was created for the North Atlantic for the first time; this data base was considered preliminary because of concerns about some of the procedures used to develop the catch at size by sex and differences in those procedures among the various nations. National estimates of catch at size by sex were submitted by the following countries:

- Spain:** 1988-95 using observed sex ratio at size for 18 geographic strata, two seasonal strata and aggregated across years.
- Canada:** 1986-95 using estimates of sex ratio at size from linear regression analysis based on data aggregated across area and season (after initial inspection of the data) and across years.
- Japan:** 1978-95 using Spanish sex ratio at size.

U.S: 1985-95, using estimates of sex ratio at size from curvilinear regressions for three geographic strata by year, aggregated across seasons. Substitutions were used for several year-area strata for which little or no information was available.

Spanish procedures for creating sex specific catch at size were reported in SCRS/96/136. It was assumed that the yearly variation in the sex ratio at size was not significant, based on findings reported in SCRS/93/113, SCRS/94/126 and SCRS/95/101. Based on those studies it was assumed that there were important differences in the variation in the sex ratio at size between areas, gears (longline and gillnet) and seasons. It was assumed that below 126 cm there were equal numbers of males and females, while above 209 cm all fish were assumed female.

Canadian procedures for creating sex specific catch at size were reported in SCRS/96/139. Visual inspection of observed data indicated a high degree of similarity of sex ratio at size by season and area as well as a linear increase in the proportion of females from 115 to 230 cm. It was assumed that below 115 cm there were equal numbers of males and females, while above 230 cm all fish were assumed female.

The procedures for calculating catch at size by sex for the United States were presented in SCRS/96/150. Geographic and annual differences in sex ratio at size from 1991-1995, when substantial samples sizes were available for nearly all time-area strata, were considered statistically significant, in contrast to the 1995 analysis in which only area effects were considered significant (SCRS/1995/101). A nonlinear regression approach was used to estimate smoothed proportions of females at size for year-area strata with sufficient observations. Substitutions were used for strata with few observations (primarily before 1991). The proportion female below 90 cm in two areas and 110 cm in another were calculated from an area specific average of the model predicted proportions female at the minimum size. For the larger sizes model predictions to 300 cm were used.

The Secretariat explained the procedure adopted by the Secretariat for calculating the catch at size by sex for all other (countries not listed above) North Atlantic catches. All the North Atlantic sex-specific catch at size from Canada, Japan, Spain and the United States was combined by year, quarter, ICCAT areas, and the sex ratio for each 1 cm category was applied to catch at size from all other countries in each corresponding area-time-size stratum. In **Figure 8**, the sex-specific catch at size for Spain, U.S. and all countries combined, are compared for each ICCAT area, for 1990 and 1995.

The Swordfish Species Group was concerned about the differences among Canada, Spain, the United States and ICCAT in (1) the calculation of estimates of sex ratio at size and/or (2) their application in calculation of catch at size. It was concerned that the approaches were sufficiently different that adoption of any one of the approaches for all of the fisheries might result in important differences in the resulting catch at age. It was recommended that a working group be established to develop standardized approaches for treatment of sex ratio at size and developing catch at size by sex. At the least that group should consider (1) stratification by area, year, season and/or gear; (2) the use of observed or smoothed estimates of sex ratio at size particularly given the wide range of samples size available; (3) the degree of differences between various time, area, and fishery strata to evaluate the reliability of substitutions across strata, and (4) associated methods for calculating catch at size by sex. It was recommended that scientists from all nations with substantial swordfish fisheries and all nations with information on swordfish sex ratio at size participate in this working group. The United States was asked to lead this working group. It was noted this working group might need an intercessional session to complete this task before the next swordfish stock assessment session.

The Group created a catch at age using the catch at size by sex and sex specific growth (**Table 4**), but considered it preliminary because of the concerns expressed above. The sex specific growth equations estimated in SCRS/95/99 were used to establish sex specific monthly boundaries for age slicing. The Group noted large differences in estimated sizes at age between the equations in SCRS/95/99 and other sex specific equations for swordfish. It further noted the absence of information from the east Atlantic and the South Atlantic in Erhardt et al.'s data set. It recommended continued study of sex specific growth.

The Group noted that the preliminary, reaggregated sex specific catch at age (**Table 4**) showed a more gradual decrease in numbers at age than the undifferentiated catch at age (**Table 3**). This would indicate a lower mortality rate for the analyses which account for sexual dimorphism.

c. *Catch rates*

North Atlantic:

The Group examined standardized, age-specific catch rate information from the north Atlantic for Japanese (SCRS/96/135), Spanish (SCRS/96/141), U.S. (SCRS/96/145) and Canadian (SCRS/96/140) longline fisheries (**Tables 5 and 6, Figures 9 and 10**). These catch rate series were updated from previously presented analyses to include catch and effort information through 1995.

For the Japanese, Spanish and US time series, two forms of catch rate standardizations were conducted: 1) for catches aged by the Gompertz growth curve for sexes combined and 2) for catches aged via sex-specific growth equations after separating the catch by sex using available sex ratio at size information. The latter approach was taken to provide a basis for conducting sex-specific stock assessment analyses. This work was undertaken in response to previous SCRS recommendations and represents a first attempt to directly incorporate observed sex-ratio at size data collected from the various fleets into assessment analyses.

The Group noted that some recent changes in operational and targeting characteristics of the various fleets, such as the introduction of nylon mainlines into the Japanese fleet and recent changes in targeting and operational strategies for the Spanish fleet, have not yet been taken into account in the standardization procedures applied. These changes could result in some underestimation of standardized Spanish catch rates in recent years and some overestimation of standardized Japanese catch rates in recent years. The Group recommended that efforts be made to model the effects of operational and targeting changes by the fleets.

The Group also examined catch rate information used to develop an updated, standardized biomass index for the north Atlantic from the U.S., Canadian, Japanese, and Spanish data sets (**SCRS/96/144, Table 5, Figure 9**).

The standardized indices considered for use in VPA tuning and non-equilibrium stock production modelling for the north Atlantic stock hypothesis are shown in **Tables 5 and 6**, the trends of these indices between fleets are similar. The Group noted that small fish (ages 1 and 2) standardized catch rate information based on analyses of landings data from the U.S. fleet is likely not an accurate indicator of small fish abundance after 1990. In 1991, the U.S. implemented a minimum size regulation, in conformity with the ICCAT recommendation. This regulation resulted in a decrease in the U.S. landed numbers of fish smaller than the minimum size. In the age-specific indices, ages 1 and 2 landed CPUE values were believed affected after 1990 and were not used in tuning the assessment models. The Group noted that future analyses of swordfish catch rates based on U.S. fishery observer data will provide an additional basis for estimating age-specific standardized abundance indices from the U.S. fleet. The observer sampling program was put into effect in mid-1992 and sufficient data are not yet available to permit linking the observed catch rates with landed catch rate indices.

Catch rates of small fish, based on landings records, in the Spanish, Japanese and Canadian fisheries were not believed to be affected by minimum size regulations for the period over which analyses were conducted. The catch rates for ages 1 and 2 swordfish in the Japanese data and for age 1 fish in the Canadian data are considerably lower than for older aged fish in these fleets. Of the small fish indices available, the Group noted that the Spanish indices appeared to best track progression of relative cohort strengths.

The Group discussed the Canadian standardized time series, which was first prepared for the 1994 SWO assessment meeting. The series showed correlated patterns over the ages assumed represented in the indices. It is possible that the method used to size and age the Canadian CPUE did not adequately separate the series by age. The standardized CPUE was aged using the standard ICCAT swordfish age slicing algorithm applied to the other fleet age-specific indices, but was sized with the same size frequency data used in sizing the Canadian catch data. This procedure is unlike the Spanish and U.S. CPUE series, which are sized using the observed fish size distributions for each trip landing used in the analysis. The procedure used is similar to that applied in the Japanese analysis. The Group recommended use of individual catch at size data by trip in the CPUE analysis, to the degree that these data are available. Since Canadian catch at size data at the trip level have only been collected since 1994, it has not been possible to use this approach for CPUE analysis. The Group recommended that a comparative analysis using both methods of sizing the trip data be carried out for the next assessment, when at least 4 years of vessel-specific size and effort data will be available.

South Atlantic:

The Group examined the standardized CPUEs in the south Atlantic from Japanese (SCRS/96/146), Taiwanese (SCRS/96/148), Brazilian (SCRS/96/151), and Spanish (SCRS/96/141) longline fisheries. The Japanese and Brazilian series were expressed in weight, but the Taiwanese and Spanish series were in numbers (age-specific in the Spanish case). During the meeting, the Species Group was able to evaluate an analysis of standardized CPUE trend of the Brazil-Taiwan fleet (see **Appendix 3**).

Standardized Japanese longline biomass CPUE was estimated from observations mainly obtained from the southeastern Atlantic. The series indicated a slightly increasing or stable trend in the late 1970s, but a declining trend since the mid-1980s. The model for this standardization incorporated a year-quarter interaction term. The Group examined the effect on this interaction term in the modelling on the historical trend of CPUE. The standardized CPUEs by quarter calculated at the meeting showed no clear difference in trend and the Group concluded that the quarter*year interaction term had minor influence on the time series of CPUE.

Standardized Taiwanese longline CPUE for the entire south Atlantic was calculated using the ICCAT Task II database (SCRS/96/148). The data available included only information up to 1992 and was different from the database used for the 1996 ALB workshop in Taipei this year. The Group noted that the geographic coverage of the albacore database is more extensive than that used in SCRS/96/148, especially for 1991 and 1992. For the Taiwanese CPUE series, a decline is indicated in the early 1970s, but showed an increase in the late 1970s, followed by a gradual decrease until the late 1980's and then a rapid increase. It has been reported that part of the Taiwanese fleet had targeted swordfish in the late 1980s and early 1990s in the south Atlantic. It is quite possible that the increase in catch rates in the early 1990's may be affected by this change in targeting strategy. It was pointed out that the CPUE patterns resulting from the Taiwanese data were noticeably different from those presented to previous stock assessments. It was unclear as to the reasons for these discrepancies and the Group felt that in the absence of a national scientist familiar with the Taiwanese data, application of these data in assessment model tuning procedures would not be appropriate. The Group also recognized the necessity of further investigations into evaluating the effects of changing fishing strategy on CPUE patterns and recommended these investigations be undertaken for the next assessment.

Standardized Brazilian longline CPUE in weight was developed using the data from the Santos fleet, representing a major portion of the Brazilian swordfish catch (SCRS/96/151). These data are available for the periods 1986-89 and 1992-95. These data cover an area off Brazil (20-40 degree south, 20-50 degrees west), that is less expansive than the fishing areas for some other south Atlantic fishing nations. The Santos fleet CPUE showed increasing tendencies in both periods and the level observed for 1995 was about twice that observed in 1986. The Santos fleet targeted sharks in the earlier period and has reportedly changed target species to swordfish since about 1994, although the targeting is still mixed and flexible in the most recent years. The standardization incorporated the effect of introduction of surface longline which targets to swordfish, but could not incorporate the change of operational strategy in regular longline such as operation time and kinds of bait. The Group recognized the necessity of further analyses which includes evaluating targeting strategy for sharks, tunas and swordfish. The Swordfish Group noted that the analysis took into account the use of surface longline and traditional longline gear, but that the analysis may not have adequately captured the effect of learning of this gear or of targeting for sharks, tunas or swordfish. It was recommended that these effect be examined by analyzing vessel specific catch rate patterns, where possible.

Spanish age-specific, standardized CPUE in numbers of swordfish for the south Atlantic was calculated for the period 1989 to 1995 (SCRS/96/141). CPUE for age 1 showed an increasing tendency for the period observed, but the CPUE for age 5+ showed no apparent tendency. The CPUE of the other ages from 2 to 4 years old decreased until 1993, but increased since then. The fishing grounds in the south Atlantic are relatively new for the Spanish fleet. The fleet has also recently expanded toward the western, temperate waters from the eastern, tropical waters of the south Atlantic since 1994 (SCRS/96/138). It was reported that during the early part of the time series, the Spanish fleet was in the process of learning optimal fishing strategies for these new fishing areas and this may have influenced the CPUE patterns observed. As the Spanish CPUE for the south Atlantic was calculated in numbers of fish per unit effort, the average weight of the Spanish fleet catch in the region was used to construct a biomass based CPUE series for use in the production model analyses for the south Atlantic.

At the meeting, a Brazil-Taiwan standardized CPUE in weight was developed for the period 1991 to 1995 (**Appendix 3**). The Swordfish Species Group was pleased to note the progress made in analysis of these data. It was suggested that the high catch rate observed in 1991 might be in part explained by relatively low numbers

of observations in 1991 compared to later years. The CPUE pattern showed a decreasing trend from 1992 to 1995. The Group considered the progress made on the analysis of these data to be substantial, but was concerned about the possible effects of shifting targeting on the catch rate series. The Group recommended that the effect of targeting be investigated with these data and an updated analysis presented for the next assessment.

The comparison among the CPUE series for the different fleets was carried out for the entire south Atlantic and for the restricted area off Brazil (**Figure 11**), because the CPUE of Brazil and Brazil-Taiwan covered only the waters off Brazil and may show the local changes of the abundance. For the comparison, the standardized CPUE of Taiwan in the waters off Brazil was developed. The CPUEs of Japan, Taiwan, and Spain (converted to biomass CPUE) may reflect the abundance of the entire south Atlantic. There are some clear differences in the CPUE trend between Japan and Taiwan, especially in the period from the mid-1980s when the trend was negatively correlated, but the trend between Japan and Spain is relatively similar, except for the recent two or three years. In the waters off Brazil, the CPUE trend of Brazil was similar to that of Taiwan in the period of 1986-89, but the trend between Brazil and Brazil-Taiwan showed the opposite trend. The catch rate series applied in the south Atlantic production model application are shown in **Table 7** and **Figure 11**.

General Comments:

As in the previous report, the Group noted that it is possible that changes in age-specific catchability, which are not detected in the present models used to standardize CPUE, could cause variation in stock assessment results. In some cases, there are strategic or operational changes in fishing methods, such as the recent introduction of nylon mainline into the Japanese longline fleet, that likely affect catch rate patterns, but cannot yet be incorporated into the standardization procedures. Fishing up or fishing down effects might reflect differences in catchability. It is not clear how much variation would be imposed, since this depends on the degree and direction of change in age-specific catchabilities, if any. Increasing or decreasing catchability by age not standardized in analyses could cause overly optimistic or pessimistic views of trends by age. Although it is possible that one or both kinds of change in catchability could have occurred in the various swordfish CPUE series, the extensive residual pattern analyses conducted to date have not identified any strong indications of trends in catchability over the time series studied. However, further study is needed to evaluate additional factors ("micro scale" changes, bio-economic and other factors).

There is also a possibility that the age-specific indices from each fleet might not be independent. This can happen if, for example, high catch rates of one age-group reduces the chance of catching fish from other age groups. If the age-specific indices are not independent it may be more appropriate to combine them into a single index and estimate the relative selectivities for each year from the partial catches.

d. Population parameters

One new paper on swordfish biology was reviewed. Document SCRS/96/142 provided an update to swordfish gonad indices, and spawning distribution. Areas sampled were more extensive than in previous studies. The paper concludes that females with ripe gonads or that are spawning have a relatively wide distribution in the subtropical and tropical areas of Atlantic, and a possible continuity between spawning areas reported is suggested. Spawning areas may be linked to isotherms underneath the surface waters.

The Group expressed concerns about use of the SCRS/96/99 sex specific growth model. Growth parameters should be developed on a broader scale with a larger sample size. Additional work should be carried out by a multi-scientist working group. Age validation is suspect, and additional analysis is needed with more broad sampling. Different growth curves should be compared.

e. Stock production models

Papers Presented

The Group reviewed three working documents related to production models. In SCRS/96/111, the mathematical specifications for an age-structured production model were presented. Document SCRS/96/130 presented some extensions to the formulation in SCRS/96/111, which mainly encompassed extending the ASPM approach to accommodate multiple fisheries as well as accommodating both Beverton-Holt and Ricker type

spawner-recruit functions. An application of the ASPM formulation to swordfish data was also presented in SCRS/96/130. Document SCRS/96/143 provided an analysis of swordfish stock-recruitment data from the 1994 SWO base case age structured assessment as well as several matrix model formulations of these data to evaluate the likely relative stock size level at which Maximum Net Productivity Level (MNPL, taken as recruits per spawner) might be produced by swordfish. The analysis indicated that the MNPL may occur at relative stock abundance levels greater than 0.5K (where K is carrying capacity). The Group noted that while the work detailed in SCRS/96/143 may indicate that MNPL (in abundance terms) might occur at levels greater than 0.5K, it was unclear if this relationship held when expressed in terms of relative spawning stock biomass. The Species Group recommended that evaluations of the Maximum Net Productivity Levels expressed in biomass terms be evaluated for swordfish using the methods described in SCRS/96/130.

Methods

In applying production models to north Atlantic swordfish, the Group used the same dynamic (non-equilibrium) model (ASPIC) adopted previously by SCRS for several species including swordfish. The Group also applied the Age Structured Production Model (ASPM) described in SCRS/96/111 and SCRS/96/130 for sensitivity trials. Also as a sensitivity, the Group applied a non-equilibrium generalized production model with a skew parameter ($m=1.1881$) fixed at a level that corresponded to an assumed maximum net productivity level (in biomass) occurring at a level corresponding to 0.4K. The Group chose this value based on results of the ASPM fits as it was found that there is insufficient information in the north Atlantic catch rate and catch time series to permit simultaneous estimation in the non-equilibrium fitting procedure of the additional parameter (m) as well as the values of r , MSY , and q . The Group considered also using a model or models with the equilibrium assumption, but rejected that option, because such methods have drawn increasing criticism in the peer-reviewed fisheries literature (e.g., Sissenwine 1978; Hilborn & Walters 1992). It has been shown that such models may tend to overestimate MSY and F_{MSY} when used to analyze a declining population.

The data used in ASPIC production modeling and in the generalized production modeling were the total north Atlantic reported catch from 1950 to 1995 including discards (Table 1) and the CPUE biomass index presented in SCRS/96/144 (see section 2.c, Table 5 and Figure 9). The data used in the ASPM sensitivity tests were the total north Atlantic reported catch from 1950 to 1995 including discards and the catch rate data adopted for the base case unsexed VPA. ASPM requires input age-specific selectivities and for sensitivity analyses two such patterns were used. In one case, the selectivity pattern was based on that estimated in an application of a length-based sequential population analysis procedure presented to an earlier stock assessment session (SCRS/94/116) for a population with an assumed 10-age structure (the last was assumed to be a plus group). In the other case, the input age-specific selectivities were those resulting from the base case unsexed VPA for a population with an assumed 5-age structure (again the last is a plus group). ASPM also requires a stock-recruitment functional form assumption. Based on trials with the swordfish data, a Ricker type stock-recruitment function, with parameters estimated in the ASPM fitting procedure, was adopted by the Group for these sensitivity trials.

In addition to using ASPIC to conduct an analysis for the north Atlantic swordfish stock component, similar analyses were also conducted for the south Atlantic and total Atlantic (north and south Atlantic combined). The base case for the north Atlantic assessment used catch data from 1950 to 1995. As in the 1994 assessment, the 1950 (starting) biomass was constrained $1.75 * B_{MSY}$ (equivalent to $0.875 * K$). At the 1994 assessment, numerous sensitivity analyses were conducted to evaluate sensitivity to this and other factors. Results of these trials indicated that the results of the assessment are largely unaffected by this assumption. The base case for the south Atlantic used catch data from 1960 to 1995 and two biomass-based catch per unit effort indices, one for the Japanese fleet and one for the Spanish fleet (Table 7 and Figure 11).

Results

North Atlantic

ASPIC: Results from the north Atlantic base case, which the Group considered to be the best estimate, are shown in Table 8 and Figures 12 and 13. The results indicate that the stock at the beginning of 1996 was markedly below the biomass associated with the maximum sustainable yield ($B_{96} = 0.58 * B_{MSY}$), and that the 1995 fishing mortality rate was approximately twice the rate that could produce MSY ($F_{95} = 2.04 * F_{MSY}$).

Sensitivity analyses using slightly different assumptions (e.g. beginning biomass $2.0 * B_{MSY}$) gave similar results to those presented in the 1994 assessment and are not repeated here. The base case production model assessment results appear to be robust to a wide range of assumptions. The one sensitivity analysis included in **Table 8** for the north Atlantic differs from the base case only in that recorded landings for the years 1991 to 1995 inclusive were multiplied by 1.15 to reflect the Group's belief that recent landings may have been substantially under-reported. As expected, this results in a slightly more pessimistic view of current stock status, particularly in terms of the 1996 replacement yield, which could be as low as 9,400 MT.

ASPM: Results from the ASPM sensitivity trials are consistent with those resulting from the ASPIC base case (**Figure 14**). The Group noted that the relative statistics are not strictly directly comparable to the ASPIC results since the ASPM results are expressed relative to measures of spawning stock biomass while ASPIC results are referenced to exploitable biomass (since no age structure is modeled in that procedure). In the ASPM fits, the model estimates that the spawning stock (taken as age 5+ biomass) at the beginning of 1996 was markedly below the optimum level (between 0.48 and $0.58 * SSB_{MSY}$) and that the 1995 fishing mortality rate (on age 5+ biomass) was also between about twice to 2.5 times the rate that could produce MSY (see **Figure 14**). The Group noted that the underlying equilibrium production function for the ASPM implementation was not necessarily a symmetrical one (as is the case for ASPIC) and that current analytical results for swordfish suggest that maximum equilibrium yields occur at spawning stock levels which are approximately 40% of K. The Group noted that the ASPM formulation used allows for incorporation of multiple fisheries with different selectivities. The Swordfish Group recommended that investigations into application of ASPM to fishery-specific data be pursued for the next assessment.

Generalized Production Model: The generalized production model sensitivity test fit to the north Atlantic swordfish data with a skew parameter (m) fixed at 1.1881 resulted in somewhat more optimistic point estimates of stock status in 1996 than did the base case production model or the ASPM sensitivities. The model estimated that at the beginning of 1996, exploitable biomass was about 73% of that which could produce MSY ($B_{96} = 0.73 * B_{MSY}$) and that the 1995 fishing mortality rate was approximately 1.5 times the rate that could produce MSY. It was noted that these statistics were within the 80% confidence ranges estimated from bootstrapping the base case ASPIC production model.

South Atlantic

Results from the preliminary south Atlantic base case are shown in **Table 8** and **Figure 15**. The model indicates that the stock at the beginning of 1996 was near the biomass associated with MSY ($B_{96} = 0.99 * B_{MSY}$), but that the 1995 fishing mortality rate was about 24% higher than the corresponding optimal level ($F_{95} = 1.24 * F_{MSY}$). However, the Group noted the preliminary nature of this analysis. This is the first time a quantitative assessment has been presented for the south Atlantic and the Group did not have sufficient time to conduct an exhaustive examination of the Japanese and Spanish longline fisheries CPUE indices used. In addition, other CPUE indices for the south Atlantic may become available in the future (e.g. from the Brazil-Taiwan fishery).

Three sensitivity runs were conducted for the south Atlantic stock component. The Group noted that the estimate of r for the base case south Atlantic analysis ($r=0.788$) was considerably higher than the level estimated for the base case north Atlantic analysis ($r=0.425$). Therefore, r was fixed at 0.425 in the first sensitivity trial. The result was a decrease in MSY and replacement yield and an increase in the 1995 fishing mortality ratio. The second sensitivity analysis excluded Japanese CPUE data prior to 1980 on the grounds that the areas fished appear to have been much different prior to 1980 (and catch rates appear to have been anomalously low). The third sensitivity analysis included the entire Japanese CPUE time series, but excluded the Spanish time series, which is much shorter and only applies to recent years (**Figure 11**). Both of these latter sensitivity analyses resulted in a somewhat more pessimistic view of current stock status relative to the base case. For the analysis that excluded the Spanish CPUE series, this is not surprising since the Spanish data indicate a moderate increase in CPUE in recent years, whereas the Japanese index indicate a moderate decrease (**Table 7** and **Figure 11**). These and other (untabulated) sensitivity analyses indicate that the base case may represent a somewhat optimistic view of stock status in the south Atlantic. The Group emphasized the preliminary nature of the analyses due to uncertainty in the fishery-dependent data; however, all analyses indicate that the current fishing mortality rate is above optimal levels and needs to be reduced in order to rebuild and maintain the stock at biomass levels that can support the maximum sustainable yield.

Total Atlantic

A preliminary run was conducted for the combined north and south Atlantic (**Table 8**), primarily for illustrative purposes. The point estimate of maximum sustainable yield (19,710 MT) for the total Atlantic was less than the sum of the point estimates of maximum sustainable yield from the base case runs for the north and south Atlantic (13,000 MT and 14,220 MT, respectively); however, it was well within the range of the combined confidence intervals. The results indicate that the total Atlantic stock at the beginning of 1996 was about 74% of the level associated with maximum sustainable yield ($B_{96} = 0.74 * B_{MSY}$), and that the 1995 fishing mortality rate was more than twice the rate that produces MSY ($F_{95} = 2.31 * F_{MSY}$).

Further details of sensitivity trials for production models

ASPIC sensitivity runs

The procedure used to conduct sensitivity runs was substantially the same as that used for the previous (1994) assessment. A total of 46 years of catch data (1950 to 1995) was used in the north Atlantic and total Atlantic analyses, while 36 years were used in the south Atlantic runs (1960 to 1995). For each sensitivity analysis a number of different starting estimates were run in order to ensure against false convergence. Approximate 80% confidence intervals were calculated based on 700-1000 bootstrap trials. The sensitivity runs conducted for this assessment and the previous one (1994) indicated a high degree of robustness to the conditions examined, particularly for the north Atlantic. The Swordfish Species Group concluded that the base case results were reasonably robust to the assumptions about input parameters, although they may be sensitive to large changes in fishery-dependent inputs (recorded catches and CPUE indices).

ASPM specifications

There were a total of 46 years of catch data, 1950 to 1995. In the case 1 runs, the year specific selectivities by age group covered groups 1 to 10+ from 1965 to 1995, with 1965 selectivities assumed for all years prior to this time. These selectivities were based on those estimated in a length-based sequential population analysis and as used in simulation studies previously reported to the SCRS (see SCRS/94/116). In the case 3 runs, the year specific selectivities by age group, which were the same as from the base case VPA, covered years 1978 to 1995, with 1978 selectivities assumed for all years prior to this time.

Both cases used 17 indices of abundance: US longline, ages 1 to 2 starting in 1981 through 1990, ages 3 to 5 from 1981 to 1995; Spanish longline ages 1 to 5 from 1983 to 1995; Japanese longline ages 3 to 5 from 1978 to 1995; and Canadian longline ages 2 to 5 from 1988 to 1995. Case 1 indices used selectivities at age for 10 age groups and case 3 used 5 age groups, with full selectivity occurring at the oldest age adopted for each case.

Beginning of the year input weights at age for case 1 were 6.16, 15.11, 29.23, 47.53, 67.98, 88.49, 107.45, 123.96, 137.72, and 165.85 for ages 1 to 10+, respectively. Middle of the year weights were 9.98, 21.55, 37.97, 57.63, 78.35, 98.24, 116.04, 131.19, 143.59, and 168.351 for ages 1 to 10+, respectively. Beginning of the year input weights at age for case 3 were 6.16, 15.11, 29.23, 47.53, and 121.257 for ages 1 to 5+, respectively. Middle of the year weights were 9.98, 21.55, 37.97, 57.63, and 127.913 for ages 1 to 5+, respectively. For both cases, natural mortality was assumed constant across ages at 0.2. Fecundity was assumed proportional to the beginning of the year weights at age.

In both cases, the underlying relationship between spawning stock biomass and recruitment was assumed to follow a Ricker-type function. The objective function of the fit was assumed to have a lognormal error structure, with equal weighting between indices of abundance.

Approximate 80% confidence intervals constructed around estimated quantities and trajectories were based on 1000 bootstrap trials.

Management implications of production modeling results

Although there are undoubtedly more extreme assumptions that could produce different estimates, the production model analyses demonstrated a high degree of robustness to the factors considered. The analyses

conducted by the Group for the north Atlantic indicate there is a high probability that the optimal rate of fishing mortality has been exceeded since the mid- to late 1980s, probably by a substantial amount. They also estimate a high probability that the population is significantly below its optimum level, and was probably around 58% of B_{MSY} at the start of 1996.

Certain management strategies are suggested by the theory of production modeling. In the presence of some variability of catches, yields and population size are theoretically most stable when the population is maintained above B_{MSY} . If this is accomplished, catches that exceed the replacement yield for one year would lower the population size, but as long as the population size remained above B_{MSY} , an increase in surplus production would be expected to counteract the increased removals somewhat. If, in contrast, the population biomass was maintained at less than B_{MSY} , exceeding the replacement yield for even a single year would be expected to reduce both the population size and the surplus production. Thus, replacement yield in following years would be smaller. In order to maintain the population at a level above B_{MSY} , the average annual yield must be less than MSY and F must remain less than F_{MSY} . This might also be desirable for other reasons, explained in the following paragraph.

Several management benchmarks have been proposed based on production models. It has been shown in several published papers that, in the presence of variability in the environment, the maximum sustainable *constant* yield that can be taken is always less than the maximum sustainable *average* yield. It has also been demonstrated that a management policy based on controlling fishing effort (equivalently, fishing mortality rate) is more robust than one based on controlling catches. This is because if the population should fall below its expected level (perhaps because of environmental variability, disease, or unreported catches), a policy that could control effort would result in a smaller catch; in contrast, taking a constant catch would result in an increased fishing mortality rate. A recent publication (FAO 1993) asserts that F_{MSY} should be considered a limiting reference point (i.e. a level never to be exceeded). The report suggests several target levels that are lower than F_{MSY} .

However, the three classes of production models examined here all have very different management implications when a stock is being fished at high fishing mortality and low biomass (i.e. fishing mortality substantially in excess of F_{MSY} and biomass lower than B_{MSY}), depending on the degree of symmetry in the yield-effort relationship (**Figure 16**). Yield-effort curves that are symmetrical about F_{MSY} , or nearly so, imply a rapid decline in equilibrium yield as F increases beyond F_{MSY} ; however, alternative models such as the generalized production model with a shape parameter $m < 2$ imply a much less rapid decline in equilibrium yields. Due to the uncertainty about the shape of the production model, the Group felt more confident about production model results for intermediate ranges of stock size and progressively less confident for cases where F is estimated to be well beyond F_{MSY} or biomass is well below B_{MSY} . For this reason, the Group decided to discontinue production model stock projections if biomass fell to extremely low levels (e.g. below about $0.2 \cdot B_{MSY}$).

f. Virtual population analyses (VPA)

Virtual population analyses were conducted under the north Atlantic stock hypothesis. Again this year, the VPA's were calibrated to a suite of abundance indices derived from standardized catch rates using the ADAPT framework (for details see Powers and Restrepo, 1992). Two ADAPT VPA programs were available-- an APL version carried by Gavaris and a Fortran version carried by Porch. The output from the two programs was compared for the base case and several of the sensitivity runs. In all cases the results were similar, confirming both the computational integrity of the software and that the data were properly entered. The small differences between the programs were attributed to the different search algorithms used. In addition, the program provided by Porch successfully duplicated the previous base-case assessment.

VPA's of unsexed catch-at-age data (base-case)

Methods

The VPA's discussed in this section use catch-at-age data derived without regard to the sex of the fish as described in section 2.b. The base-case VPA was calibrated using seventeen indices, including the ones used in the prior assessment-- ages 1, 2, 3, 4 and 5+ from the Spanish and US longline fleets and an age 5+ index from the Japanese longline fleet-- as well as new indices for ages 3 and 4 from the Japanese longline fleet and

ages 2, 3, 4, and 5+ from the Canadian longline fleet (**Table 5, Figure 9**). Two years have elapsed since the previous swordfish assessment and there has been an addition of 18 index data points (2 years x 9 indices) for the indices used in prior the assessment. This along with the addition of the new indices accounting for 68 more index data points amounts to an increase of almost 40%. The Group utilized the greater flexibility afforded by this situation to relax some of the model assumptions and to estimate more parameters within the model.

The base-case VPA specifications were similar to those in previous assessments but with two alterations a) iterative re-weighting was not used and b) logarithmic transformations of the indices were employed, based on results from sensitivity trials reported below. The model was run for ages 1 to 5+ for 1978-1995 with an instantaneous natural mortality rate of 0.2/yr for all years and ages. The fishing mortality rates in the terminal year were estimated for ages 1 through 4. The fishing mortality rate on the 5+ group was determined from the fishing mortality rate for age 4 by using fixed or estimated values of the "F ratio" parameter (the ratio of the age 5+ fishing mortality rate relative to that of age 4).

As discussed by previous committees, the 5+ age grouping was utilized because of our inability to reliably age fish older than 5. However, this creates a compromise in conducting the VPA in that the VPA calculation requires separation of the 5+ stock size into cohorts as one back-calculates to ages 4 and younger. In the ADAPT framework the separation is accomplished by use of F ratios. It has been noted that it is important to properly specify the F ratio since the plus group accumulates a large number of fish and can affect the perceptions of abundance (SCRS/91/35). Therefore, the Group specified a model structure in which the F ratios within three time blocks were constant: 1978-1982, 1983-1987 and 1988-present as was done in the last assessment. Further, the Group maintained that an appropriate assumption on which to base the analysis was that there was equal selectivity at age within the plus group for the period 1988-1995. Hence, the F ratio during this period was specified by 1.0 and F ratios for 1978-1982 and 1983-1987 were estimated. The assumption that the F ratio for 1988-1995 was 1.0 was examined with sensitivity trials reported below. The Swordfish Group wished to reiterate that the use of F ratios is necessary due to our inability to accurately determine catch at age at older age groups. Any major improvements in the estimation of catch at size by sex and sex-specific growth curves (ultimately the assessment) await the resolution of these issues.

In order to evaluate the variability of the fit of the indices to the catch at age through the VPA model, a bootstrapping analysis was performed in which the deviations of the log-transformed index data points and their predictions were randomly selected to generate 1000 sets of new index points. Additionally, the Group was very unsure as to the specific level of the 1988-1995 F ratio and elected to incorporate this uncertainty into the bootstrap analysis by randomly selecting the 1988-1995 F ratio from a uniform distribution ranging from 0.75 to 1.33. The VPA was then applied to each of the 1000 new data sets and the median values with their 80% confidence intervals computed. For comparison, estimates of variability and bias of the population abundance estimates at the beginning of 1996 were also available from an approximation assuming linearity near the solution.

Results

The base-case VPA estimates of abundance by age are given in **Table 9** and **Figure 17**. The fishing mortality rates are given in **Table 10** and **Figure 18**. The biomass at age is in **Table 11**. Estimated recruitment (age 1) gradually increased in the early 1980's from about 440,000 to 530,000, shifting to a higher level between 1985 and 1989 at about 650,000. Subsequently, recruitment to a low of 530,000 in 1992 and then increased again to 640,000 in 1995. Note that the estimates of recent recruitment are less precise (**Figure 17**). Estimated abundance of age 5+ fish fluctuated above 300,000 between 1978 and 1983, subsequently declining steadily to less than 100,000 (**Figure 17**) by 1996. The Group was less certain about the trends from 1978-1983 and this point is discussed later.

Although somewhat variable, the fishing mortality rates at age for all ages show a generally increasing trend from 1978 to 1995, with the greatest increases occurring after 1985. The fishing mortality rates for ages 3, 4 and 5+ generally did not exceed 0.4/yr prior to 1985, while most values were greater than this subsequently. Fishing mortality rates for all ages increased in the most recent year and are the highest or amongst the highest since 1978 (**Figure 18**). The F ratio in the middle years (1983-1987) was estimated to have been lower than the other two periods.

The indices compared to the appropriate stock size at age (on a logarithmic scale) are given in **Figure 19**. In general, the VPA results appear to be adequately averaging the variations in the indices. The indices tend to

be more variable at ages 1 and 2. The average squared residual was about 0.042, indicating that, on the linear scale, the average deviation of the indices about the VPA results was about 20%.

The Group noted that there is greater uncertainty about the trajectory of age 5+ abundance prior to 1983 than for subsequent years. Possible factors that contribute to this uncertainty are the extent to which the 1978 Japanese index tracks abundance, the degree of under-reporting that might have occurred during the 1970's due to U.S. mercury restrictions, as well as the selectivity within the large fish age group.

A number of sensitivity trials on the VPA and investigations of the data were conducted to resolve issues regarding details of the model.

A) Iterative re-weighting: A sensitivity trial using iterative re-weighting (IRLS) showed that, because the indices were of unequal length, the use of IRLS strongly affected the 1978-1982 F ratio and the corresponding estimates of the abundance of the affected cohorts. It was noted that with the IRLS option, the Japanese longline indices and the USA 5+ index were given substantially lower weight, leaving most of the influence for estimating the 1978-1982 F ratio to the 1981 and 1982 observations of the USA indices at ages 1, 2, 3 and 4 (only 8 data points). Additionally, the inclusion of the Canadian indices, a substantially shorter time series, introduces additional complications for IRLS. The Group elected not to use iterative re-weighting.

B) Indices at ages 1 and 2 from Japanese longline: A sensitivity trial including indices for ages 1 and 2 from the Japanese longline revealed that the average squared residual for these was substantially higher than for other indices. Also, there was a greater difference between the catchability at these ages and older ages for the Japanese longline than for other indices. This confirmed the observation that few small swordfish were caught in the Japanese longline fishery. The Swordfish Species Group concluded that the low catchability at ages 1 and 2 in the Japanese longline resulted in highly variable and unreliable indices, therefore, they were not used.

C) F ratio: Results for the entire time period of the VPA are sensitive to alternate assumptions about the specified 1988-95 F ratio. Trials at F ratios of 0.5, 1.0 and 2.0 were compared to results from a VPA using ages 1 to 15+ (thereby avoiding the need for specification of a plus group F ratio). Although uncertainties about sexually dimorphic growth make the ages 1 to 15+ VPA suspect, the results were considered suitable for coarse comparisons. The population abundance levels and the trends from the ages 1 to 15+ VPA were similar to those from the trials with an F ratio of 1.0. The population abundance from the trial with the F ratio of 0.5 were higher and showed a more marked decline. The population abundance from the trial with the F ratio of 2.0 were lower and showed a somewhat less marked decline. The Group concluded that an F ratio of 1.0 was most consistent with the available evidence and with understanding of selectivities in the fisheries.

D) Logarithmic transformation: Comparison of sensitivity trials with and without logarithmic transformation of the indices indicated that the estimates of the two F ratios were strongly affected by this option, especially the F-ratio for the earliest block of years (1978-82). The largest catch rates occur in these early years and when logarithmic transformations are not used, these observations receive equal weight to the others. Results from catch rate standardization indicated that the ratio of the standard error to the mean for catch rates was roughly constant, i.e. higher catch rates were more variable, suggesting that a logarithmic transformation might stabilize variances. The Group determined that logarithmic transformations should be applied to the indices.

E) Indices from Canadian longline: A sensitivity trial excluding the four Canadian longline indices gave estimates of the F ratios, recruitment and age 5+ abundance that were very similar to the base case. The estimates for the other age groups were also similar to those from the base case during the early years, but were somewhat higher than the base-case in more recent times. The apparent decline in abundance for these middle age groups is therefore slightly less rapid than estimated by the base case VPA. Excluding the Canadian indices also resulted in a slightly better overall fit as evidenced by the smaller average squared error (0.038 versus 0.042 for the base case).

Preliminary VPA of sex-specific catch-at-age data

Methods

An additional preliminary VPA was conducted using catch-at-age data obtained by summing the estimates of catch-at-age for males and females that was derived from the catch at size by sex using sex specific growth

equations (see section 2b and **Table 4**). The VPA was calibrated using the indices described in Table 6, except for ages 1 and 2 of the Japanese longline fleet which were deemed unreliable (see the preceding section). The specifications were similar to those for the base-case VPA described above except that ten age groups were analyzed rather than five and the F-ratios were all fixed to 1.0. The fishing mortality rates on ages 1 through 9 in the terminal year were all estimated. The model was run from 1985 to 1995 because the sex-ratio information needed to partition the catches was generally lacking for prior years.

Results

The estimates of abundance by age are given in **Table 12** and compared with those from the base case VPA in **Figure 20**. The fishing mortality rates are given in **Table 13** and compared with those from the base case VPA in **Figure 21**. The biomass at age is in **Table 14**. Estimated recruitment (age 1) gradually decreased from about 800,000 in 1985 to 660,000 in 1990 and then increased to about 740,000 in 1994. Estimated abundance of age 5+ fish decreased steadily from about 710,000 in 1985 and 1986 to about 370,000 in 1996. The fishing mortality rates for all ages fluctuate through the years, but are generally highest in the most recent years. The average squared residual was about 0.028, indicating that, on the linear scale, the average deviation of the indices about the VPA results was about 17%.

General conclusions from the VPA's

The base-case VPA analysis of the unsexed catch data indicates that recruitment at age 1 has fluctuated through time between 440,000 and 670,000 individuals and that the abundance of larger fish (5+) have declined since 1985 to about one third of that level in 1996. The preliminary VPA on the sexed catch data indicates a similar recruitment pattern, but higher overall magnitudes and a somewhat less precipitous decline in the abundance of larger fish to a little more than half of the 1985 level. The base-case estimates of the fishing mortality rates on age 1 swordfish generally decrease after 1988, but the estimates for all other ages increase to a peak in 1995. A very similar pattern is indicated by the VPA on the sexed data, however the magnitude of the estimates is much lower than those from the base-case VPA. The results of sensitivity analysis (e), where the Canadian longline indices were excluded, suggest that only a small part of the discrepancy between the unsexed and sex-specific VPA's can be attributed to the absence of the Canadian indices in the latter. Differences in the catch-at-age, the treatment of the F-ratios and the length of the time series used may be more important.

The VPA on the unsexed data was designated as the base case because of the preliminary nature of the sexed catch-at-age data as discussed in section 2b. Nevertheless, the Group wished to emphasize that it is biologically more realistic to account for the sexually dimorphic growth patterns exhibited by swordfish explicitly when constructing the catch at age from length data. The Group recommended that future VPA assessments be conducted on data derived in that manner.

g. Yield per recruit

ICCAT recommendations for minimum size and other regulatory measures went into effect in 1991, although they may not have been fully implemented throughout that entire year. The last three or four years of the VPA (1992-95) should theoretically represent the effects of full implementation. In fact, it does appear that the geometric mean partial recruitment (including discard mortality) for age 1 in 1993-1995 (0.153) was somewhat lower than the corresponding level for 1988-1989 (0.274) (**Table 10**).

The yield per recruit (YPR) and biomass per recruit (BPR) analyses conducted in the previous assessment (1994) used an iterative procedure to account for the fact that fish below the minimum size may be discarded with some percentage surviving to be captured again. In contrast, the current assessment presents results from standard YPR and BPR analysis, in order to make the results more compatible with the VPA assessment and projections. For the same reason, current BPR calculations are based on mid-year stock biomass, rather than beginning of year biomass.

Inputs from the base case unsexed VPA were used to define two YPR and 5+ BPR scenarios: 1) YPR and BPR under average 1993-1995 conditions; and 2) YPR and BPR under "optimistic" conditions where the partial recruitment (PR) is the same as the 1993-1995 average except that no age 1 or age 2 fish are captured or discarded. Other inputs are detailed in **Table 15** and results are given in **Table 16**. In both cases, the current

fully-recruited (age 4+) point estimate of fishing mortality ($F_{95}=0.754$) is considerably larger than common reference points such as $F_{0.1}$ and F_{MAX} (but refer to section 2f for a discussion about the uncertainty in the 1995 point estimate of fishing mortality). In addition, YPR and BPR estimates for the current fishing mortality are much lower than the corresponding estimates for $F_{0.1}$ and F_{MAX} . **Table 16** and **Figures 22 and 23** show that if age 1 and age 2 fish could be avoided completely, there would be a small gain in BPR (**Figure 23**) and a substantial gain in YPR, particularly at current and higher levels of fishing mortality (**Figure 22**). In order to maximize YPR, fishing activity needs to be shifted towards the age of maximum biomass (about age 6). Analyses previously presented in SWO/94/114 illustrate the effects of a wide range of alternative partial recruitments.

Figures 22 and 23 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 of 0.754 will not result in substantial increases in YPR); however, substantial overall reductions in current fishing mortality are required to achieve appreciable increases in BPR (and, ultimately, the size of the spawning stock).

Approximate equilibrium estimates of MSY and B_{MSY} were obtained by multiplying the base case VPA geometric mean recruitment from 1978-1994 (551,260) by the YPR and BPR estimates, respectively, for both $F_{0.1}$ and F_{MAX} (**Table 16**). $F_{0.1}$ and F_{MAX} have both been used as proxies for F_{MSY} in assessments of stock status for other fish species, although F_{MAX} is often believed to overestimate F_{MSY} , while $F_{0.1}$ may be an over- or underestimate, depending on the life history characteristics of the stock in question. For the two PRs and two reference fishing mortalities considered here, estimates of MSY ranged from 13,150 MT to 15,230 MT and estimates of B_{MSY} ranged from 15,490 MT to 37,090 MT (**Table 16**).

The estimate of the long-term BPR that would be attained by applying the current fishing mortality and fishing pattern indefinitely is only 2.0% of the maximum BPR (attained at $F=0$), an extremely low value relative to the commonly-used recruitment over-fishing threshold of 20%. While large pelagic species with high fecundity, such as swordfish, may be more resilient to fishing than other fish species, it is unlikely that a level as low as 2% is sustainable.

Based on the base case unsexed VPA results, the 5+ biomass has exhibited a general decline over the period from 1978 to the present, while recruitment has exhibited relatively little change (**Figure 24**). If the 5+ biomass can be assumed to represent spawning biomass, then it appears that the survival rate (R/S) has increased almost continuously from 1978 to 1994 (**Figure 25**). The median survival for 1978-1994 is estimated to be 34.25 recruits per MT of spawners. The corresponding median BPR is 29.2 kg per recruit, which is 10.0% of the maximum BPR (BPR at $F=0$). The corresponding estimate of F_{med} (F-median) for the current fishing pattern (the first PR in **Table 16**) is about 0.38 per year. If F_{med} can be assumed to be a reasonable estimate of the replacement fishing mortality, as has been assumed elsewhere (e.g. Sissenwine and Shepherd 1987), it is almost certain that the current point estimate of fishing mortality of 0.754 will lead to further stock declines for north Atlantic swordfish. Fishing mortality must be reduced below 0.38 (about half of the 1995 point estimate) in order for the stock to rebuild.

A preliminary YPR and BPR analysis for females alone was conducted using inputs from the sex-specific VPA. However, due to the difficulty of splitting the sex-specific VPA into separate male and female components, particularly the difficulty of estimating a separate female partial recruitment vector, results are not presented here. An approximate female partial recruitment vector was strongly dome-shaped with maximum partial recruitment (1.0) at age 6, falling off rapidly to a PR of only 0.4 by age 10. If real, this would suggest that a high proportion of the larger females are not available to the fishery, leading to more optimistic (higher) estimates of $F_{0.1}$ and F_{max} and a smaller difference between these reference points and the estimated female-specific current fishing mortality.

h. Projections

Stock Production Models - North Atlantic

ASPIC

The Group conducted a series of stochastic projections based on the production model results. All of these projections assumed that the removals in 1996 would be the same as the recorded removals in 1995. The projections were then run for a 15-year period (1996-2010) under a range of simulated management controls

based on either catch or fishing mortality rates. In previous assessments, the Group limited the time horizon of these projections in recognition of the deterministic character of production-model projections, particularly in respect to recruitment. However, since the Commission has requested advice with respect to 5, 10, and 15 year time horizons, projections over these periods were conducted.

The projected catch-based controls resulted in a wide series of outcomes (**Figure 26**). With no catch (or equivalently, no fishing effort) after 1996, the stock was projected to recover rapidly. Annual catches of 10,000 MT or more were not sustainable over the time horizon for projections under the base case production model and resulted in further declines in the median relative biomass. At 8,000 MT, the stock was projected to recover to a level somewhat above B_{MSY} by the year 2009 and at 6,000 MT, the projected recovery occurs at about 2004 (**Figure 26**).

Projected controls on fishing mortality rates generally produced lower yields initially, but as the stock recovered, the yields increased (**Figure 26**). Fishing at F_{MSY} was projected to allow a partial recovery during the projection period (**Figure 26**). Fishing at a level representing a 50% reduction from 1995 fishing mortality rates in 1997 followed by fishing at F_{MSY} in 1998 and subsequent years showed a similar recovery trajectory to the F_{MSY} strategy, but resulted in a lower projected yield in 1998 than under the F_{MSY} trajectory (**Figure 26**).

ASPM

A series of deterministic projections from the case 1 and case 3 ASPM fits were performed. Both constant catch and fishing mortality rate projections were performed. With no catch (or equivalently, no fishing effort) after 1996, the stock was projected to recover rapidly (**Figure 27**), as with the ASPIC results. Under case 1, annual catches of 10,000 MT or more were not sustainable over the time horizon, while under case 3, catches of 10,000 MT allowed for a slow increase toward B_{MSY} , with recovery not projected to occur before 2010. Recovery to the B_{MSY} level within a 15 year time frame was projected under both the case 1 and case 3 for catches of 8000 MT or less (with a more rapid recovery using the case 3 results).

Projected controls on fishing mortality rates generally produced lower yields initially, but as the stock recovered, the yields increased (**Figure 27**). Fishing at F_{MSY} was projected to allow a partial recovery during the projection period (**Figure 27**), although the projected yields under the case 1 projections were lower than under the case 3 projections. Fishing at a level representing a 50% reduction from 1995 fishing mortality rates in 1997 followed by fishing at F_{MSY} in 1998 and subsequent years showed a similar recovery trajectory to the F_{MSY} strategy, but resulted in a lower projected yield in 1998 than under the F_{MSY} trajectory (**Figure 27**).

Generalized Production Model

A projection of a generalized production model fit to the biomass index data (as in the ASPIC runs), but with the shape parameter, m , fixed at 1.1881, corresponding to a maximum net productivity level at 40% of carrying capacity was conducted. This m assignment approximates the inflection point estimated in the ASPM fits to the age-specific index information and catches since 1950. A single deterministic projection of a 10,000 MT constant catch from 1997-2010 was conducted. Under this projection, the model predicts that the stock could recover to B_{MSY} levels within the projection time horizon.

Discussion of north Atlantic production model projections

The Group discussed several caveats that should be kept in mind when examining the projections. The longer the projection horizon, the more the assumptions about recruitment become important.

The Group noted that the underlying production function shape (at equilibrium) for the generalized production model diverges from either the ASPIC or ASPM formulations (see **Figure 16**) with respect to the assumed stock response to exploitation at high fishing mortality rates and implies increasingly higher relative production levels than the other production model formulations applied. The Group noted that it is unlikely that equilibrium conditions will exist in this fishery in the short term and there will not likely be sufficient information available to determine the more appropriate functional shape to the production curve at high fishing mortality rates and potentially much lower spawning biomass levels. The Group noted that adopting the generalized model form for providing advice would be risk prone relative to resource status should the actual production function resemble more the ASPIC and ASPM formulations.

At the same time, adoption of a generalized model formulation could result in underestimating sustainable harvest levels at high fishing mortality rates, should the generalized model formulation be more appropriate in reality. It was further noted that providing advice on the basis the ASPIC or ASPM model functional forms could allow for more rapid recovery to B_{MSY} levels if the generalized formulation more closely approximates the actual functional form.

VPA projections - north Atlantic

Methods

Projections were conducted using the base case from the ADAPT VPA (bootstrapped). Additional specifications for the projections were as follows: 1) The 1996 total catch (in weight) was assumed to be the same as in 1995. 2) A two-line stock-recruitment relationship was utilized in which the horizontal portion was computed from the average of recruitment from 1978-95. The slope of the stock-recruitment relationship was defined by a line through the origin to the lowest observed spawning biomass (age 5+ biomass). This slope was chosen because there is little evidence of declining recruitment at recent levels of spawning biomass. This relationship was used to predict future recruitments with a CV of 0.4 (which is common for many fish stocks). 3) Future selectivity was computed from the geometric mean of 1993-95.

A proxy for MSY was computed for each bootstrap iteration by computing the fishing mortality rate which maximizes the yield per recruit (F_{max}) and the equilibrium recruitment to spawning biomass (R/S) ratio at F_{max} . The intersection of the slope of R/S at F_{max} and the horizontal portion of the stock-recruitment relationship is defined as the spawning biomass at the proxy MSY. If for a particular bootstrap iteration the R/S at F_{max} is larger than the slope of the stock-recruitment relationship, then in those instances the spawning stock at proxy MSY was set to be 1% larger than that at the threshold.

Projections were conducted for various future harvest scenarios for 1997-2015. These included constant catches of 0, 2000, 4000, 6000, 8000 and 10000 mt; a constant status quo catch (catch 1996-2010 equal to that of 1995); a constant F scenario (fishing mortality rate 1997-2015 equal to that in 1995); and a scenario in which a fishing mortality rate of $F_{0.1}$ is phased-in over a two year period (i.e. the fishing mortality rate in 1997 was set equal to the F in 1995 minus one-half of the difference between the F in 1995 and $F_{0.1}$, then the F in 1998-2010 was set at $F_{0.1}$). The median annual yield (1997-2010) under this scenario was as follows: 9712 mt; 4839; 5697; 6610; 7753; 9182; 10540; 11610; 12450; 13200; 13710; 14080; 14250; and 14430 mt.

Results

The projection results (Table 17 and Figure 28) indicate that constant catch strategies of 8000 mt or less result in sustainable spawning stock increases. A constant catch of 10,000 mt gives a short term increase of spawners (due to recruitment increases in the early 1990's), but the trend reverses in 1999 as predicted recruitment from the stock-recruitment relationship (which is less than the most recent years of the VPA) enters the spawning biomass. Holding either catch or fishing mortality rate at the 1995 level (status quo catch or status quo F) leads to rapid declines in spawning biomass throughout the projection, especially for the status quo catch. The scenario in which the fishing mortality rate is phased-in to $F_{0.1}$ results in a similar spawning biomass trajectory as that resulting from a constant catch of 8000 mt (Table 17 and Figure 28).

The median maximum sustainable yield as calculated by the proxy method was 13,900 mt (Table 17) which is similar to that estimated from production models. The trajectory of spawning biomass appeared to have decreased below that which would produce MSY in about 1985. Constant catch projections of 8000 mt or less and the phased-in $F_{0.1}$ projection return the spawning biomass to levels above that which would produce MSY prior to the year 2004. The other projection scenarios do not allow the spawning biomass to recover.

Sex-specific VPA projections - north Atlantic

Deterministic projections were also conducted using the sex-specific VPA for developing initial conditions. The scenarios examined were the same as those used for the base case (unsexed catch-at-age) ADAPT VPA projections. An additional catch scenario using 12,000 mt 1997-2010 was also tested.

The results of these projections indicated that maintaining catch or fishing mortality rate at the 1995 level lead to rapid declines in spawning biomass (Figure 29). Constant catches of 10,000 MT or less lead to rapid

recovery of the spawning biomass to MSY levels within 3 or 4 years. The phased-in $F_{0.1}$ results in an increase of spawning biomass beginning in 1998 leading to recovery to MSY levels by 2008. The trajectory of yields coming from the phased-in $F_{0.1}$ scenario started with a 1997 catch of about 12,000 followed by 10,000 MT in 1998 and then a gradual increase to about 13,000 MT, thereafter. A constant catch of 12,000 MT in the sex-specific projections leads to an increase of spawning biomass with recovery to MSY levels by 2008.

Projection summary - north Atlantic

The Group noted that total swordfish biomass corresponding to MSY levels may not be achieved in 5 or 10 years without substantial reductions in catch from current levels. The Group noted that unless recruitment increases substantially, a constant TAC for a declining stock implies ever-increasing levels of fishing mortality and, therefore, ever-increasing over-exploitation. A large increase in recruitment is unlikely if the spawning stock size continues to decline and is unlikely on a sustained basis from any level of spawning biomass.

The Swordfish Group noted that target fishing mortality rates are less risky than constant catches for rebuilding over-fished stocks. The target F 's are usually translated into corresponding TACs which require adjustment after each assessment, depending on the status of the stock.

All types of projections (from the production model and VPA) agree in finding that large reductions in yield would be required to rebuild the stock in the short and medium term. However, the state of the north Atlantic stock is not in such a depressed state that recovery cannot be realized in a 15-year period. Immediate and appropriate action can improve the status of the north Atlantic swordfish stock, given that estimated stock sizes are below biomass at MSY, and given the resilient nature of swordfish. In order to arrest the declining trend, the analyses generally suggest that catches should not exceed about 10,000 MT. A preliminary sex-specific VPA indicated that a catch of about 12,000 MT might allow an increase to MSY levels; however, the Group reiterated the preliminary nature of these analyses. In order to allow for increase in stock biomass, the level of harvest needs to be below this level for some time into the future. The Group emphasized the importance of managing effective fishing effort (and thus the fishing mortality rate) rather than catch alone. Because the catch corresponding to a target fishing mortality rate depends on stock status, management measures are likely to require adjustment after each assessment to maintain the target fishing mortality rate. The current stock assessment illustrates this point well: though catches have been reduced from 1988 levels, 1995 fishing mortality rates were higher than in 1988.

ASPIC stock production model - south Atlantic

Four stock projections were conducted for the base case stock production model for the south Atlantic (Table 8 and Figure 15). The first attempted to harvest the estimated 1995 catch of 19,900 MT indefinitely each year. The second assumed a constant fishing mortality rate equal to the estimated 1995 level ($F_{95} = 0.490$) indefinitely, and the third used a fishing mortality rate equal to the estimated F_{MSY} ($F_{MSY} = 0.394$). A fourth projection, which assumed zero catch over the entire projected time horizon, was undertaken for comparative purposes. In all cases, it was assumed that the landings in 1996 would be equal to the recorded landings of 19,900 MT for 1995. Projections were conducted over a time horizon of 15 years (1996 to 2010); however, due to variability in recruitment and other factors, the Species Group believed that stock production model projections beyond 2-3 years should only be considered for illustrative purposes.

The projected yields and projected biomass (Figure 30) for the four scenarios indicate that the current recorded landings of 19,900 MT are not sustainable. On the other hand, if fishing mortality is decreased immediately to the F_{MSY} , the stock is projected to increase rapidly back to the B_{MSY} level. If fishing mortality is maintained at the 1995 level, the stock may stabilize at a level appreciably below B_{MSY} (about $0.75 * B_{MSY}$). For all scenarios, the assumption that landings in 1996 may be similar to those in 1995 results in an appreciable decrease in biomass by the end of 1996.

Projection summary - south Atlantic

Preliminary analyses indicate that fishing at F_{MSY} could quickly restore the stock to MSY levels, but that this will require substantial reductions in landings from the current level of 19,900 MT to around 13,000 MT by 1997. However, the Group wished to emphasize the preliminary nature of these analyses due to uncertainty in the fishery-dependent data (reported catches and CPUE indices) used as inputs.

ASPIC stock production model - total Atlantic

No stock projections were conducted for the total Atlantic base case.

i. Uncertainty

It is useful to characterize the statistical uncertainties in the estimates of stock status, management references and projections. This is done here using bootstrapping techniques. It is important to note that although variation in as many quantities as possible has been incorporated, e.g. the indices, recruitment or F ratio, there are other uncertainties which are not included, including non-reporting of catches (a sensitivity trial for this was attempted), technological advances which increase catchability and mixing between the north and south Atlantic. It is likely that some of these unquantified uncertainties are systematic and not random, therefore they would result in a directional shift to some quantities of interest, rather than added variation. To the extent possible, these unquantified uncertainties have been described qualitatively and they should be kept in mind when interpreting bootstrap results.

A factor which caused an uncertainty of concern to the Group was that caused by not taking account of sex-specific growth rates in the development of catch-at-age and indices at age. For that reason, the Group has recommended developing the data bases necessary to do that. An initial attempt at conducting an assessment with these data was made at this meeting. While in principle, the Group noted the importance of taking account of the biological realism of sex-specific growth into the analysis, the practicalities of determining the most appropriate use of the available data are still uncertain. Therefore, the Group is not yet prepared to base the main assessment and management advice on the available sex-specific data. However, preliminary analyses indicated that relative trends in abundance are similar to those from the unsexed data, but that absolute abundances are higher, especially for older fish.

The Group noted that the North Atlantic fishing mortality rates of the largest fish in 1995 are estimated to be large compared to that in 1994. Therefore, there is some concern that 1996 catches will show in future analyses that the 1995 mortality rate was indeed lower. In examining the present estimates as compared to those that originated from the 1994 analysis, there was no evidence of a strong retrospective pattern, nor was there indication that the estimates are outside the range of uncertainty generated by the bootstrapping procedures. Nevertheless, future estimates of the 1995 mortality rates may change.

SWO-ATL-3. ENVIRONMENTAL FACTORS

Swordfish distribution is influenced by oceanographic frontal systems, especially where these occur in proximity to the edge of the continental shelf, oceanographic canyons, sea mounts, and mid-ocean islands. These areas are characterized by sharp thermal gradients that are extremely dynamic and seasonally variable. Since the distribution patterns of different size swordfish appear to be influenced by thermal conditions, abundance indices used in analytical assessments should account for these environmental factors. The Swordfish Species Group has cooperated extensively to develop standardized abundance indices that include season, area, and gear effects as well as a season-area interaction terms. Future research will attempt to improve abundance indices by standardizing area and time strata and the categorization of environmental variables.

SWO-ATL-4. CURRENT REGULATIONS

In 1994, regulatory recommendations were adopted by ICCAT swordfish-fishing nations. This report evaluates recommendations 1-5.

1. Country-specific quotas. Four fishing nations (Canada, Portugal, Spain and the United States) are restricted to country-specific quotas in the north Atlantic totaling 13,200 and 11,800 MT in 1995 and 1996, respectively. Reported catches in 1995 in the north Atlantic exceeded the 1995 four-country quota by 1,121 MT. All four countries exceeded their quota: Canada by 7%; Portugal did not submit all 1995 catches; Spain by 12%; and USA by 1% (Tables 1, 18).

2. Japan incidental catch. Japan must limit the incidental catch of swordfish to no more than 8% of the total weight of its entire catch in the north Atlantic during 1995 and 1996. In 1995, swordfish made up 6% of the total Japanese catch in the north Atlantic (**Table 19**).

3. Other nations. Other Contracting and non-Contracting Parties shall not increase their reported catches in the north Atlantic beyond 1993 levels. China-Taiwan caught 331 MT (338%) over their 1993 level. Other nations caught less in 1995 than they did in 1993 (**Table 18**).

4. South Atlantic. Contracting Parties whose catches in the south Atlantic are greater than 250 MT shall not increase their reported catches during 1995 and 1996 beyond their 1993 or 1994 level, whichever is higher. The Spanish reported catch in the south Atlantic exceeded their 1994 catch (their highest to date) by 3,353 MT (42%), and Uruguay caught 168 MT (65%) more in 1995 than in 1993. Other countries conformed to the regulatory recommendation (**Table 18**).

Contracting Parties whose reported catches in the south are less than 250 MT shall not increase their catch in 1995 and 1996 beyond 250 MT. All nations appeared to conform to this regulatory recommendation (**Table 18**).

5. Small fish. In order to protect small swordfish, the Contracting Parties shall take measures to prohibit the taking and landing of swordfish in the entire Atlantic Ocean weighing less than 25 kg live weight (125 cm lower jaw fork length); however, the Contracting Parties may grant tolerances to boats which have incidentally captured small fish, with the condition that this incidental catch shall not exceed 15% of the number of fish per landing of the total swordfish catch of said boats.

Tables 20 and 21 list the percentage of undersized swordfish landed (LJFL less than 125 cm) by nation in the north and south Atlantic Ocean. In 1994 and 1995, the percentage of swordfish landed that were less than 125 cm LJFL was about 11-14% (by number) overall for all nations fishing in the Atlantic. The Group noted a marked decline in landings of swordfish less than 125 cm LJFL since 1991 for the U.S. fleet in the North Atlantic. Estimates of United States discards are presented in **Table 20** and this source of mortality was considered in the North Atlantic population assessment. When discards are included with landings, the apparent effectiveness of Recommendation #5 is diminished.

Given the relatively high catches (landings plus estimated dead discards) of swordfish less than 125 cm LJFL, particularly in the North Atlantic, and the lack of reduction in fishing mortalities for these age 1 and age 2 fish since 1990, the intended effect of the minimum size regulation apparently has not been fully realized. On the positive side, increased numbers of small fish have been tagged and some have been recaptured. This suggests that gains can be made by releasing these fish alive. There is also evidence of some level of fleet re-deployment by fleet sectors attempting to avoid capturing small fish especially in comparison to estimated levels of the percentage of small fish in 1988 to 1990 (**Table 20**). Substantial gains in yield could accrue if fishing mortality on small fish could be further reduced (**Table 16 and Figure 22**).

Summary

In general, the 1994 regulatory recommendations were neither adhered to, nor effective, in conserving Atlantic swordfish. Even if the 1994 regulations had been perfectly implemented, the level of catch would still have substantially exceeded replacement yield and resulted in the continued decline of the north Atlantic swordfish stock. Given that the 1994 regulations were not adhered to, the situation in both the north and south Atlantic is cause for grave concern. The Group emphasized the need for *effective* management measures throughout the Atlantic, to ensure conservation of Atlantic swordfish and to account for the uncertainty associated with the swordfish stock structure assumptions.

SWO-ATL-5. RECOMMENDATIONS

All nations who fish swordfish in the Atlantic should participate in swordfish stock assessment sessions. It is recommended that the ICCAT Secretariat send at least the Assistant Executive Secretary and the Systems Analyst to swordfish stock assessment sessions. Analytical assessments require a great deal of data preparation.

a. Statistics

- i) Mechanisms to improve the reporting system for swordfish catch and effort need to be implemented by ICCAT. Under-reporting undermines the intent of conservation measures and the reliability of assessment advice.
- ii) All countries catching swordfish (directed or by-catch) should report catch, catch at size (by sex) and effort statistics by as small an area as possible, and by month. These data must be reported by the ICCAT deadlines, even when no analytical stock assessment is scheduled. These data should be maintained in the ICCAT data base using as fine a scale for area as possible. Historical data should also be provided. This will enable data to be examined using stock boundaries other than those dictated by the large-scale ICCAT areas.
- iii) All countries should carry out an adequate level of size sampling; and when possible, sampling by sex; and use units which can be converted to lower jaw fork length (LJFL), preferably by month and on as fine a scale as possible. This is especially important for high-seas longline fisheries.
- iv) Efforts by the national scientists should continue to collect and report critical fishery statistics not covered by the ICCAT data collection systems, especially for various Caribbean countries, Mexico, and Portuguese pelagic longline boats.
- v) Information on the number of undersized fish caught, and the numbers discarded dead and alive should be reported so that the effect of discarding can be included in the stock assessment. The Group noted that an observer sampling program had been implemented by Spain since 1990, by the U.S. since 1992, Canada since 1994, and Brazil in 1996. Other countries should establish sampling programs that will acquire these data. In many cases, implementation of such a program will require observer coverage.
- vi) All countries with driftnet, trawl, and pair-trawl fisheries for tuna should report their swordfish catch, appropriate units of effort and size data.
- vii) It was recommended that fishery-specific conversion factors be developed for various measurements and weights.

b. Research

- i) Further studies on sex-specific growth and the implications for swordfish stock assessment must be of highest priority. In particular, the Group recommended a more integrated and consistent analysis of catch at size by sex. A small group of scientists has been formed to conduct these analyses and develop standardized approaches to estimate catch at size by sex. The Group encouraged continued analyses of growth by sex and particularly encouraged studies which include samples from the south Atlantic and the east Atlantic.
- ii) Studies on stock structure must also have high priority since stock assessments have been conducted mostly for the hypothetical north Atlantic stock. The Group recommended that a detailed and comprehensive review of the new and historical information be conducted prior to the next swordfish stock assessment. There should be correspondence among the many scientists involved in swordfish mtDNA research and scientists familiar with swordfish biology in order to integrate the findings from the many studies, formulate consistent conclusions and make recommendations for future research. In addition, other aspects of biological, oceanographic, and fisheries information should be reviewed. The use of micro-elemental analyses should be explored on these long-lived animals. However, in view of the time needed to conduct new studies, the sensitivity of the assessment results and management advice to various assumptions about the stock structure needs to be thoroughly evaluated (including conducting VPAs on the various stock hypotheses periodically). This requires the availability of the catch, catch at size, and effort data on as fine a scale as possible.
- iii) Development of scientific tagging experimental design to test hypotheses of growth and stock structure should be initiated. Development of cooperative tagging experiments over a wide

geographical area by all pertinent nations should be encouraged. Nations should report to the Secretariat on all tagging programs (public or private).

- iv) A new growth equation from tagging data should be calculated and implemented for the next assessment. The measurement error should be explored, using the sizes of fish at large for a very short time period.
- v) The Azores CPUE series should be reviewed and further standardized to examine in more detail the area and seasonal effects, if possible. The size composition of the Portuguese and Spanish catches should be compared to determine the best method for substitution in the absence of extensive Portuguese sampling. Portugal is encouraged to participate in swordfish stock assessment sessions.
- vi) Efforts should be made to model the effects of operational changes (introduction of monofilament mainlines) in the Japanese fleet.
- vii) When sufficient data are available, Canada should size the CPUE data using the observed fish size distributions on a trip-by-trip basis. Canada should also develop sex-specific standardized CPUE for the next assessment.
- viii) Excellent progress has been made on developing standardized south Atlantic CPUE series, but further improvements on the new indices are required. The effect of target species should be explored on the Brazilian data, and data should be examined on a finer scale (i.e., equatorial zone versus the area off Brazil). Improvements in the Brazil-Taiwan CPUE data set can be made by investigating the fishing strategy (target species) in more detail (i.e., year-gear interactions). A combined biomass index for the south should be developed. The 1996 stock assessment session benefitted greatly from the attendance of a Brazilian scientist.
- ix) Annual changes in catchability across indices and the lack of independence among age-specific indices from a fishery should be investigated.
- x) The systems for conversion of catch at weight to catch at length and for calculating catch at age from either should be reviewed.
- xi) Improvements to the age-structured production model inputs should be explored. Selectivity patterns on a fleet specific basis warrant further investigation.
- xii) Further research into the relative biomass level at which maximum net productivity (in biomass) occurs for swordfish should be conducted.
- xiii) Further research into spawning frequency, spawning seasonality and fecundity was recommended.
- xiv) The Group strongly encouraged that a virtual population analysis (sex-specific) be conducted for the south Atlantic stock in the next assessment.
- xv) Sex-ratio studies with histological examination of gonads of immature fish should be conducted.

SWO-ATL-6. MANAGEMENT IMPLICATIONS

North Atlantic

The Group reiterated and strengthened its 1994 advice that the Commission, if it desires to rebuild the north Atlantic swordfish stock, must immediately reduce both fishing mortality rates and catch dramatically. It is important to recognize that the failure to achieve sufficient reductions in fishing mortality since 1991 has resulted in the need for more severe reductions now and in the future to achieve recovery. The current catch levels are not sustainable.

The 1990 and 1994 recommendations for regulatory measures were introduced to reduce both catch and effort, but these reductions have not arrested the decline in the stock. The current high catches and the declining

CPUE trend alone, illustrate the continued declining trend of the north Atlantic swordfish stock. The results of the two types of production model (age-structured and lumped) and virtual population analyses merely quantify these trends. The current population assessment indicates that the north Atlantic population has continued to decline despite reductions in total reported landings from peak values in 1988. These reductions have not resulted in reductions in fishing mortality rates because harvests have exceeded annual surplus production.

However, the state of the north Atlantic stock is not in such a depressed state that recovery cannot be realized in a 15-year period. Immediate and appropriate action can improve the status of the north Atlantic swordfish stock, given that estimated stock sizes are below biomass at MSY, and given the resilient nature of swordfish. In order to arrest the declining trend, the analyses generally suggest that catches should not exceed about 10,000 MT. A preliminary sex-specific VPA indicated that a catch of about 12,000 might allow an increase to MSY levels; however the Group reiterated the preliminary nature of these analyses. In order to allow for increase in stock biomass, the level of harvest needs to be immediately reduced below this level. The Group emphasized the importance of managing effective fishing effort (and thus the fishing mortality rate) rather than catch alone. Because the catch corresponding to a target fishing mortality rate depends on stock status, management measures are likely to require adjustment after each assessment to maintain the target fishing mortality rate. The current stock assessment illustrates this point well: though catches have been reduced from 1988 levels, 1995 fishing mortality rates were higher than in 1988.

South Atlantic

The Group was seriously concerned about stock status in the south Atlantic based on the results of the preliminary production model and on the pattern of high catches and declining CPUE trends in some fisheries. The 1996 catches in the south are the highest on record, and at the level of peak catches previously observed in the north. The results of the analysis indicate that current levels of harvest are not sustainable. If the Commission intends to keep the stock in a healthy condition, they should not delay actions and harvest levels must be reduced, otherwise even more restrictive measures will be needed in the future. Preliminary analyses indicate that fishing at F_{MSY} would quickly restore the stock to MSY levels, and that this would require substantial reductions to around 13,000 MT or less in 1997 and thereafter.

Total Atlantic

If a total Atlantic stock was assumed, it is unlikely that the view of the status of the stock would be improved from that of the north or south Atlantic status. Current catches are not sustainable and substantial reductions in harvest are required. The Group expressed concern about the uncertainty of the stock structure of Atlantic swordfish, and the possibility that the assumed north Atlantic stock does not include the entire catch from the biological stock. When boundaries are uncertain, in this case because of limited or imprecise data, it is appropriate to implement management measures which encompass several possible stock hypotheses. It is therefore recommended that effective management measures are implemented throughout the Atlantic.

RAPPORT
DE LA SESSION SCRS DE 1996 SUR L'ÉVALUATION DES STOCKS D'ESPADON
Halifax, N.S., Canada, 2-9 octobre 1996
(SCRS/96/30)

ESPADON -- RAPPORT DÉTAILLÉ

Le Groupe d'espèce Espadon s'est réuni comme prévu pendant huit jours, du 2 au 9 octobre 1996, à Halifax, Nouvelle-Ecosse, Canada, à l'invitation du Département des Pêches et Océans du gouvernement canadien. La réunion a été déclarée ouverte par le D^r J.M. Porter (qui accueillait et avait convoqué la réunion du Groupe d'espèce Espadon). M. J.S. Loch, Directeur Régional des Sciences Maritimes du Département des Pêches et Océans, a souhaité la bienvenue aux participants. Le présent rapport fait état des délibérations du groupe.

Deux nouvelles analyses importantes ont été menées en 1996 : une VPA préliminaire spécifique du sexe a été calculée pour l'Atlantique Nord, et une analyse de production du stock a été effectuée pour l'Atlantique sud. Ces deux nouvelles analyses ont exigé un volume considérable de préparation de données de la part des scientifiques des divers pays et du Secrétariat de l'ICCAT. Il faut féliciter les scientifiques concernés de leurs efforts, en particulier au vu du calendrier de travail concernant les autres espèces qui relèvent de l'ICCAT. Le groupe a noté que la présence de M. P. Kebe, Analyste de Systèmes de l'ICCAT, aurait beaucoup apporté à la réunion. Il a été recommandé qu'à l'avenir le Secrétariat détache au moins le Secrétaire Exécutif Adjoint et l'Analyste de Systèmes aux sessions d'évaluation des stocks d'espadon.

Il convient de féliciter le Secrétariat de l'ICCAT d'avoir mis à disposition la prise par âge et la prise par âge par sexe au début de la réunion, comme l'avait recommandé le groupe dans des rapports antérieurs.

Il a été recommandé par le passé que des scientifiques qui connaissent bien les pêcheries sud-atlantiques prennent part aux sessions d'évaluation : la participation d'un scientifique brésilien a beaucoup apporté à la session de 1996. Toutefois, des scientifiques de tous les pays pêcheurs d'espadon dans l'Atlantique sont invités à assister aux sessions d'évaluation des stocks d'espadon. En particulier, les délibérations de 1996 auraient été enrichies par la participation de scientifiques du Portugal, de l'Uruguay et de Taïwan. Par ailleurs, la date de ces réunions étant fixée suffisamment d'avance, il est recommandé que les participants puissent assister à toute la session, de l'ouverture à l'adoption du rapport.

Aucune nouvelle donnée (depuis la réunion de 1995) n'étant disponible pour l'espadon de la Méditerranée, il n'a pas été possible d'effectuer de nouvelles analyses, ni d'actualiser le Résumé Exécutif.

SWO-ATL-1 DESCRIPTION DES PÊCHERIES

L'espadon est largement répandu dans les eaux tropicales et tempérées de l'Océan Atlantique et dans la Méditerranée. On sait qu'il fraye dans les eaux chaudes de l'Atlantique et en Méditerranée. La prise totale d'espadon (Atlantique + Méditerranée) a atteint un chiffre record en 1988, 52.619 TM, puis a baissé de 12 % jusqu'à 46.456 TM en 1994 (voir **Tableau 1**, **Figure 1** et **Figure 2**). On ne dispose pas de données méditerranéennes pour l'année 1995.

La prise totale d'espadon signalée dans l'Atlantique (nord et sud, rejets compris) a atteint un chiffre record de 36.834 TM en 1995, soit 8 % de plus que le maximum antérieur de 1989, 34.032 TM (**Tableau 1**, **Figure 1**). La prise signalée pour 1995 dépasse de 13 % celle (32.585 TM) qui avait été déclarée en 1993, dernière année utilisée dans la dernière analyse exhaustive d'évaluation des stocks d'espadon. Alors que les débarquements nord-atlantiques ont diminué, d'un maximum de 20.224 TM en 1987 à 16.934 TM en 1995, les débarquements sud-atlantiques ont augmenté

de façon continue pendant les années 80 et les années 90, jusqu'à atteindre 17.308 TM en 1994 et 19.900 TM en 1995, niveaux équivalents aux ponctions maximales dans l'Atlantique Nord.

L'espadon est capturé dans tout l'Atlantique par des pêcheries qui le visent directement, et en tant que prise accessoire dans les pêcheries thonières (**Figure 2**). Des pêcheries palangrières le visant fonctionnent depuis la fin des années 50 ou le début des années 60 en Espagne (**Figure 3**), aux Etats-Unis (**Figure 4**) et au Canada (**Figure 5**), et des pêcheries de harpon existent depuis la fin des années 1800. La pêche palangrière japonaise a débuté en 1956, et pêche depuis lors dans tout l'Atlantique, en effectuant de prises significatives d'espadon en tant que prise accessoire de la pêche thonière (**Figure 6**). Il existe d'autres pêcheries visant l'espadon (à savoir, au Portugal, au Venezuela, au Maroc et en Uruguay) et une pêche accessoire ou opportuniste (Taïwan, Corée, France et Brésil). On a signalé que, depuis 1994, une partie de la flottille palangrière brésilienne a commencé à viser l'espadon en échangeant la ligne conventionnelle pour une ligne en monofilament. Les participants ont fait part de leurs inquiétudes au sujet des débarquements non déclarés de bateaux qui arborent des pavillons de complaisance, et des autres provenances, dont des pays membres et non membres. Des évaluations analytiques fondées sur de prises sous-estimées seront forcément optimistes.

La prise et l'effort nord-atlantique concernant l'espadon se sont continuellement accrus à partir de 1978, lorsque furent révisés les standards américains sur la teneur en mercure. Depuis le maximum de 1987, 20.224 TM (**Tableau 1, Figure 1**), les débarquements (rejets compris) ont baissé de 16 % jusqu'à 16.934 TM en 1995. Les débarquements et rejets de 1995 dépassaient de 10 % ceux de 1994 (14.686 TM), du fait de prises plus importantes signalées par l'Espagne, le Japon, le Portugal et les Etats-Unis. En 1995, les débarquements nord-atlantiques de l'Espagne et des Etats-Unis ont diminué par rapport au maximum, de 38 % depuis 1987 et de 37 % depuis 1989, suite aux recommandations de l'ICCAT. Si l'on tient compte des rejets des Etats-Unis, le total des débarquements et rejets américains a diminué de 29 %. Cette baisse a été attribuée en partie à la mise en place de réglementations de taille minimale, à un déplacement d'une partie de l'effort espagnol au sud de 5°N à partir de 1988, au déplacement de quelques unités américaines vers d'autres pêcheries, et à la mise en place de quotas annuels par les Etats-Unis. Par ailleurs, la pêche palangrière espagnole traditionnelle a changé de *modus operandi* pendant les années 1994 et 1995, et vise parfois d'autres espèces, outre l'espadon, afin de tirer parti des conditions du marché et du taux relatif de capture.

Les débarquements sud-atlantiques signalés étaient relativement faibles (en général moins de 5.000 TM) jusqu'au début des années 80. Ces débarquements se sont accrus de façon continue pendant les années 80 et 90, jusqu'à 17.308 TM en 1994 et 19.900 TM en 1995, niveaux équivalents à la ponction maximale nord-atlantique. Depuis 1998, les débarquements déclarés dépassent 12.000 TM. Le maximum historique des débarquements déclarés relevé en 1995 dépasse de 15 % le chiffre de 1994 (17.308 TM) et de 17 % celui de 1990 (17.008 TM). Entre 1990 et 1994, les débarquements signalés étaient légèrement inférieurs (12.700 TM et 15.400 TM). Cette baisse était due en partie au déplacement d'une partie de la flottille espagnole vers le Pacifique en 1991, à une réduction de la prise accessoire japonaise d'espadon et à une diminution des débarquements brésiliens. Depuis 1988, la pêche palangrière espagnole a étendu sa zone de pêche vers le sud (centre) et le sud-ouest, jusqu'à 40°S (**Figure 3**). Dans l'Atlantique sud-ouest, les pêcheries palangrière latino-américaines visent l'espadon, les thons ou les requins selon le taux relatif de capture et les conditions du marché.

Le poids moyen (poids vif en kg) de l'espadon capturé dans l'Atlantique Nord, calculé d'après la base de prise par taille, est porté en graphique à la **Figure 7** pour le Japon, l'Espagne, les Etats-Unis (rejets estimés compris), le Canada, et tous pays combinés. Le poids annuel moyen varie de façon considérable, notamment pour le Japon, le Canada et la catégorie "Autres pays". Les différences entre les pays reflètent les différences de la sélectivité et des caractéristiques géographiques et saisonnières du fonctionnement des flottilles. Par ailleurs, les séries temporelles d'un pays ou d'un groupe de pays peuvent comprendre des substitutions (de mers ou saisons adjacentes ou d'autres pays) pour une année donnée, entière ou partielle, ou l'extrapolation de très petites fractions d'échantillonnage à la prise totale. Il convient donc d'interpréter avec prudence les tendances illustrées à la **Figure 7**. Le changement d'armement et de mode de fonctionnement, les modifications de la structure démographique ou de la composition de taille, et le taux d'échantillonnage peuvent avoir une incidence sur ces tendances. Le poids moyen de l'espadon nord-atlantique capturé par l'ensemble des pêcheries a baissé entre 1978 et 1995. Depuis 1988, le poids moyen global de l'ensemble de l'Atlantique Nord a été relativement stable.

SWO-ATL-2 ÉTAT DES STOCKS

a. Structure du stock

En 1994, le Comité avait examiné les scénarios de structure du stock (SCRS/94/SWO) suivants :

- 1) Atlantique nord (nord de 5° de latitude nord)
- 2) Atlantique sud (sud du 5° de latitude nord)
- 3) Atlantique entier
- 4) Mer Méditerranée

Le Groupe avait en outre fait part de ses incertitudes quant à la structure du stock. Vu ces incertitudes, le SCRS avait recommandé, dans son rapport de 1994, la réalisation d'un examen détaillé et approfondi des données historiques et récentes sur le sujet, avant la prochaine évaluation du stock d'espadon. Cet examen n'a pas encore eu lieu. Toutefois, le Groupe a examiné de nouvelles informations sur la structure de ce stock, notamment des données de récupérations de marques, des résultats de recherches génétiques ainsi que des informations issues des pêcheries. Les principaux résultats de cet examen sont résumés ci-après.

Indices d'abondance

Un certain nombre de documents de travail contenant des séries de CPUE pour le nord et le sud ont été examinés. Les séries de CPUE ont été comparées pour déterminer l'existence de tendances similaires. Si l'ensemble des informations disponibles sur le nord indiquaient un déclin progressif mais certain dans la plupart des séries (voir paragraphe 2.c), les données de CPUE (du Japon et de l'Espagne) pour le sud divergeaient entre 1992 et 1995, ce qui a rendu difficile leur interprétation en ce qui concerne les différences de stock. Les séries de CPUE du Japon pour l'Atlantique sud montrent un déclin entre 1984 et 1995 alors que le déclin dans les séries du Japon et des États-Unis pour l'Atlantique nord s'amorce bien avant.

Zones de frai

Le Groupe d'Espèces a examiné le document SCRS/96/142, qui présente une description des zones possibles de frai. Les conclusions des auteurs de ce document reposent sur les indices gonodaux de 13.739 espadons examinés dans les pêcheries espagnoles. Selon le document, c'est dans les eaux tropicales et subtropicales de l'Atlantique proches de l'équateur que le frai se produit.

Récupération des marques

Un document résumant les informations disponibles au *National Marine Fisheries Service's Cooperative Tagging Center* sur le marquage et la récupération des marques entre 1961 et août 1996 a été examiné (SCRS/96/142). Au cours de cette période, 8.825 espadons ont été marqués, en particulier dans la zone occidentale de l'Océan Atlantique nord, et 267 espadons ont été récupérés, la plupart au large des côtes est d'Amérique du nord. Toutes ces récupérations ont eu lieu au nord de 5° de latitude nord. Le temps moyen maximal observé entre le marquage et la récupération est d'un peu plus de deux ans. Le premier mouvement transatlantique d'espadon a ainsi pu être observé (2.732 milles nautiques).

Au cours de l'examen de ce document, on s'est aperçu que d'autres données sur la récupération des marques, dont certaines concernaient des marquages effectués dans l'Atlantique sud, étaient également disponibles alors qu'elles n'apparaissaient pas dans le document en question. Un déplacement de longue distance a été notamment observé entre les côtes uruguayennes et le centre de l'Atlantique sud.

Études génétiques

Deux documents décrivant l'utilisation de l'ADN mitochondrial (ADN mt) pour des fins de discrimination des stocks

ont été présentés (SCRS/96/152 et 153). Les auteurs du second document, basé sur un échantillonnage de petite taille, remettent en cause l'utilisation des résultats de l'ADN mt pour évaluer la structure du stock à une échelle plus fine que celle du bassin océanique, en raison des niveaux élevés de diversité constatés dans le génome de l'ADN mt de l'espadon. Les auteurs sont par conséquent en désaccord avec les résultats d'Alvarado Bremer *et al* qui, même si ceux-ci sont basés sur des tailles d'échantillonnages plus larges, démontrent l'existence d'une base génétique pour le stock de l'Atlantique nord et sud. Les auteurs du document SCRS/96/153 font également part de leur doute méthodologique en ce qui concerne la signification statistique des résultats d'Alvarado Bremer *et al* (1996).

Le document SCRS/96/152 (dont l'auteur principal est Alvarado Bremer) répond aux critiques du document cité ci-dessus en présentant des données additionnelles. Les auteurs de ce document expliquent notamment le raisonnement qui les a menés à la conclusion de l'existence d'une base génétique prouvant que le stock d'espadon de l'Atlantique nord est distinct de celui de l'Atlantique sud et affirment que la preuve de l'existence de populations génétiquement distinctes est concluante.

Il convient de noter que le Groupe n'a pas tenté d'évaluer de manière critique les documents présentant des différences en opposition et non résolues. Le Groupe a plutôt constaté que ces recherches en soi ne permettaient pas d'apporter une réponse claire sur la structure du stock, pour les besoins de la gestion, d'un point de vue pratique, vu la forte variabilité de l'ADN mt de l'espadon reconnu par l'ensemble des chercheurs et la difficulté de traduire les résultats des recherches génétiques en recommandations pratiques sur la structure du stock. Quoiqu'il en soit, le Groupe a conclu que ces résultats génétiques devaient être considérés comme un outil supplémentaire et non comme un diagnostic à part.

Le **Tableau 2** présente une actualisation d'un tableau qui avait été présenté dans le document SCRS/94/SWO. Ce tableau a été mis à jour avec les informations relatives à la structure du stock. Actuellement, on dispose de suffisamment de données pour rejeter l'hypothèse selon laquelle deux stocks existent au nord et au sud de 5° de latitude nord, mais la preuve de cette affirmation n'est pas robuste et d'autres divisions pourraient être également avancées.

Priorités d'évaluation

En tenant compte des informations et des données disponibles sur la structure du stock, les priorités d'évaluation ont été définies par le Groupe, comme suit :

- 1) Atlantique nord (nord de 5° de latitude nord)
- 2) Atlantique sud (sud de 5° de latitude nord)

Il convient de rappeler que les mesures de gestion sont nécessaires quelle que soit l'hypothèse de stock retenue pour les besoins de la gestion et ce, en raison des incertitudes liées aux hypothèses sur la structure du stock d'espadon.

b. Prise par taille/âge (sans distinction de sexe et spécifique du sexe)

Le Secrétariat a présenté le document SCRS/96/25 qui décrit les procédures qui ont été suivies pour actualiser la prise par taille de l'espadon pour les stocks nord et sud atlantiques. Ce document décrit également la création de la prise par taille par sexe pour l'Atlantique nord. Le Groupe a remercié les scientifiques qui ont fourni dans les délais leurs fichiers de prise par taille au Secrétariat et a félicité le Secrétariat d'avoir (1) terminé l'actualisation de la base de données et (2) élaboré une nouvelle base de données spécifique du sexe avant la session d'évaluation du stock. La disponibilité de ces données dès le début de la réunion a permis au Groupe de réaliser des analyses structurées par âge bien plus tôt que lors des dernières réunions.

Au cours des débats au sujet de la séparation entre les unités de gestion du nord et du sud, le Groupe a considéré qu'il serait utile de pouvoir distinguer les captures en utilisant des strates géographiques plus fines afin d'examiner des hypothèses alternatives au sujet de la situation géographique de la frontière entre les stocks. Lors des débats sur la prise par taille par âge, le Groupe a noté que d'importantes différences pouvaient exister dans le sex-ratio par taille entre des zones proches. Par conséquent, le Groupe d'Espèces a recommandé que les données de prise par taille et de sex-

ratio par taille soient présentées au Secrétariat par strates géographiques plus fines (si possible en carrés de 5° x 5°) que les strates utilisées actuellement.

Prise par taille et prise par âge (sans distinction de sexe)

L'actualisation des données de prise par taille consistait en une réduction du nombre de poissons en 1988 (en particulier pour l'Espagne) et en quelques autres changements apportés aux informations historiques correspondant aux changements dans les données de capture (Tâche I) présentés par plusieurs pays, en particulier par le Venezuela pour la période 1990-1992 (SCRS/96/25). Le Groupe a approuvé les procédures et a accepté les nouvelles données de prise par taille.

L'équation de croissance calculée par le SCRS en 1988 à partir de données de récupération de marques a été utilisée pour déterminer des limites mensuelles, afin d'appliquer la méthode du découpage par âge. Ces limites ont été employées pour calculer la prise par âge pour l'Atlantique nord (**Tableau 3**).

Prise par taille et prise par âge par sexe

Cette année, une prise par taille par sexe a été créée pour la première fois pour l'Atlantique nord. Toutefois, cette base de données a été considérée comme étant provisoire en raison des doutes à propos des procédures utilisées pour élaborer la prise par taille par sexe et des différences entre les procédures utilisées par les différents pays. Des estimations de prise par taille par sexe ont été présentées par les pays suivants :

- Espagne 1988-1995 : estimations réalisées à partir des sex-ratio par taille observés pour 18 strates géographiques, deux strates saisonnières et données regroupées sur toutes les années.
- Canada 1986-1995 : estimations basées sur des estimations de sex-ratio par taille obtenues à partir d'analyses de régression linéaire basées sur des données regroupées sur toute la zone et la saison (après vérification initiale des données) et sur toutes les années.
- Japon 1978-1995 : estimations à partir du sex-ratio par taille de l'Espagne.
- USA 1985-1995 : estimations basées sur le sex-ratio par taille obtenu à partir des régressions curvi-linéaires pour trois strates géographiques par an, regroupées sur toutes les saisons. Des substitutions ont été utilisées pour plusieurs strates année-zone pour lesquelles on ne disposait pas d'informations ou alors pas suffisamment.

Les procédures suivies par les scientifiques espagnols pour créer une prise par taille spécifique du sexe sont décrites dans le document SCRS/96/136. A partir des résultats présentés dans les documents SCRS/93/113, SCRS/94/126 et SCRS/95/101, on a supposé que la variation annuelle dans le sex-ratio par taille n'était pas significative, et qu'il existait des différences importantes dans la variation du sex-ratio par taille entre les différentes zones, les différents engins (palangre et filet) et entre les saisons. On a enfin supposé qu'en dessous de 126 cm, le nombre de mâles et de femelles était égal, et qu'au-dessus de 209 cm, tous les poissons étaient des femelles.

Les procédures suivies par les scientifiques canadiens pour créer une prise par taille spécifique du sexe sont décrites dans le document SCRS/96/139. L'examen visuel des données observées indique un degré élevé de ressemblance entre le sex-ratio par taille par saison et le sex-ratio par taille par zone, ainsi qu'une augmentation linéaire dans la proportion des femelles de 115 à 230 cm. On a supposé qu'en dessous de 115 cm, le nombre de mâles et de femelles était égal, et qu'au-dessus de 230 cm, tous les poissons étaient des femelles.

Les procédures adoptées par les Etats-Unis pour calculer la prise par taille par sexe sont présentées dans le document SCRS/96/150. On a considéré que les différences géographiques et annuelles dans le sex-ratio par taille entre 1991 et 1995, - des échantillonnage de taille suffisante étant disponibles pour la quasi-totalité des strates spatio-temporelles, - étaient significatives par rapport à l'analyse de 1995 dans laquelle seuls les effets de zone étaient avérés être considérés comme étant significatifs (SCRS/1995/101). Une approche de régression non linéaire a été utilisée pour

estimer, par des observations suffisantes, les proportions ajustées de femelles par taille pour les strates année-zone. Des substitutions ont été utilisées pour les strates pour lesquelles on ne disposait pas de suffisamment d'informations (en particulier avant 1991). La proportion de femelles de moins de 90 cm dans deux zones et de moins de 110 cm dans une autre zone a été calculée à partir d'une moyenne spécifique à la zone des proportions prédites par le modèle, pour les femelles d'une taille minimale. Pour les prédictions du modèle pour les tailles plus grandes, la taille retenue était de 300 cm.

Le Secrétariat a expliqué la procédure qu'il avait adoptée pour calculer la prise par taille par sexe pour toutes les autres captures réalisées en Atlantique du nord par les autres pays (c'est-à-dire tous les pays qui ne sont pas mentionnés ci-dessus). Les données de prise par taille spécifique du sexe du Canada, du Japon, de l'Espagne et des Etats-Unis ont été combinées par années, trimestres, et zones de l'ICCAT, et le sex-ratio pour chaque centimètre de catégorie a été appliqué à la prise par taille de tous les autres pays dans chaque strate zone-temps-taille. Dans la **Figure 8**, on trouvera une comparaison des prises par taille spécifique du sexe de l'Espagne, des Etats-unis et de tous les autres pays combinés, pour chaque zone de l'ICCAT, entre 1990 et 1995.

Le Groupe d'Espèces Espadon a fait part de ses préoccupations au sujet des différences entre le Canada, l'Espagne, les Etats-Unis et l'ICCAT dans (1) le calcul des estimations du sex-ratio par taille et/ou (2) leur application dans le calcul de la prise par taille. Il s'est dit également préoccupé par le fait que les approches sont suffisamment différentes pour que l'adoption de l'une ou l'autre des approches pour l'ensemble des pêcheries puisse entraîner des différences importantes dans la prise par âge qui en résulterait. Il a été recommandé qu'un Groupe de Travail soit constitué pour élaborer des approches standardisées pour le traitement du sex-ratio par taille et l'élaboration de la prise par taille par sexe. Ce groupe devrait au moins envisager (1) une stratification par zone, année, saison et/ou engin ; (2) l'emploi d'estimations observées ou ajustées du sex-ratio par taille, en particulier en raison de la vaste gamme d'échantillons de tailles disponibles ; (3) le degré d'écart entre les différentes strates spatio-temporelles et de pêche afin d'évaluer la fiabilité des substitutions entre toutes les strates, et (4) des méthodes complémentaires pour calculer la prise par taille par sexe. On a recommandé que les scientifiques de tous les pays qui possèdent des pêcheries importantes d'espadon et de tous les pays qui disposent d'informations sur le sex-ratio par taille de l'espadon participent à ce Groupe de Travail. On a demandé que les Etats-Unis président ce Groupe de Travail. On a noté que ce Groupe de Travail pourrait avoir besoin de se réunir entre les sessions afin de terminer ce travail avant la prochaine session d'évaluation du stock d'espadon.

Le Groupe a créé une prise par taille à partir de la prise par taille par sexe et de la croissance spécifique du sexe (**Tableau 4**), mais a considéré qu'elle était provisoire en raison des préoccupations mentionnées ci-dessus. Les équations de croissance spécifiques du sexe estimées dans le document SCRS/95/99 ont été utilisées pour définir des limites mensuelles spécifiques du sexe pour le découpage par âge. Le Groupe a noté des différences importantes dans les tailles par âge estimées entre les équations présentées dans le document SCRS/95/99 et les autres équations spécifiques du sexe pour l'espadon. Il a également noté l'absence d'informations sur l'Atlantique est et l'Atlantique sud dans le jeu de données de Erhardt *et al*, et a recommandé que les études sur la croissance spécifique du sexe soient poursuivies.

Le Groupe a noté que la prise par âge spécifique du sexe, qui est provisoire et regroupée (**Tableau 4**), présentait un déclin plus progressif du nombre de poissons par âge que la prise par âge non différenciée (**Tableau 3**). Cela indiquerait que les analyses qui tiennent compte du dimorphisme sexuel donnent un taux de mortalité inférieur.

c. Taux de capture

Atlantique nord

Le Groupe a examiné les données de taux de capture standardisés et spécifiques de l'âge (**Tableaux 5 et 6 ; Figures 9 et 10**) des pêcheries palangrières japonaises (SCRS/96/135), espagnoles (SCRS/96/141), américaines (SCRS/96/145) et canadiennes (SCRS/96/140) de l'Atlantique nord. Ces séries de taux de capture ont été actualisées à partir d'analyses présentées auparavant, afin de tenir compte des informations sur la capture et l'effort jusqu'en 1995.

Pour les séries temporelles japonaises, espagnoles et américaines, deux types de standardisation de taux de capture ont été effectués : 1) pour les captures dont l'âge a été déterminé avec la courbe de croissance de Gompertz pour les

deux sexes combinés et 2) pour les captures dont l'âge a été déterminé avec des équations de croissance spécifiques du sexe après séparation de la prise par sexe avec les données de sex-ratio par taille disponibles. Cette dernière approche a été retenue pour servir de base aux analyses des évaluations spécifiques du sexe. Ce travail a été effectué pour répondre à une précédente recommandation du SCRS et représente la première tentative pour tenir compte directement dans les analyses des données observées, du sex-ratio par taille provenant de différentes flottilles.

Le Groupe a noté que certains changements récents dans les caractéristiques opérationnelles et de cible des différentes flottilles, tels que l'introduction de lignes principales en nylon dans la flottille japonaise et les récents changements de cibles et de stratégies dans la flottille espagnole, n'avaient pas encore été pris en compte dans les procédures de standardisation appliquées. Ces changements pourraient entraîner des sous-estimations des taux de captures standardisés de l'Espagne dans les dernières années et des surestimations des taux de capture standardisés du Japon dans les années récentes. Le Groupe a recommandé que des efforts soient réalisés pour modéliser les effets des changements opérationnels et de cible introduits dans ces flottilles.

Le Groupe a également examiné les données de taux de capture qui ont été utilisées pour élaborer un indice de biomasse standardisé et actualisé pour l'Atlantique nord, à partir des jeux de données des Etats-Unis, du Canada, du Japon et de l'Espagne (SCRS/96/144, **Tableau 5, Figure 9**).

Les indices standardisés que l'on a envisagé d'utiliser pour calibrer la VPA et le modèle de production du stock en état de non-équilibre pour l'hypothèse de stock de l'Atlantique nord sont présentés dans les **Tableaux 5 et 6**. Les tendances de ces indices sont similaires entre les flottilles. Le Groupe a noté que les données sur les taux de capture standardisés pour les poissons de petite taille (âges 1 et 2) basés sur les analyses des données de débarquement de la flottille américaine n'était probablement pas un indicateur précis de l'abondance des poissons de petite taille après 1990. En 1991, les Etats-Unis ont mis en place une réglementation sur la taille minimale, conformément à la recommandation de l'ICCAT. Cette réglementation a entraîné une diminution du nombre des débarquements de petits poissons inférieurs à la taille minimale. En ce qui concerne les indices spécifiques de l'âge, il est probable que les valeurs des CPUE débarquées des poissons d'âges 1 et 2 aient été affectées après 1990. C'est la raison pour laquelle elles n'ont pas été retenues dans l'ajustement des modèles d'évaluation. Le Groupe a noté que les futures analyses des taux de capture d'espadon basés sur les données des observateurs dans la pêcherie américaine, fourniraient une base supplémentaire pour l'estimation des indices d'abondance standardisés spécifiques de l'âge de la flottille américaine. Le programme d'échantillonnage d'observation a été mis en place au milieu de l'année 1992 et l'on ne dispose pas encore de suffisamment de données pour relier les taux de capture observés avec les indices de taux de captures débarquées.

On pense que les taux de capture de petits poissons basés sur les déclarations de débarquement des pêcheries espagnoles, japonaises et canadiennes n'ont pas été influencés par les réglementations sur la taille minimale pour la période sur laquelle les analyses ont été réalisées. Les taux de capture des espadons des âges 1 et 2 dans les données japonaises et des poissons d'âge 1 dans les données canadiennes étaient nettement inférieurs à ceux des poissons plus âgés capturés par ces flottilles. Parmi les indices dont on dispose sur les poissons de petite taille, le Groupe a noté que les indices espagnols semblaient suivre le mieux la progression de la résistance relative des cohortes.

Le Groupe a examiné les séries temporelles standardisées du Canada, qui avaient été élaborées pour la première fois pour la réunion d'évaluation du stock d'espadon de 1994. Les séries présentaient des modèles en corrélation entre les âges supposés présentés dans les indices. Il est possible que la méthode utilisée pour déterminer la taille et l'âge de la CPUE canadienne n'aient pas séparé de façon adéquate les séries par âge. On a déterminé l'âge des CPUE standardisées en utilisant l'algorithme standard de découpage des âges élaboré par l'ICCAT pour l'espadon, qui a été appliqué aux autres indices spécifiques de l'âge de la flottille. En revanche, la taille a été déterminée avec les mêmes données de fréquence de taille que celles qui avaient été utilisées pour déterminer la taille dans les données de capture canadiennes. Ce n'est pas cette procédure qui a été utilisée pour les séries de CPUE de l'Espagne et des Etats-Unis. Dans ces séries, la taille a en effet été déterminée à partir des données d'observation des distributions de tailles des poissons par débarquement, utilisées dans l'analyse. Cette procédure est celle qui a été appliquée à l'analyse des données japonaises. Le Groupe a recommandé l'emploi de données individuelles de prise par taille par sortie en mer dans l'analyse de la CPUE, dans la mesure où ces données sont disponibles. Etant donné que les données canadiennes de prise par taille ne sont collectées au niveau des sorties en mer que depuis 1994, il n'a pas été possible d'utiliser cette approche pour l'analyse de la CPUE. Le Groupe a recommandé qu'une analyse comparative qui utilise les deux méthodes de détermination de la taille pour classer les données par sortie en mer, soit réalisée pour la prochaine évaluation. Pour cela, on disposera en effet d'au moins 4 années de données d'effort et de taille, spécifiques du bateau.

Atlantique Sud

Le Groupe a examiné les CPUE standardisées pour l'Atlantique sud des palangriers japonais (SCRS/96/146), taïwanais (SCRS/96/148), brésiliens (SCRS/96/151) et espagnols (SCRS/96/141). Les séries brésiliennes et japonaises étaient exprimées en poids. En revanche, les séries espagnoles et taïwanaises étaient exprimées en nombres de poissons (spécifiques de l'âge dans le cas de l'Espagne). Au cours de la réunion, le Groupe d'Espèces a évalué une analyse de la tendance de la CPUE standardisée de la flottille Brésil-Taïwan (voir **Appendice 3**).

La CPUE standardisée de la biomasse des palangriers japonais a été estimée à partir d'observations obtenues principalement dans l'Atlantique sud-est. La série indique une légère tendance à la hausse, voire une tendance à la stabilité, à la fin des années 70. En revanche, depuis le milieu des années 80, la tendance est à la baisse. Le modèle retenu pour cette standardisation tenait compte d'un terme d'interaction année-trimestre. Le Groupe a examiné l'effet de ce terme d'interaction dans la modélisation de la tendance historique de la CPUE. Les CPUE standardisées par trimestre qui ont été calculées au cours de la réunion n'indiquaient aucune différence claire dans la tendance : le Groupe en a conclu que le terme d'interaction trimestre/année avait une influence mineure sur la série temporelle de la CPUE.

La CPUE standardisée de la pêche palangrière taïwanaise pour l'ensemble de l'Atlantique sud a été calculée à partir de la base de données Tâche II de l'ICCAT (document SCRS/96/148). Les données disponibles ne comprenaient que des informations jusqu'en 1992 et étaient différentes des données provenant de la base de données utilisée lors des Journées d'Etudes sur le germon de 1996 (Taïpei). Le Groupe a noté que la couverture géographique de la base de données sur le germon était plus étendue que celle qui avait été utilisée dans le document SCRS/96/148, en particulier pour les années 1991 et 1992. Pour la série de CPUE taïwanaise, un déclin a été observé au début des années 70, suivi d'une hausse à la fin des années 70, puis d'une baisse progressive jusqu'à la fin des années 80, suivie d'une augmentation rapide au début des années 90. On sait qu'une partie de la flottille taïwanaise visait l'espadon à la fin des années 80 et au début des années 90 dans l'Atlantique sud. Il est tout à fait possible que l'augmentation observée dans les taux de capture au début des années 90 soit due à ce changement de cible. On a fait remarquer que les modèles de CPUE résultant des données taïwanaises étaient tout à fait différents de ceux qui avaient été présentés lors des précédentes évaluations de stock. On ne connaît pas encore très clairement les raisons de ces différences et le Groupe a décidé qu'en l'absence d'un scientifique taïwanais, il était préférable de ne pas utiliser ces données dans les procédures d'ajustement du modèle d'évaluation. Le Groupe a également insisté sur la nécessité de réaliser des recherches supplémentaires afin d'évaluer les effets des changements de stratégies de pêche sur les modèles de CPUE et a recommandé que ces recherches soient effectuées avant la prochaine session d'évaluation.

La CPUE standardisée en poids des palangriers brésiliens a été calculée à partir des données de la flottille basée à Santos qui capture une très grande proportion d'espadons au Brésil (SCRS/96/151). Ces données sont disponibles pour les périodes 1986-1989 et 1992-1995. Ces données couvrent la zone située au large du Brésil (20-40° sud, 20-50° ouest). Il s'agit donc d'une zone moins étendue que les zones de pêche d'autres pays qui pêchent dans l'Atlantique sud. La CPUE de la flottille basée à Santos indique des tendances à la hausse au cours des deux périodes et le niveau observé en 1995 est environ deux fois plus élevé que celui de 1986. La flottille basée à Santos visait des requins au cours de la première période et aurait commencé à viser d'autres espèces en 1994. Toutefois, la cible est encore mélangée et assez variable dans les années les plus récentes. La standardisation tenait compte de l'effet de l'introduction de la palangre de surface qui vise l'espadon. En revanche, elle n'a pas pu tenir compte du changement de stratégie opérationnelle dans la palangre traditionnelle, c'est-à-dire de facteurs tels que le temps d'opération ou le type d'appât utilisé. Le Groupe a reconnu la nécessité de réaliser des analyses supplémentaires qui tiennent compte des stratégies de ciblage des requins, des thonidés et des espadons. Le Groupe d'Espèces Espadon a noté que l'analyse tenait compte de l'emploi de la palangre de surface et de la palangre traditionnelle, mais qu'elle n'avait peut-être pas tenu compte de façon adéquate de l'effet de l'apprentissage de cet engin ou du ciblage des requins, des thonidés ou des espadons. Le Groupe a donc recommandé que ces effets soient examinés en analysant les modèles spécifiques de taux de capture par bateau, lorsque cela s'avérera possible.

La CPUE espagnole standardisée en nombre et spécifique de l'âge pour l'espadon de l'Atlantique sud a été calculée pour la période 1989-1995 (SCRS/96/141). La CPUE des poissons d'âge 1 indique une tendance à la hausse sur la période observée. Quant à la CPUE des âges 5 +, elle n'indique aucune tendance apparente. La CPUE des poissons des âges 2 à 4 a diminué jusqu'en 1993, puis a augmenté. Les zones de pêche dans l'Atlantique sud sont relativement nouvelles pour la flottille espagnole. A partir de 1994, la flottille s'est également déplacée des eaux tropicales de l'est de l'Atlantique sud vers les eaux tempérées de l'ouest (SCRS/96/138). Il semble qu'au cours des premières années de

la série temporelle, la flottille espagnole ait cherché à adopter de meilleures stratégies de pêche dans les nouvelles zones de pêche, ce qui aurait pu influencer les modèles de CPUE observés. La CPUE espagnole dans l'Atlantique sud ayant été calculée en nombre de poissons par unité d'effort, le poids moyen des captures de la flottille espagnole dans la région a été utilisé pour calculer des séries de CPUE à partir de la biomasse afin de les utiliser dans les analyses du modèle de production pour l'Atlantique sud.

Au cours de la réunion, la CPUE standardisée en poids de la flottille Brésil-Taïwan a été calculée pour la période 1991-1995 (**Appendice 3**). Le Groupe d'Espèces Espadon s'est félicité des progrès réalisés dans l'analyse de ces données. Le Groupe a suggéré que le taux élevé de capture observé en 1991 pouvait s'expliquer en partie par le nombre relativement peu élevé d'observations réalisées en 1991 par rapport aux années suivantes. Le modèle de CPUE indiquait une tendance à la baisse entre 1992 et 1995. Le Groupe a considéré que les progrès réalisés dans l'analyse de ces données étaient importants. Toutefois, il a fait part de ses inquiétudes quant aux effets possibles du déplacement de la cible sur les séries de taux de capture. Le Groupe a recommandé que l'effet du ciblage soit recherché et qu'une analyse actualisée soit présentée à la prochaine session d'évaluation.

La comparaison entre les séries de CPUE des différentes flottilles a été réalisée pour l'ensemble de l'Atlantique sud et pour la petite zone située au large du Brésil (**Figure 11**) car les CPUE des flottilles brésiliennes et Brésil-Taïwan ne couvraient que les eaux situées au large du Brésil et pouvaient indiquer les changements locaux d'abondance. Pour les besoins de la comparaison, on a calculé la CPUE standardisée de Taïwan dans les eaux situées au large du Brésil. Il est possible que les CPUE du Japon, de Taïwan et de l'Espagne (converties en CPUE de la biomasse) reflètent l'abondance du stock de l'ensemble de l'Atlantique sud. Il existe des différences claires dans les tendances entre les CPUE du Japon et de Taïwan, en particulier à partir du milieu des années 80 lorsque la tendance présente une corrélation négative. Toutefois, la tendance entre le Japon et l'Espagne est relativement similaire, à l'exception des deux ou trois dernières années. Dans les eaux situées au large du Brésil, la tendance de la CPUE du Brésil est semblable à celle de Taïwan entre 1986 et 1989, alors que les CPUE du Brésil et de la flottille Brésil-Taïwan indiquent une tendance opposée. La série de taux de capture appliquée au modèle de production de l'Atlantique sud est présentée dans le **Tableau 7** et la **Figure 11**.

Commentaires généraux

Comme dans le précédent rapport, le Groupe a remarqué qu'il était possible que les changements dans la capturabilité spécifique de l'âge, qui ne sont pas détectés dans les modèles actuels utilisés pour standardiser la CPUE, puissent entraîner une variation dans les résultats de l'évaluation des stocks. Dans certains cas, des changements stratégiques ou opérationnels introduits dans les méthodes de pêche, comme l'introduction de lignes principales en nylon dans la flottille palangrière japonaise, affectent probablement les modèles de taux de capture mais on ne peut pas encore en tenir compte dans les procédures de standardisation. Les effets d'une pêche plus ou moins intense peuvent refléter des différences dans la capturabilité. On ne connaît pas très bien l'ampleur de cette variation, dans la mesure où cela dépend du degré et de la direction du changement dans les capturabilités spécifiques de l'âge, si changement il y a. Augmenter ou diminuer la capturabilité par âge non standardisée dans les analyses pourrait favoriser des visions trop optimistes ou au contraire trop pessimistes des tendances par âge. Même s'il est possible qu'un ou deux types de changements dans la capturabilité soient pris en compte dans les différentes séries de la CPUE, les analyses du modèle résiduel conduites jusqu'à ce jour n'ont pas permis l'identification d'indications conséquentes des tendances dans la capturabilité sur l'ensemble des séries étudiées. Toutefois, une étude plus approfondie est nécessaire pour évaluer les facteurs additionnels (changements "micro- échelle", facteurs bio-économiques et autres facteurs).

Il est également possible que les indices spécifiques de l'âge de chaque flottille ne soient pas indépendants. Ceci peut se produire si, par exemple, des taux de capture élevés d'un groupe d'âge réduisent la possibilité de capturer les poissons des autres groupes d'âge. Si les indices spécifiques de l'âge ne sont pas indépendants, il pourrait être plus approprié de les combiner dans un indice simple et d'estimer les sélectivités relatives pour chaque année à partir des captures partielles.

d. Paramètres de population

Un nouveau document sur la biologie de l'espadon a été examiné. Le document SCRS/96/142 présentait une

actualisation des indices gonodaux de l'espadon ainsi que des données sur la distribution du frai. Les zones échantillonnées étaient plus étendues que dans les études antérieures. Le document conclue que les femelles qui présentent des gonades matures ou qui se trouvent en période de frai font l'objet d'une large distribution dans les zones tropicales et subtropicales de l'Atlantique. Ce document suggère également la possibilité de l'existence d'une continuité entre les zones de frai observées. Les zones de frai pourraient être liées aux isothermes sous les eaux de surface.

Le Groupe a exprimé sa préoccupation au sujet de l'utilisation du modèle de croissance spécifique du sexe dans le document SCRS/96/99. Les paramètres de croissance doivent être élaborés à une échelle plus grande et avec des échantillonnages d'une taille supérieure. Un groupe de travail, composé de plusieurs scientifiques, devra se charger de ce travail. La validation de l'âge étant douteuse, une analyse supplémentaire est nécessaire à partir d'un échantillonnage plus grand. En outre, les différentes courbes de croissance doivent être comparées.

e. Modèles de production du stock

Documents présentés

Le Groupe a examiné trois documents de travail relatifs aux modèles de production. Le document SCRS/96/111 présente les spécifications mathématiques d'un modèle de production structuré par âge. Le document SCRS/96/130 développe la formule présentée dans le document SCRS/96/111, dont l'objectif principal consistait à améliorer l'approche ASPM pour l'adapter aux pêcheries multiples et pour adapter les fonctions recrue-reproducteur de type Beverton-Holt et Ricker. Les résultats de l'application de la formule ASPM aux données de l'espadon sont également présentés dans le document SCRS/96/130. Le document SCRS/96/143 expose une analyse des données relatives au stock-recrutement à partir de l'évaluation du cas de base de l'espadon de 1994 structurée par âge ainsi qu'une analyse de plusieurs formulations du modèle de matrice de ces données pour évaluer le niveau probable de la taille du stock auquel le niveau maximal net de productivité (*Maximum Net Productivity Level* - MNPL), (pris comme recrues par reproducteur) pourrait être atteint pour l'espadon. L'analyse indique que le MNPL pourrait être atteint à des niveaux relatifs d'abondance du stock supérieurs à 0,5 K (K représentant la capacité de transport). Alors que l'étude présentée dans le document SCRS/96/143 indiquait que le MNPL (en termes d'abondance) pourrait être atteint à des niveaux supérieurs à 0,5 K, le Groupe a noté qu'il n'était pas évident que cette relation existe si elle était exprimée en termes de biomasse relative du stock reproducteur. Le Groupe d'Espèces a demandé que le niveau maximal net de productivité exprimé en termes de biomasse soit évalué pour l'espadon avec les méthodes décrites dans le document SCRS/96/130.

Méthodes

En appliquant les modèles de production à l'espadon de l'Atlantique nord, le Groupe a utilisé le modèle ASPIC (dynamique, en état de non-équilibre) déjà adopté par le SCRS pour diverses espèces, y compris pour l'espadon. Le Groupe a également appliqué le modèle de production structuré par âge (ASPM) présenté dans les documents SCRS/96/111 et SCRS/96/130 pour les essais de sensibilité. Le Groupe a également appliqué un modèle de production généralisé en état de non équilibre, avec un paramètre de biais ($m = 1,1881$) fixé à un niveau qui correspond au niveau maximal net de productivité estimé (en biomasse) qui pourrait être atteint à un niveau qui correspondrait à 0,4 K. Le Groupe a choisi ce chiffre d'après les résultats des ajustements de l'ASPM, en tenant compte du fait qu'il disposait de trop peu d'informations sur les taux de capture de l'Atlantique nord et sur les séries temporelles de capture pour permettre une estimation simultanée dans la procédure d'ajustement en état de non-équilibre du paramètre additionnel (m) et des valeurs de r , PME , et q . Le Groupe a également envisagé l'utilisation d'un ou de plusieurs modèles équilibrés, mais a finalement rejeté cette option car ces méthodes sont de plus en plus critiquées dans des publications consacrées à la pêche par des scientifiques de même niveau (Sissenwine, 1978 ; Hilborn & Walters, 1992). Il a été démontré que de tels modèles pouvaient tendre à surestimer les valeurs PME et F_{PME} lorsqu'ils étaient utilisés pour analyser des populations en état de déclin.

Les données utilisées dans le modèle de production ASPIC et dans le modèle de production généralisé incluaient la capture totale déclarée de l'Atlantique nord entre 1950 et 1995, y compris les rejets (**Tableau 1**) et l'indice de CPUE de la biomasse présenté dans le document SCRS/96/144 (voir section 2.c, **Tableau 5** et **Figure 9**). Les données utilisées dans les essais de sensibilité avec le modèle ASPM comprenaient la capture totale de l'Atlantique nord déclarée entre 1950 et 1955, rejets compris, et les données de taux de capture adoptées pour la VPA du cas de base sans

distinction de sexe. Le modèle ASPM exige des sélectivités spécifiques de l'âge. Pour les analyses de sensibilité, deux modèles de ce type ont été utilisés. Dans un cas, le modèle de sélectivité était basé sur le modèle estimé à partir de l'application d'une procédure d'analyse de population séquentielle basée sur la longueur, présentée lors d'une session antérieure d'évaluation du stock (SCRS/94/116), pour une population présentant une structure supposée d'âge 10 (le dernier groupe d'âge supposé était un groupe dit *plus*). Dans l'autre cas, les sélectivités spécifiques de l'âge provenaient de la VPA du cas de base sans distinction de sexe, pour une population d'une structure supposée d'âge 5 (le dernier âge étant également un groupe *plus*). Le modèle ASPM exige également une hypothèse fonctionnelle stock-recrue. Une fonction de recrutement de stock de type Ricker, basée sur des essais réalisés avec les données de l'espadon, avec des paramètres estimés dans la procédure d'ajustement de l'ASPM, a été adoptée par le Groupe pour ces essais de sensibilité.

En plus du modèle ASPIC qui a été utilisé pour analyser la composition du stock d'espadon de l'Atlantique nord, des analyses similaires ont également été menées pour l'Atlantique sud et pour l'Atlantique entier (Atlantique nord et sud combinés). Le cas de base pour l'évaluation du stock de l'Atlantique nord utilisait les données de capture de la période 1950-1995. Comme pour l'évaluation de 1994, la biomasse de 1950 (biomasse de départ) a été contenue à $1,75 \times B_{PME}$ (équivalant à $0,875 \times K$). Lors de l'évaluation de 1994, de nombreuses analyses de sensibilité avaient été réalisées pour évaluer la sensibilité à ce facteur et à d'autres facteurs. Ces essais avaient permis de conclure que les résultats de cette évaluation n'étaient pas affectés par cette hypothèse. Pour le cas de base de l'Atlantique sud, on a utilisé les données de capture de la période 1960-1995 et deux indices de capture par unité d'effort basés sur la biomasse, un pour la flottille japonaise et l'autre pour la flottille espagnole (**Tableau 7 et Figure 11**).

Résultats

Atlantique nord

ASPIC : Les résultats du cas de base de l'Atlantique nord, que le Groupe a considéré comme étant la meilleure estimation, sont indiqués dans le **Tableau 8** et les **Figures 12 et 13**. Les résultats indiquent que le stock était, au début de l'année 1996, fortement inférieur à la biomasse associée à la production maximale équilibrée (PME) ($B_{96} = 0,58 \times B_{PME}$) et que le taux de mortalité par pêche en 1995 était environ deux fois plus élevé que le taux que pourrait produire la PME ($F_{95} = 2,04 \times F_{PME}$).

Les analyses de sensibilité à partir d'hypothèses légèrement différentes (par exemple une biomasse de départ égale à $2,0 \times B_{PME}$) ont donné des résultats similaires à ceux des analyses présentées au cours de la session d'évaluation de 1994. Ces résultats ne sont donc pas répétés dans le présent rapport. Les résultats de l'évaluation du modèle de production du cas de base semblent résister à un grand nombre d'hypothèses. L'analyse de sensibilité présentée dans le **Tableau 8** pour l'Atlantique nord diffère du cas de base seulement en ce qui concerne les débarquements déclarés de la période 1991-1995 qui ont été multipliés par 1,15 pour traduire l'hypothèse avancée par le Groupe selon laquelle les débarquements récents auraient été substantiellement sous-déclarés. Comme prévu, cette situation se traduit par une vision plus pessimiste de l'état actuel du stock, en particulier en ce qui concerne la production de remplacement de 1996, qui pourrait être aussi peu élevée que 9.400 TM.

ASPM : Les résultats des essais de sensibilité du modèle ASPM correspondent à ceux du cas de base avec le modèle ASPIC (**Figure 14**). Le Groupe a noté que les statistiques relatives n'étaient pas directement comparables aux résultats de l'ASPIC car les résultats de l'ASPM sont en effet exprimés par rapport aux mesures de la biomasse du stock reproducteur alors que les résultats de l'ASPIC sont relatifs à la biomasse exploitable (dans la mesure où la structure de l'âge n'a pas été modélisée dans cette procédure). Dans les ajustements de l'ASPM, le modèle estime que le stock reproducteur (pris comme biomasse de l'âge 5 +) était, au début de l'année 1996, fortement en-deçà du niveau optimal (entre $0,48$ et $0,58 \times SS_{BPM}$) et que le taux de mortalité par pêche (sur la biomasse des âges 5 +) était également entre 2 et 2,5 fois plus élevé que le taux que pourrait produire la PME (voir **Figure 14**). Le Groupe a noté que la fonction sous-jacente de production en condition d'équilibre pour la mise en place de l'ASPM n'était pas forcément symétrique (comme c'est le cas pour le modèle ASPIC) et que les résultats analytiques actuels pour l'espadon suggéraient que les productions maximales équilibrées avaient lieu à des niveaux de stock reproducteur d'environ 40% de K. Le Groupe a noté que la formulation de l'ASPM utilisée permettait de tenir compte de plusieurs pêcheries avec des sélectivités différentes. Le Groupe Espadon a recommandé que les recherches sur l'application de l'ASPM aux données spécifiques des pêcheries soient poursuivies pour la prochaine réunion d'évaluation.

Modèle de production généralisé : Le test de sensibilité du modèle de production généralisé ajusté aux données sur l'espadon de l'Atlantique nord avec un paramètre de biais (m) fixé à 1,1881 a donné une estimation ponctuelle un peu plus optimiste de l'état du stock en 1996 que le modèle de production du cas de base ou les sensibilités de l'ASPM. Le modèle estimait qu'au début de l'année 1996, la biomasse exploitable était d'environ 73% de celle qui pourrait produire la PME ($B_{96} = 0,73 \times B_{PME}$) et que le taux de mortalité par pêche en 1995 était environ 1,5 fois plus élevé que le taux que pourrait produire la PME. On a noté que ces statistiques se trouvaient dans des intervalles de confiance d'environ 80% estimés à partir de processus itératifs d'ajustement du modèle de production ASPIC du cas de base.

Atlantique Sud

Les résultats provisoires du cas de base pour l'Atlantique sud sont indiqués dans le **Tableau 8** et la **Figure 15**. Le modèle indique qu'au début de l'année 1996, le stock était proche de la biomasse associée à la PME ($B_{96} = 0,99 \times B_{PME}$) mais que le taux de mortalité par pêche en 1995 était supérieur d'environ 24% au niveau optimal correspondant ($F_{95} = 1,24 \times F_{PME}$). Toutefois, le Groupe a noté que cette analyse était provisoire. C'est la première fois qu'une évaluation quantitative est présentée pour l'Atlantique sud et le Groupe n'a pas disposé de suffisamment de temps pour réaliser un examen exhaustif des indices de CPUE utilisés qui provenaient des pêcheries palangrières japonaises et espagnoles. En outre, d'autres indices de CPUE pour l'Atlantique sud risquent d'être prochainement disponibles (par exemple pour les pêcheries Brésil-Taïwan).

Trois essais de sensibilité ont été réalisés pour le stock de l'Atlantique sud. Le Groupe a noté que l'estimation de r pour l'analyse du cas de base de l'Atlantique sud ($r = 0,788$) était bien supérieure au niveau estimé pour l'analyse du cas de base de l'Atlantique nord ($r = 0,425$). Par conséquent, r a été fixé à 0,425 dans le premier essai de sensibilité. Le résultat a été une diminution de la PME et de la production de remplacement et une augmentation du ratio de mortalité par pêche de 1995. La deuxième analyse de sensibilité excluait les données de CPUE japonaises antérieures à 1980 car il semble que les zones de pêche aient été très différentes avant 1980 (et les taux de capture sont anormalement faibles). La troisième analyse de sensibilité incluait l'ensemble de la série temporelle de CPUE japonaise mais excluait la série temporelle japonaise, qui est bien plus courte et qui ne s'applique qu'aux années récentes (**Figure 11**). Les deux dernières analyses de sensibilité ont donné une vision un peu plus pessimiste de l'état actuel du stock par rapport au cas de base. En ce qui concerne l'analyse qui excluait la série temporelle espagnole, cela n'est pas surprenant car les données espagnoles indiquent une augmentation modérée de la CPUE ces dernières années, alors que l'indice japonais indique une diminution modérée (**Tableau 7 et Figure 11**). Ces analyses et d'autres analyses (qui ne sont pas présentées dans les tableaux ci-après) de sensibilité indiquent que le cas de base pourrait quant à lui, présenter une vision un peu trop optimiste de l'état actuel du stock d'espadon dans l'Atlantique sud. Le Groupe a insisté sur la nature préliminaire de ces analyses en raison des incertitudes sur les données indépendantes des pêcheries. Toutefois, toutes les analyses indiquent que le taux actuel de mortalité par pêche dépasse les niveaux optimaux et qu'il doit être réduit si l'on veut rétablir le stock d'espadon et le maintenir à des niveaux de biomasse qui peuvent supporter la PME.

Atlantique entier

Un passage préliminaire a été exécuté pour l'Atlantique nord et l'Atlantique sud combinés (**Tableau 8**), en particulier pour les besoins de l'illustration. Les estimations ponctuelles de la production maximale de remplacement (19.710 TM) pour l'Atlantique entier étaient inférieures à la somme des estimations ponctuelles de la production maximale équilibrée réalisées à partir des passages du cas de base pour l'Atlantique nord et l'Atlantique sud (13.000 TM et 14.220 TM respectivement). Toutefois, cette valeur se trouvait bien dans la limite des intervalles combinés de confiance. Les résultats indiquent que le stock de l'Atlantique entier se trouvait, au début de l'année 1996, à environ 74% du niveau associé à la production maximale équilibrée ($B_{96} = 0,74 \times B_{PME}$) et que le taux de mortalité par pêche en 1995 était plus de deux fois supérieur au niveau qui produit la PME ($F_{95} = 2,31 \times F_{PME}$).

Autres détails sur les essais de sensibilité pour les modèles de production

ASPIC : Passages de sensibilité

La procédure utilisée pour réaliser les essais de sensibilité était plus ou moins similaire à celle qui avait été retenue

pour la précédente évaluation (1994). Au total, 46 années de données de capture (1950-1995) ont été utilisées dans les analyses de l'Atlantique nord et de l'Atlantique entier, et 36 années ont été utilisées dans les passages de sensibilité de l'Atlantique sud (1960-1995). Pour chaque analyse de sensibilité, un certain nombre d'estimations de départ ont été exécutées pour s'assurer de l'absence de fausse convergence. Des intervalles de confiance d'environ 80% ont été calculés à partir de 700 à 1000 essais de bootstrapping. Les essais de sensibilité qui ont été réalisés pour la présente évaluation et pour l'évaluation précédente (de 1994) indiquaient un niveau plus élevé de résistance par rapport aux conditions examinées, en particulier pour l'Atlantique nord. Le Groupe Espadon a conclu que les résultats du cas de base étaient raisonnablement résistants aux hypothèses relatives aux paramètres d'entrée, bien qu'ils puissent être sensibles aux changements importants dans les données d'entrée dépendantes des pêcheries (captures déclarées et indices de CPUE).

ASPM : Spécifications

On disposait au total de 46 années de données de capture (1950-1995). Dans les passages du cas 1, les sélectivités spécifiques de l'année par groupe d'âge couvraient des groupes d'âges 1 à 10 + entre 1965 et 1995, avec des sélectivités de l'année 1965 supposées pour toutes les années antérieures à cette époque. Ces sélectivités se basaient sur celles qui ont été estimées dans une analyse de population séquentielle basée sur la longueur et telles qu'elles avaient été utilisées dans des études de simulation présentées précédemment au SCRS (voir document SCRS/94/116). Dans les passages du cas 3, les sélectivités spécifiques de l'année par groupe d'âge, qui étaient les mêmes que celles de la VPA du cas de base, couvraient les années 1978 à 1995, avec les sélectivités de l'année 1978 supposées pour toutes les années antérieures à cette époque.

Les deux cas utilisaient 17 indices d'abondance, comme suit : palangriers des Etats-Unis : âges 1 à 2 de 1981 à 1990 et âges 3 à 5 de 1981 à 1995 ; palangriers espagnols : âges 1 à 5 de 1983 à 1995 ; palangriers japonais : âges 3 à 5 de 1978 à 1995 ; et palangriers canadiens : âges 2 à 5 de 1988 à 1995. Les indices du cas 1 utilisaient des sélectivités par âge pour 10 groupes d'âges et le cas 3 utilisait 5 groupes d'âges, avec une sélectivité totale ayant lieu pour les âges les plus avancés pour chaque cas.

Les poids par âge utilisés comme données d'entrée au début de l'année pour le cas 1 étaient 6,16 ; 15,11 ; 29,23 ; 47,53 ; 67,98 ; 88,49 ; 107,45 ; 123,72 ; et 165,85, respectivement pour les âges 1 à 10 +. Les poids par âge utilisés comme données d'entrée au milieu de l'année étaient 9,98 ; 21,55 ; 37,97 ; 57,63 ; 78,35 ; 98,24 ; 116,04 ; 131,19 ; et 143,59, respectivement pour les âges 1 à 10 +. Les poids par âge utilisés comme données d'entrée au début de l'année pour le cas 3 étaient 6,16 ; 15,11 ; 29,23 ; 47,53 ; et 121,257, respectivement pour les âges 1 à 5 +. Les poids par âge utilisés comme données d'entrée au milieu de l'année étaient 9,98 ; 21,55 ; 37,97 ; 57,63 ; et 127,913, respectivement pour les âges 1 à 5 +. Dans les deux cas, on a supposé que la mortalité naturelle était constante entre les âges, à 0,2. On a supposé que la fécondité était proportionnelle aux poids par âge au début de l'année.

Dans les deux cas, on a supposé que la relation sous-jacente entre la biomasse du stock reproducteur et le recrutement suivait la fonction de type Ricker. On a supposé que la fonction objective de l'ajustement avait une structure de distribution lognormale de l'erreur, avec une pondération égale entre les indices d'abondance.

Des intervalles de confiance d'environ 80% élaborés autour des quantités et trajectoires estimées étaient basés sur 1000 passages bootstrap.

Conséquences des résultats du modèle de production sur la gestion

Bien qu'il existe indubitablement des hypothèses plus extrêmes qui pourraient produire des estimations différentes, les analyses du modèle de production ont révélé un niveau élevé de résistance aux facteurs examinés. Les analyses réalisées par le Groupe pour l'Atlantique nord indiquent qu'il est très probable que le taux optimal de mortalité par pêche ait été dépassé - sans doute dans une forte proportion - à partir du milieu des années 80, et que le stock soit très en dessous de son niveau optimal puisqu'il se situerait autour de 58% de B_{PME} au début de l'année 1996.

Certaines stratégies de gestion sont suggérées par la théorie du modèle de production. En présence de certaines variabilités dans les captures, la production et la taille du stock sont théoriquement plus stables lorsque le stock est

maintenu au-dessus de B_{PME} . Le cas échéant, des captures qui seraient supérieures à la production de remplacement pendant un an réduiraient la taille du stock. En revanche, tant que la taille du stock est maintenue en-deçà de B_{PME} , une augmentation de la production excédentaire est prévisible pour contrecarrer dans une certaine mesure les ponctions croissantes. Si au contraire, la biomasse du stock était maintenue en-deçà de B_{PME} , un dépassement de la production de remplacement, même pendant une seule année, pourrait se traduire par une réduction non seulement de la taille du stock mais aussi de la production de remplacement. La production de remplacement de l'année suivante serait donc également inférieure. Afin de maintenir le stock à un niveau supérieur à B_{PME} , la production annuelle moyenne doit être inférieure à la PME et F doit rester en-deçà de F_{PME} . Cela peut également être souhaitable pour d'autres raisons, qui sont exposées dans le paragraphe ci-après.

Plusieurs repères de gestion ont été proposés à partir des modèles de production. Il a été démontré dans plusieurs articles publiés, qu'en présence de variabilité dans l'environnement, la production *constante* maximale équilibrée est toujours inférieure à la production *moyenne* maximale équilibrée. Il a également été démontré qu'une politique de gestion basée sur le contrôle de l'effort de pêche (ou ce qui revient au même, sur le taux de mortalité par pêche) est plus résistante qu'une politique basée sur le contrôle des captures. En effet, si le stock tombe en-deçà de son niveau prévu (en raison de la variabilité de l'environnement, de maladies ou de captures non déclarées), une politique qui pourrait contrôler l'effort se traduirait par une baisse des captures. En revanche, une capture constante se traduirait par une augmentation du taux de mortalité par pêche. Une récente publication (FAO, 1993) affirme que F_{PME} devrait être considérée en tant que point de référence limite (c'est-à-dire en tant que niveau à ne jamais dépasser). Le rapport suggère plusieurs niveaux de cible inférieurs à F_{PME} .

Toutefois, les trois types de modèles de production qui ont été examinés au cours de cette session d'évaluation contiennent des implications très différentes au niveau de la gestion d'un stock qui fait l'objet d'un taux de mortalité par pêche élevé et dont la biomasse est faible (c'est-à-dire une mortalité par pêche substantiellement supérieure à la valeur F_{PME} avec une biomasse inférieure à B_{PME}) en fonction du degré de symétrie dans la relation production-effort (**Figure 16**). Les courbes production-effort qui sont symétriques ou presque par rapport à F_{PME} , impliquent un déclin rapide de la production équilibrée lorsque F augmente au-delà de F_{PME} . Toutefois, l'emploi de modèles alternatifs tels que le modèle de production généralisé avec un paramètre de la forme égal à $m < 2$ implique une diminution bien moins rapide dans les productions équilibrées. En raison des incertitudes au sujet de la forme du modèle de production, le Groupe a préféré les résultats du modèle de production pour la gamme intermédiaire de taille de stock et a préféré écarter les cas où F est estimé être bien inférieur à F_{PME} et où la biomasse est très inférieure à B_{PME} . C'est la raison pour laquelle le Groupe a décidé d'interrompre les projections du modèle de production du stock lorsque la biomasse tombait à des niveaux extrêmement faibles (c'est-à-dire environ $0,2 \times B_{PME}$).

f. Analyses des populations virtuelles (VPA)

Les analyses des populations virtuelles ont été réalisées dans l'hypothèse du stock Atlantique nord. Cette année à nouveau, les VPA ont été calibrées à une série d'indices d'abondance dérivés des taux de capture standardisés utilisant le cadre ADAPT (pour les détails, on se reportera aux travaux de Powers et Restrepo de 1992). Deux programmes de VPA par ADAPT étaient disponibles : une version APL mise au point par Gavaris et une version Fortran mise au point par Porch. Les données des deux programmes ont été comparées en ce qui concerne le cas de base et plusieurs essais de sensibilité. Dans tous les cas, les résultats étaient similaires et confirmaient l'intégrité informatique du logiciel, et que les données avaient été correctement enregistrées. Les petites différences observées entre les programmes ont été attribuées aux différents algorithmes utilisés. En outre, le programme mis au point par Porch a permis de répéter la précédente évaluation du cas de base.

Analyses des populations virtuelles à partir des données de capture par âge sans distinction de sexe (cas de base)

Méthodes

Les VPA présentées dans ce chapitre utilisent des données de prise par âge dérivées sans distinction de sexe (voir paragraphe 2.b). La VPA du cas de base a été calibrée avec 17 indices. Certains de ces indices avaient d'ailleurs déjà été utilisés dans la précédente évaluation, notamment les indices des âges 1, 2, 3, 4 et 5 + des flottilles palangrières des Etats-Unis et de l'Espagne et d'un indice d'âge 5 + de la flottille japonaise. Les nouveaux indices comprenaient

ceux des âges 3 et 4 de la flottille palangrière japonaise et ceux des âges 2, 3, 4 et 5 + de la flottille palangrière canadienne (**Tableau 5 et Figure 9**). Deux années ont été exclues par rapport à la dernière évaluation du stock d'espadon et 18 indices de données ponctuelles ont été ajoutés (2 années x 9 indices) par rapport aux indices utilisés dans la précédente évaluation. Ces données, ajoutées aux nouveaux indices, représentent 68 indices de données ponctuelles supplémentaires, soit une augmentation de quasiment 40%. Le Groupe a utilisé la plus grande flexibilité permise par la situation pour assouplir certaines des hypothèses du modèle et estimer davantage de paramètres dans le cadre du modèle.

Les spécifications de la VPA du cas de base étaient semblables à celles des précédentes évaluations à l'exception de deux altérations : a) on n'a pas utilisé de repondération itérative et b) les transformations logarithmiques des indices ont été employées à partir des résultats des passages de sensibilité présentés ci-dessous. Le modèle a été exécuté pour les âges 1 à 5 + sur la période 1978-1995 avec un taux instantané de mortalité naturelle de 0,2 par an pour toutes les années et pour tous les âges. Les taux de mortalité par pêche de l'année terminale ont été estimés pour les âges 1 à 4 (inclus). Le taux de mortalité par pêche sur le groupe d'âges 5 + a été défini à partir du taux de mortalité par pêche de l'âge 4 avec des valeurs fixes ou estimées des paramètres des "F-ratio" (ratio du taux de mortalité par pêche des poissons des âges 5 + par rapport au taux de mortalité par pêche des poissons d'âge 4).

Le regroupement des poissons des âges 5 + a été à nouveau utilisé vu qu'il est toujours difficile de déterminer correctement l'âge des poissons des âges 5 +. Cette question avait déjà été abordée par d'autres comités. Cette situation crée un compromis dans la réalisation de la VPA car le calcul de la VPA exige de séparer la taille du stock des poissons d'âges 5 + en cohorte en procédant à un rétro-calcul vers les âges 4 et moins. Dans le cadre d'ADAPT, la séparation se fait en utilisant les F ratios. On a noté l'importance de spécifier correctement le F ratio dans la mesure où le groupe *plus* regroupe un grand nombre de poissons et peut influencer les perceptions de l'abondance (SCRS/91/35). Par conséquent, le Groupe a spécifié une structure de modèle dans laquelle les F ratios étaient constants sur les périodes suivantes : 1978-1982, 1983-1987 et 1988 à aujourd'hui, comme cela avait déjà été le cas lors de la précédente évaluation du stock d'espadon. En outre, le Groupe a réaffirmé qu'une hypothèse appropriée sur laquelle baser l'analyse consistait à considérer une sélectivité par âge égale dans le groupe *plus* pour la période 1988-1995. Le F ratio pour cette période a donc été défini à 1,0 et les F ratios des périodes 1978-1982 et 1983-1987 ont été estimés. L'hypothèse selon laquelle le F ratio de la période 1988-1995 serait égal à 1,0 a été examinée avec les essais de sensibilité décrits ci-dessous. Le Groupe Espadon a souhaité réitérer que l'emploi de F ratios est nécessaire en raison des difficultés rencontrées pour définir correctement la prise par âge pour les groupes d'âges plus avancés. D'autres améliorations importantes pour l'estimation de la prise par taille par sexe et les courbes de croissance spécifiques de sexe (et en définitive, pour l'évaluation) dépendent de la résolution de ces questions.

Afin d'évaluer la variabilité de l'ajustement des indices à la prise par âge par l'intermédiaire du modèle de VPA, une analyse itérative a été réalisée, dans laquelle les déviations des données ponctuelles de l'indice ayant subi une transformation logarithmique et leurs prédictions ont été sélectionnés de manière aléatoire pour créer 1000 nouveaux jeux de données ponctuelles. En outre, le Groupe s'est montré très incertain au sujet du niveau spécifique du F ratio de 1988-1995 à partir d'une distribution uniforme allant de 0,75 à 1,33. La VPA a ensuite été appliquée à chacun des 1000 nouveaux jeux de données, et les valeurs médianes avec leurs intervalles de confiance de 80% ont été calculées. Pour les besoins de la comparaison, les estimations de la variabilité et les estimations des biais dans l'abondance du stock au début de l'année 1996 étaient également disponibles à partir d'une approximation supposant une linéarité proche de la solution.

Résultats

Les estimations de l'abondance par âge de la VPA du cas de base sont indiquées dans le **Tableau 9** et dans la **Figure 17**. Les taux de mortalité par pêche sont indiqués dans le **Tableau 10** et dans la **Figure 18**. La biomasse par âge est présentée dans le **Tableau 11**. Le recrutement estimé (âge 1) a augmenté progressivement au début des années 80, passant d'environ 444.000 à 530.000, puis a atteint un niveau élevé entre 1985 et 1989 à environ 650.000. Par la suite, le recrutement a diminué à 530.000 en 1992 pour augmenter à nouveau à 640.000 en 1995. Il convient toutefois de noter que les estimations du recrutement récent sont moins précises (**Figure 17**). L'abondance estimée des poissons d'âges 5 + a fluctué au-dessus de 300.000 entre 1978 et 1983, puis a diminué brusquement par la suite à moins de 100.000 (**Figure 17**) en 1996. Le Groupe était moins certain au sujet des tendances de la période 1978-1983. Cette question sera abordée ultérieurement dans le présent rapport.

Malgré leur variabilité, les taux de mortalité par pêche par âge pour tous les âges indiquent une tendance globale à la hausse entre 1978 et 1995, les plus fortes augmentations ayant lieu après 1985. En général, les taux de mortalité par pêche pour les âges 3, 4 et 5 + ne dépassaient pas 0,4 par an avant 1985, la plupart des valeurs étaient supérieures à 0,4 par la suite. Les taux de mortalité par pêche pour tous les âges ont augmenté au cours des années les plus récentes et sont les plus élevées ou tout du moins, figurent parmi les plus élevées, depuis 1978 (**Figure 18**). On a estimé que le F ratio de la période intermédiaire (1983-1997) avait été inférieur aux F ratios des deux autres périodes.

Les indices comparés à la taille du stock par âge appropriée (sur une échelle logarithmique) sont présentés dans la **Figure 19**. En général, les résultats de la VPA semblent représenter de manière adéquate la moyenne des variations dans les indices. Les indices tendent à être plus variables aux âges 1 et 2. Le carré de la valeur résiduelle était d'environ 0,042, ce qui indique qu'à une échelle linéaire, la déviation moyenne des indices par rapport aux résultats de la VPA était d'environ 20%.

Le Groupe a noté plus d'incertitudes au sujet de la trajectoire de l'abondance des poissons des âges 5 + avant 1983 que pour les années suivantes. Les facteurs qui contribuent éventuellement à cette incertitude sont la mesure dans laquelle l'indice d'abondance du Japon représente correctement l'abondance, le degré de sous-déclaration qui peut avoir eu lieu au cours des années 70 en raison des restrictions sur le mercure, ou encore la sélectivité pour le groupe des poissons d'âges avancés.

Un certain nombre de passages de sensibilité sur la VPA et de recherches au sujet des données ont été réalisés pour résoudre les questions relatives aux détails du modèle.

A) Repondération itérative :

Un passage de sensibilité réalisé avec une repondération itérative (IRLS) indiquait que dans la mesure où les indices étaient de longueur inégale, l'emploi de la repondération itérative avait fortement influencé le F ratio de la période 1978-1982 ainsi que les estimations correspondantes de l'abondance des cohortes concernées. On a noté qu'avec l'option de la pondération itérative, le poids accordé aux indices des palangriers japonais et à l'indice des Etats-Unis pour les poissons des âges 5 + était substantiellement inférieur, par rapport à l'influence observée pour l'estimation du F ratio de 1978-1982 aux observations de 1981 et 1982 des indices des Etats-Unis pour les âges 1, 2, 3 et 4 (seulement 8 données ponctuelles). En outre, l'inclusion des indices du Canada, dont la série temporelle est substantiellement plus courte, introduit des complications supplémentaires pour la pondération itérative. Le Groupe a donc choisi de ne pas utiliser la pondération itérative.

B) Indices des âges 1 et 2 de la pêche palangrière japonaise :

Un passage de sensibilité incluant des indices pour les âges 1 et 2 de la pêche palangrière japonaise a révélé que le carré de la valeur résiduelle de ces indices était substantiellement plus élevé que pour les autres indices. En outre, on a constaté une différence plus importante entre la capturabilité à ces âges et aux âges plus avancés pour la pêche palangrière japonaise que pour les autres indices. Cela a confirmé l'observation selon laquelle de petits espadons ont été capturés par les palangriers japonais. Le Groupe Espadon a conclu que la faible capturabilité aux âges 1 et 2 des palangriers japonais se traduisait par des indices fortement variables et non fiables. C'est la raison pour laquelle ces indices n'ont pas été retenus dans l'évaluation.

C) F ratio :

Les résultats relatifs à l'ensemble de la période temporelle de la VPA sont sensibles aux hypothèses alternatives au sujet du F ratio spécifié de la période 1988-1995. Les passages avec des F ratios de 0,5 et 2,0 ont été comparés aux résultats d'une VPA utilisant des âges 1 à 15 + (en évitant ainsi l'obligation de définir le F ratio d'un groupe *plus*). Malgré les incertitudes au sujet d'une croissance sexuellement dimorphique qui rendent suspecte la VPA effectuée avec les âges 1 à 15 +, on a considéré que les résultats pouvaient être utilisés pour des comparaisons grossières. Les niveaux d'abondance du stock et les tendances de la VPA réalisée avec des âges 1 à 15 + étaient semblables aux résultats obtenus avec les passages réalisés avec un F ratio égal à 1,0. L'abondance du stock avec le passage avec le F ratio de 2,0 était inférieure et indiquait un déclin un peu moins marqué. Le Groupe a conclu qu'un F ratio de 1,0 était plus cohérent vu les preuves dont on dispose et vu l'importance des sélectivités dans les pêcheries.

D) Transformation logarithmique :

Une comparaison des passages de sensibilités avec et sans transformation logarithmique des indices indiquait que les estimations des deux F ratios étaient fortement influencées par cette option, en particulier le F ratio de la première période (1978-1982). Les taux de capture les plus élevés ont lieu au cours de ces premières années et lorsque les transformations logarithmiques ne sont pas utilisées, on donne à ces informations le même poids qu'aux autres. Les résultats de la standardisation du taux de capture indiquaient que le ratio de l'erreur type de la moyenne des taux de capture était plus ou moins constant, c'est-à-dire que les taux de capture les plus élevés étaient plus variables, ce qui semble indiquer qu'une transformation logarithmique pourrait stabiliser ces variances. Le Groupe a jugé que les transformations logarithmiques devaient être appliquées aux indices.

E) Indices palangriers canadiens :

Un passage de sensibilité excluant les quatre indices palangriers canadiens a donné une estimation des ratios F, de l'abondance et de l'âge 5+ qui étaient très proches du cas de base. Les estimations pour les autres groupes d'âge étaient également similaires à celles du cas de base pendant les premières années, mais étaient un peu plus élevées que celles du cas de base au cours des dernières années. Le déclin apparent de l'abondance des groupes d'âge moyen est ainsi beaucoup moins rapide que celui qui a été estimé dans le cadre de la VPA du cas de base. Le fait d'exclure les indices canadiens a également entraîné un ajustement global un peu meilleur comme l'a prouvé la moindre somme des carrés de l'erreur (0,038 par rapport à 0,042 pour le cas de base).

VPA préliminaire des données de prise par âge spécifique de sexe

Méthodes

Une VPA préliminaire supplémentaire a été menée en utilisant les données de prise par âge obtenues par la somme des estimations des prises par âge pour les mâles et les femelles dérivées de la prise par taille de sexe utilisant les équations de croissance spécifique du sexe (voir section 2b et **Tableau 4**). La VPA a été calibrée en utilisant les indices décrits dans le **Tableau 6**, à l'exception des âges 1 et 2 de la flottille palangrière japonaise qui ont été jugés peu fiables (voir paragraphe précédent). Les spécifications étaient similaires à celles de la VPA du cas de base décrite plus haut, excepté que dix groupes d'âge ont été analysés au lieu de cinq et que les F ratios ont tous été fixés à 1,0. Les taux de mortalité par pêche des âges 1 à 9 dans l'année terminale ont tous été estimés. Le modèle a été utilisé entre 1985 et 1995 du fait que les données de sex-ratio nécessaires pour différencier les prises manquaient pour les années antérieures.

Résultats

Les estimations d'abondance par âge sont données dans le **Tableau 12** et sont comparées avec celles de la VPA du cas de base dans la **Figure 20**. Les taux de mortalité par pêche sont donnés dans le **Tableau 13** et sont comparés avec ceux de la VPA du cas de base dans la **Figure 21**. La biomasse par âge est donnée dans le **Tableau 14**. Le recrutement estimé (âge 1) a diminué progressivement, passant d'environ 800.000 en 1985 à 660.000 en 1990 pour augmenter par la suite jusqu'à 740.000 en 1994. L'abondance estimée des poissons d'âge 5+ a diminué sérieusement, passant d'environ 710.000 en 1985 et 1986 à environ 370.000 en 1996. Les taux de mortalité par pêche des poissons de tous les âges confondus fluctuent en fonction des années, mais sont généralement plus importants au cours des dernières années. La somme résiduelle des carrés est d'environ 0,028, ce qui indique qu'à une échelle linéaire, la déviation moyenne des indices par rapport aux résultats de la VPA était d'environ 17%.

Conclusions générales à propos des VPA

L'analyse des données de capture de la VPA du cas de base sans distinction de sexe indique que le recrutement de l'âge 1 a fluctué entre 440.000 et 670.000 individus et que l'abondance des poissons plus âgés (âge 5+) a décliné à partir de 1985 jusqu'à un tiers de ce niveau en 1996. La VPA préliminaire réalisée avec les données de prise par sexe donne un modèle de recrutement similaire, mais des magnitudes globales supérieures, et un déclin un peu moins

précipité en ce qui concerne l'abondance des poissons plus âgés, à un peu plus de la moitié du niveau de 1985. Les estimations du cas de base des taux de mortalité par pêche de l'espadon indiquent généralement un déclin après 1988, mais les estimations pour tous les autres âges augmentent jusqu'à atteindre un sommet en 1995. Un modèle très similaire est donné par la VPA avec les données spécifiques du sexe, bien que la magnitude des estimations soit beaucoup plus faible qu'en ce qui concerne la VPA du cas de base. Les résultats des analyses de sensibilité (e), dont les indices palangriers canadiens ont été exclus, suggèrent que seule une faible part des différences entre les VPA sans distinction de sexe et les VPA spécifiques du sexe peuvent être attribuées à l'absence des indices canadiens. Les différences dans la prise par âge, le traitement des F-ratios et la durée des séries temporelles pourraient être plus importantes.

La VPA sans distinction de sexe a été choisie comme cas de base en raison de la nature préliminaire des données de prise par âge par sexe, comme on l'a déjà mentionné au paragraphe 2b. Toutefois, le Groupe a souhaité insister sur le fait qu'il est biologiquement plus réaliste de considérer les modèles de croissance sexuellement dimorphiques qui ont été explicitement démontrés en ce qui concerne l'espadon, lorsque l'on calcule la prise par âge à partir de données de taille. Le Groupe a recommandé que les futures évaluations de la VPA soient menées à partir des données obtenues avec cette procédure.

g. Production par recrue

Les recommandations de l'ICCAT pour une taille minimale et d'autres mesures réglementaires ont pris effet en 1991, bien qu'elles n'aient pas été complètement mises en œuvre pendant la totalité de l'année. Les deux ou trois dernières années de la VPA (1992-1995) devraient théoriquement montrer les effets d'une mise en œuvre totale. Il apparaît en fait que le recrutement partiel moyen géométrique (comprenant la mortalité par rejet) pour l'âge 1 en 1993-1995 (0,153) était un peu moins élevé que le niveau correspondant pour 1988-1989 (0,274) (**Tableau 10**).

Les analyses de la production par recrue (YPR) et de la biomasse par recrue (BPR) menées dans la précédente évaluation (1994) utilisaient une procédure itérative pour tenir compte du fait que le poisson sous-taille pourrait être rejeté avec un certain pourcentage de chance de survie et être à nouveau capturé. En revanche, l'évaluation actuelle présente des résultats à partir des analyses des YPR et BPR standard, dans le but de rendre les résultats plus compatibles avec les projections et l'évaluation de la VPA. Pour la même raison, les calculs actuels de la BPR se basent sur la biomasse du stock en milieu d'année plutôt que sur la biomasse au début de l'année.

Les données d'entrée de la VPA du cas de base sans distinction de sexe ont été utilisées pour définir deux scénarios: 1) l'YPR et la BPR des âges 5 + : 1) l'YPR et la BPR dans les conditions moyennes de 1993-1995 ; et 2) l'YPR et la BPR dans des conditions "optimistes" dans lesquelles le recrutement partiel (PR) est identique à la moyenne de 1993-1995, sauf qu'aucun poisson d'âge 1 ou d'âge 2 n'a été capturé ou rejeté. D'autres données d'entrée sont détaillées dans le **Tableau 5** et les résultats sont donnés dans le **Tableau 16**. Dans les deux cas, l'estimation de la mortalité par pêche ($F_{95} = 0,754$) de la biomasse totalement recrutée (poissons des âges 4 +) est très supérieure aux points de référence ordinaires tels que $F_{0,1}$ et F_{MAX} (on pourra se reporter au paragraphe 2.f pour les débats sur les incertitudes de l'estimation de la mortalité par pêche en 1995). En outre, les estimations de l'YPR et de la BPR pour la mortalité par pêche actuelle sont bien inférieures aux estimations correspondantes de $F_{0,1}$ et de F_{MAX} . Le **Tableau 16** et les **Figures 22 et 23** indiquent que si les poissons des âges 1 et 2 pouvaient être évités totalement, le gain pour la BPR serait minime (**Figure 23**) alors que le gain pour l'YPR serait substantiel, en particulier aux niveaux actuels ou à des niveaux supérieurs de mortalité par pêche (**Figure 22**). Afin de maximiser l'YPR, l'activité de pêche doit se déplacer vers l'âge de biomasse maximale (environ âge 6). Les analyses présentées précédemment dans le document SWO/94/114 illustrent les effets d'une large gamme de recrutements partiels alternatifs.

Les **Figures 22 et 23** indiquent que les augmentations de la taille minimale effective offrent la plus grande opportunité d'augmenter les rendements à long terme (c'est-à-dire que de petites réductions de la mortalité par pêche actuelle de 0,754 ne permettront pas d'augmenter substantiellement l'YPR). Toutefois, des réductions globales importantes de la mortalité par pêche actuelle sont nécessaires pour parvenir à des augmentations appréciables de la BPR (et par conséquent, de la taille du stock reproducteur).

Des estimations équilibrées approximatives de la PME et de B_{PME} ont été obtenues en multipliant le recrutement moyen géométrique de la VPA du cas de base de 1978-1994 (551,260) par les estimations de l'YPR et de la BPR

respectivement pour $F_{0,1}$ et F_{MAX} (**Tableau 16**). Les valeurs $F_{0,1}$ et F_{MAX} ont toutes les deux été utilisées comme valeurs de substitution pour F_{PME} dans les évaluations de l'état des stocks d'autres espèces, bien que l'on considère souvent que F_{MAX} surestime F_{PME} , alors que $F_{0,1}$ pourrait être sous ou surestimée, en fonction des caractéristiques vitales du stock concerné. Pour les deux recrutements partiels et les deux mortalités par pêche de référence considérés dans notre cas, les estimations de la PME allaient de 13.150 TM à 15.230 TM et les estimations de F_{PME} allaient de 15.490 à 37.090 TM (**Tableau 16**).

L'estimation de la BPR à long terme qui serait atteinte en appliquant la mortalité par pêche actuelle et le mode de pêche actuel de façon indéfinie n'est que de 2,0% de la BPR maximale (atteinte à $F = 0$), valeur extrêmement faible par rapport au seuil de 20% de surpêche du recrutement habituellement utilisé. Même si les grands pélagiques avec des fécondités élevées, tels que l'espadon, sont plus résistants à la pêche que d'autres espèces, il est peu probable qu'un niveau aussi bas que 2% soit soutenable.

A partir des résultats de la VPA du cas de base sans distinction de sexe, la biomasse des poissons d'âges 5 + fait preuve de très peu de différences (**Figure 24**). Si la biomasse des poissons d'âges 5 + peut être supposée représenter la biomasse du stock reproducteur, il semble que le taux de survie (R/S) a augmenté presque continuellement entre 1978 et 1994 (**Figure 25**). La survie moyenne pour la période 1978-1994 est estimée à 34,25 recrues par TM de reproducteurs. La BPR moyenne correspondante est de 29,2 kg par recrue, ce qui représente 10,0% de la BPR maximale (BPR à $F = 0$). L'estimation correspondante de F_{moy} (F moyen) pour le mode de pêche actuel (le premier recrutement partiel dans le **Tableau 16**) est d'environ 0,38 par an. Si l'on suppose que F_{moy} est une estimation raisonnable de la mortalité par pêche de remplacement, ce qui a déjà été supposé ailleurs (entre autres par Sissenwine et Shepherd en 1987), il est presque certain que l'estimation actuelle de la mortalité par pêche de 0,754 conduira à des déclins supplémentaires du stock d'espadon de l'Atlantique nord. La mortalité par pêche doit être réduite en-deçà de 0,38 (soit environ la moitié de la mortalité par pêche estimée en 1995) si l'on veut que le stock se rétablisse.

Une analyse provisoire de l'YPR et de la BPR des femelles a été réalisée avec les données d'entrée de la VPA spécifique du sexe. Toutefois, en raison des difficultés pour séparer la VPA spécifique du sexe en distinguant les mâles des femelles, en particulier la difficulté d'estimation d'un vecteur de recrutement partiel de femelles, les résultats ne sont pas présentés dans le présent rapport. On a observé que le vecteur approximatif de recrutement partiel des femelles présentait une courbe en forme de dôme très accusé avec un recrutement partiel maximal (1,0) à l'âge 6, déclinant rapidement à un recrutement partiel de seulement 0,4 pour l'âge 10. Si cela s'avère, cela suggérerait qu'une forte proportion des femelles les plus grosses ne sont pas disponibles dans la pêcherie, conduisant par conséquent à des estimations plus optimistes (plus élevées) de $F_{0,1}$ et de F_{MAX} et à une faible différence entre ces points de référence et la mortalité par pêche actuelle spécifique des femelles.

h. Projections

Modèles de Production du Stock

ASPIC

Le Groupe a réalisé un certain nombre de projections stochastiques à partir des résultats du modèle de production. L'ensemble de ces projections supposait que les ponctions en 1996 seraient identiques aux ponctions enregistrées en 1995. Les projections ont donc été exécutées pour une période de 15 ans (1996-2010) dans l'hypothèse de contrôles de gestion simulés soit à partir des taux de mortalité par pêche soit à partir des taux de capture. Dans les précédentes évaluations, le Groupe avait limité l'horizon temporel de ces projections en raison du caractère déterministe des projections du modèle de production, en particulier en ce qui concerne le recrutement. Toutefois, dans la mesure où la Commission a demandé des avis au sujet des horizons à 5, 10 et 15 ans, les projections ont tout de même été réalisées sur ces périodes.

Les contrôles basés sur la capture qui ont été projetés donnaient une large gamme de résultats (**Figure 26**). Dans l'hypothèse d'une non-capture (ou, ce qui revient au même, d'une absence d'effort de pêche) après 1996, le stock se rétablirait rapidement. Des captures annuelles de 10.000 TM ou plus ne sont pas soutenables pour les projections réalisées dans l'hypothèse du modèle de production du cas de base et indiquent des déclins supplémentaires de la

biomasse relative moyenne. A 8.000 TM, le stock se rétablirait à un niveau environ égal à B_{PME} d'ici l'année 2009 et à 6.000 TM, le stock se rétablirait en 2004 (**Figure 26**).

Les contrôles projetés sur les taux de mortalité par pêche ont en général produit des rendements inférieurs au début, mais au fur et à mesure que le stock se rétablit, les rendements semblent augmenter (**Figure 26**). La pêche à F_{PME} a été projetée pour permettre un rétablissement partiel au cours de la période de projection (**Figure 26**). La pêche à un niveau représentant une réduction de 50% par rapport aux taux de mortalité par pêche de 1995 en 1997 puis d'une pêche à F_{PME} en 1998 et les années suivantes indique une trajectoire de rétablissement similaire à celle de la stratégie de F_{PME} , à la différence que le rendement projeté est inférieur en 1998 à celui que l'on obtient avec la trajectoire de F_{PME} (**Figure 26**).

ASPM

Une série de projections déterministes à partir des ajustements avec ASPM des cas 1 et 3, ont été exécutées. Des projections avec un taux de capture et un taux de mortalité par pêche constants ont été réalisées. Dans l'hypothèse d'une non-capture (ou, ce qui revient au même, d'une absence d'effort de pêche) après 1996, le stock se rétablirait rapidement (**Figure 27**), ce que l'on a déjà observé avec ASPIC. Dans le cas 1, des captures annuelles de 10.000 TM ou plus ne sont pas soutenables, alors que dans le cas 3, des captures de 10.000 TM permettent une légère augmentation vers B_{PME} , mais le rétablissement n'aurait pas lieu avant l'année 2010. Le rétablissement au niveau de B_{PME} d'ici 15 ans a été projeté dans les cas 1 et 3 à des captures de 8.000 TM ou moins (les résultats du cas 3 donnent un rétablissement plus rapide).

Les contrôles projetés sur les taux de mortalité par pêche ont en général produit des rendements inférieurs au début, mais au fur et à mesure que le stock se rétablit, les rendements semblent augmenter (**Figure 27**). La pêche à F_{PME} a été projetée pour permettre un rétablissement partiel au cours de la période de projection (**Figure 27**), même si le rendement projeté dans le cas 1 est inférieur au rendement projeté dans le cas 3. La pêche à un niveau représentant une réduction de 50% par rapport aux taux de mortalité par pêche de 1995 en 1997 puis d'une pêche à F_{PME} en 1998 et les années suivantes indique une trajectoire de rétablissement similaire à celle de la stratégie de F_{PME} , à la différence que le rendement projeté est inférieur en 1998 à celui que l'on obtient avec la trajectoire de F_{PME} (**Figure 27**).

Modèle de Production Généralisé

Une projection d'un modèle de production généralisé ajusté aux données d'indice de la biomasse (comme dans les passages du modèle ASPIC) mais avec une forme du paramètre m fixé à 1,1881 correspondant à un niveau net maximal de productivité à 40% de la capacité de transport a été réalisé. Cette valeur m est proche d'un point d'inflexion estimé dans les ajustements par ASPM des informations de l'indice spécifique de l'âge et des captures depuis 1950. Une projection simple déterministe avec une prise constante de 10.000 TM entre 1997 et 2010 a été réalisée. Dans le cadre de cette projection, le modèle indique que le stock pourrait se rétablir au niveau de la B_{PME} dans la période projetée.

Débats sur les projections du modèle de production de l'Atlantique nord

Le Groupe a abordé un certain nombre de questions qui devront être gardées à l'esprit au moment d'examiner les projections. Plus l'horizon de la projection est éloigné et plus les hypothèses relatives au recrutement deviennent importantes.

Le Groupe a noté que la forme sous-jacente de la fonction de production (en état d'équilibre) pour le modèle de production généralisé divergeait aussi bien des formulations d'ASPIC que de celles de l'ASPM (voir **Figure 16**) par rapport à la réponse du stock supposé à une exploitation à des taux de mortalité par pêche élevés et que cette situation impliquait des niveaux de production relative de plus en plus élevés par rapport aux formulations des autres modèles appliqués. Le Groupe a noté qu'il était peu probable que des conditions d'équilibre existent dans cette pêcherie à court terme et qu'il n'y aurait sûrement pas assez d'informations disponibles pour définir la forme fonctionnelle la plus appropriée à la courbe de production à des taux élevés de mortalité par pêche et à des niveaux de biomasse du stock reproducteur potentiellement très inférieurs. Le Groupe a noté que l'adoption du modèle de production généralisé pour

fournir des avis serait risquée pour l'état du stock vu que la fonction actuelle de production s'apparente plus aux formulations avec ASPIC et ASPM.

Parallèlement, l'adoption d'une formulation du type modèle de production généralisé pourrait entraîner des niveaux de capture soutenables sous-estimés à des taux élevés de mortalité par pêche, même si la formulation du modèle généralisé s'avérait en réalité plus appropriée. Il a également été noté que le fait de fournir des avis sur la base des formes fonctionnelles des modèles ASPIC ou ASPM pourrait permettre un rétablissement plus rapide aux niveaux de la B_{PME} si la formulation généralisée s'apparente plus étroitement à la véritable forme fonctionnelle.

Projections par VPA - Atlantique nord

Méthodes

Des projections ont été réalisées à partir du cas de base de la VPA par ADAPT (avec itération). Des spécifications supplémentaires pour les projections ont été fixées comme suit :

- 1) on a supposé que la prise totale de 1996 (en poids) était identique à celle de 1995 ;
- 2) on a utilisé un rapport stock-recrutement à deux lignes dans lequel la portion horizontale a été calculée à partir de la moyenne du recrutement de la période 1978-1995. L'inclinaison du rapport stock-recrutement a été définie par une ligne entre la biomasse d'origine et la biomasse du stock reproducteur la plus basse (biomasse des poissons des âges 5 +). Cette inclinaison a été choisie dans la mesure où l'on dispose de très peu de preuves au sujet du déclin du recrutement aux niveaux récents de la biomasse du stock reproducteur. Ce rapport a été utilisé pour prédire des recrutements futurs avec un CV de 0,4 (qui est commun à de nombreux autres stocks de poissons) ;
- 3) on a calculé la sélectivité future à partir d'une moyenne géométrique de la période 1993-1995.

Une substitution pour la PME a été calculée pour chaque itération en calculant le taux de mortalité par pêche qui maximalise le rendement par recrue (F_{max}) et la production équilibrée au ratio de la biomasse du stock reproducteur (R/S) à F_{max} . L'intersection de l'inclinaison de R/S à F_{max} et de la portion horizontale du rapport stock-recrutement est définie comme la biomasse du stock reproducteur à la valeur de substitution de la PME. Si pour une itération particulière, le R/S à F_{max} est supérieur à l'inclinaison du rapport stock-recrutement, on a déterminé que dans ces conditions le stock reproducteur à la PME de substitution était supérieur de 1% à celui que l'on obtient au seuil.

Des projections ont été réalisées à partir de plusieurs scénarios de capture sur la période 1997-2015. Ces scénarios comprennent des captures constantes de 0, 2.000, 4.000, 6.000, 8.000 et 10.000 TM ; une capture constante entre 1996 et 2010 identique à la capture de 1995 ; un F constant (le taux de mortalité par pêche entre 1997 et 2015 est identique à celui de 1995) et un scénario dans lequel le taux de mortalité par pêche de $F_{0,1}$ est divisé sur une période de deux ans (c'est-à-dire que le taux de mortalité par pêche en 1997 a été défini comme étant identique à celui de 1995 moins la moitié de la différence entre le F de 1995 et $F_{0,1}$, et le F de 1998-2010 a été fixé à $F_{0,1}$). La production moyenne annuelle sur la période 1997-2010 dans ces hypothèses est la suivante : 9.712, 4.839, 5.697, 6.610, 7.753, 9.182, 10.540, 11.610, 12.450, 13.200, 13.710, 14.080, 14.250 et 14.430 TM.

Résultats

Les résultats des projections (**Tableau 17 et Figure 28**) indiquent que des stratégies de capture constante de 8.000 TM ou moins se traduiraient par des augmentations soutenables du stock reproducteur. Une capture constante de 10.000 TM donne une augmentation à court terme des reproducteurs (en raison des augmentations du recrutement au début des années 90), mais la tendance s'inverse en 1999 dans la mesure où le recrutement prévu à partir du rapport stock-recrutement (qui est inférieur aux années les plus récentes de la VPA) entre dans la biomasse du stock reproducteur. Le fait de maintenir les taux de capture ou de mortalité par pêche au niveau de 1995 se traduit par un déclin rapide de la biomasse du stock reproducteur sur toute la projection, en particulier dans l'hypothèse d'une capture constante identique à celle de 1995. Le scénario dans lequel le taux de mortalité par pêche est divisé par rapport aux résultats

de $F_{0,1}$, donne une trajectoire similaire de la biomasse du stock reproducteur à celle qui résulte d'une prise constante de 8.000 TM (**Tableau 17 et Figure 28**).

La production soutenable moyenne maximale, telle qu'elle a été calculée par la méthode de substitution, est de 13.900 TM (**Tableau 17**), soit un niveau similaire au niveau estimé à partir des modèles de production. La trajectoire de la biomasse du stock reproducteur semble diminuer en-deçà du niveau qui pourrait produire la PME en 1985. Des projections de prise constante de 8.000 TM ou moins et la projection de $F_{0,1}$ divisé permet à la biomasse de retrouver des niveaux au-dessus desquels ils pourraient produire la PME avant l'année 2004. Les autres scénarios de projection ne permettent pas à la biomasse du stock reproducteur de se rétablir.

Projections à partir de la VPA spécifique du sexe - Atlantique nord

Des projections déterministes ont également été réalisées à partir de la VPA spécifique du sexe pour développer des conditions initiales. Les scénarios examinés étaient identiques à ceux qui ont été utilisés dans les projections à partir de la VPA du cas de base par ADAPT (prise par âge sans distinction de sexe). Un scénario supplémentaire de capture de 12.000 TM entre 1997 et 2010 a également été testé.

Les résultats de ces projections indiquaient que le fait de maintenir les taux de capture ou de mortalité par pêche au niveau de 1995 se traduirait par des déclin rapides de la biomasse du stock reproducteur (**Figure 29**). Des captures constantes de 10.000 TM ou moins permettraient un rétablissement rapide de la biomasse du stock reproducteur aux niveaux de la PME d'ici trois ou quatre ans. Le scénario avec $F_{0,1}$ divisé indique une augmentation de la biomasse du stock reproducteur à partir de 1998 qui conduirait à un rétablissement aux niveaux de la PME en 2008. La trajectoire des productions à partir du scénario avec $F_{0,1}$ divisé commence avec une capture d'environ 12.000 TM en 1997, puis une capture de 10.000 TM en 1998, suivie d'une augmentation progressive à environ 13.000 TM par la suite. Une capture constante de 12.000 TM dans les projections spécifiques du sexe conduit à une augmentation de la biomasse du stock reproducteur avec un rétablissement aux niveaux de la PME d'ici l'année 2008.

Résumé des projections - Atlantique nord

Le Groupe a noté que la biomasse totale de l'espadon correspondant aux niveaux de la PME ne pourrait pas être atteinte en 5 ou 10 ans sans des réductions substantielles des captures par rapport aux niveaux actuels. Le Groupe a noté qu'à moins que le recrutement n'augmente substantiellement, un TAC constant fixé sur un stock en déclin entraînerait de toute façon une augmentation de la mortalité par pêche et par conséquent une sur-exploitation croissante. Une forte augmentation du recrutement est peu probable si la taille du stock reproducteur continue à diminuer, et n'est pas non plus probable sur une base durable à partir de quelque niveau de biomasse du stock reproducteur que ce soit.

Le Groupe Espadon a noté que les taux de mortalité par pêche entraînaient moins de risques que des prises constantes pour le rétablissement des stocks sur-pêchés. Les F cibles sont en général traduits en TAC qui exigent un ajustement après chaque évaluation, en fonction de l'état du stock.

Tous les types de projection (à partir du modèle de production et de la VPA) s'accordent sur le fait que de fortes réductions de la production sont nécessaires pour rétablir le stock à court terme et à moyen terme. Toutefois, l'état du stock d'espadon de l'Atlantique nord ne l'empêche pas de se rétablir en 15 ans. Des actions immédiates et adéquates peuvent permettre d'améliorer l'état du stock d'espadon de l'Atlantique nord, dans la mesure où les tailles du stock estimées sont inférieures à la biomasse à la PME et vu la nature résistante de l'espadon. Si l'on veut freiner la tendance à la baisse, les analyses suggèrent généralement que les captures n'excèdent pas 10.000 TM environ. Une VPA préliminaire spécifique du sexe indiquait qu'une prise d'environ 12.000 TM n'empêcherait pas d'augmenter les niveaux de la PME. Toutefois, le Groupe a rappelé la nature provisoire de cette analyse. Pour que la biomasse du stock puisse augmenter, le niveau de ponction doit être inférieur à ce niveau pendant un certain temps. Le Groupe a insisté sur l'importance d'une gestion efficace de l'effort de pêche (et donc du taux de mortalité par pêche) plutôt qu'une gestion des captures. La capture qui correspond au taux de mortalité par pêche ciblée étant dépendante de l'état du stock, il est probable que les mesures de gestion nécessitent des ajustements après chaque évaluation pour maintenir le taux de mortalité par pêche ciblée. L'évaluation du stock actuel illustre bien cette situation : même si les captures ont diminué par rapport au niveau de 1988, les taux de mortalité par pêche étaient supérieurs en 1995 à ceux de 1988.

Modèle de production du stock ASPIC - Atlantique sud

Quatre projections de stock ont été réalisées pour le modèle de production du stock du cas de base pour l'Atlantique sud (**Tableau 8 et Figure 15**). La première projection consistait à répéter indéfiniment la capture de 1995 qui a été estimée à 19.900 TM. La seconde projection supposait un taux de mortalité par pêche constant égal au niveau estimé de 1995 ($F_{95} = 0,490$). La troisième projection supposait un taux de mortalité par pêche égal à la valeur F_{PME} estimée ($F_{PME} = 0,394$). Une quatrième projection, qui supposait une capture nulle sur l'ensemble de la période projetée, a été réalisée pour les besoins de la comparaison. Dans tous les cas, on a supposé que les débarquements en 1996 seraient identiques aux débarquements déclarés en 1995, qui sont de l'ordre de 19.900 TM. Les projections ont été réalisées sur une période de 15 ans (de 1996 à 2010). Toutefois, en raison de la variabilité dans le recrutement et d'autres facteurs, le Groupe a considéré que les projections du modèle de production du stock au-delà d'une période de 2 à 3 ans devaient être considérées exclusivement pour les besoins de l'illustration.

Les productions projetées et la biomasse projetée (**Figure 20**) pour les quatre scénarios indiquent que les débarquements actuels de 19.900 TM ne sont pas soutenables. D'autre part, si la mortalité par pêche était immédiatement réduite au niveau de F_{PME} , le stock se rétablirait rapidement au niveau de B_{PME} . Si la mortalité par pêche est maintenue au niveau de 1995, le stock pourrait se stabiliser à un niveau inférieur à B_{PME} (environ $0,75 \times B_{PME}$). Dans tous les scénarios, l'hypothèse selon laquelle les débarquements de 1996 pourraient être identiques à ceux de 1995 se traduit pas une forte diminution de la biomasse dès la fin de l'année 1996.

Résumé des projections - Atlantique sud

Des analyses provisoires indiquent que la pêche au niveau de F_{PME} permettrait un rétablissement rapide du stock aux niveaux de la PME. Néanmoins, cela supposerait des réductions importantes des débarquements par rapport au niveau actuel de 19.900 TM, à environ 13.000 TM en 1997. Toutefois, le Groupe a rappelé la nature préliminaire de ces analyses en raison des incertitudes au sujet des données dépendantes des pêcheries (captures déclarées et indices de CPUE) qui sont utilisées en tant que données d'entrée.

Modèle de production du stock ASPIC - Atlantique entier

Aucune projection de stock n'a été réalisé à partir du cas de base de l'Atlantique entier.

i. Incertitudes

Il est utile de caractériser les incertitudes statistiques dans les estimations de l'état du stock, des références de gestion et des projections du stock. Cette caractérisation a été réalisée ici par l'utilisation des techniques d'itération. Il convient de noter que, même si on a tenu compte du plus grand nombre de variations possibles, c'est-à-dire dans les indices, dans le recrutement ou dans le F-ratio, d'autres incertitudes n'ont pas pu être prises en compte, comme la non-déclaration des captures (un essai de sensibilité a été tenté à ce sujet), les progrès technologiques qui augmentent la capturabilité et le mélange entre l'Atlantique nord et l'Atlantique sud. Il est probable que certaines de ces incertitudes non quantifiées soient systématiques et non aléatoires. Elles se traduiraient donc par un changement de direction à certaines quantités d'intérêt, plutôt qu'une variation ajoutée. Dans la mesure du possible, ces incertitudes non quantifiées ont été décrites qualitativement et devront être gardées à l'esprit au moment d'interpréter les résultats de l'itération.

Un des facteurs d'incertitude qui préoccupe le Groupe est le fait que les taux de croissance spécifiques du sexe ne soient pas pris en compte dans l'élaboration de la prise par âge et des indices par âge. C'est la raison pour laquelle le Groupe a recommandé l'élaboration de bases de données qui sont nécessaires pour remplir cet objectif. Un premier essai de réalisation d'une évaluation avec ces données a eu lieu au cours de la réunion. Même si en principe, le Groupe a noté l'importance de la prise en compte de la réalité biologique de la croissance spécifique du sexe dans l'analyse, la possibilité de définir l'emploi le plus adapté des données disponibles reste une incertitude. C'est la raison pour laquelle le Groupe a préféré ne pas baser l'évaluation principale et les avis de gestion sur les données disponibles spécifiques du sexe. Toutefois, les analyses préliminaires indiquaient que les tendances relatives dans l'abondance

étaient similaires à celles qui résultent des données indépendantes du sexe, mais les abondances sont plus élevées, en particulier pour les poissons les plus âgés.

Le Groupe a constaté que les taux estimés de mortalité par pêche des poissons les plus âgés étaient supérieurs en 1995 à ceux de 1994. Le Groupe s'est montré inquiet quant à la possibilité que les captures de 1996 confirment également dans les futures analyses que ces taux ont été effectivement plus importants en 1996 qu'en 1995. En examinant les estimations actuelles et en les comparant à celles des analyses de 1994, il n'existe aucune preuve de l'existence d'un modèle rétrospectif significatif, pas plus qu'il n'y a d'indication que les estimations sont extérieures à la gamme d'incertitudes découlant des procédures itératives. Toutefois, les futures estimations des taux de mortalité de 1995 pourraient varier.

SWO-ATL-3 FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX

La distribution de l'espadon est influencée par les systèmes océanographiques frontaux, particulièrement lorsque ceux-ci se produisent aux abords de la plate-forme continentale, des canyons océanographiques, des monts sous-marins et des îles au milieu de l'océan. Ces zones se caractérisent par de forts gradients thermiques, extrêmement dynamiques et variables selon les saisons. Les modèles de distribution des différentes tailles d'espadon semblent être influencés par les conditions thermiques, les indices d'abondance utilisés dans les évaluations analytiques devront prendre en compte ces facteurs environnementaux. Le Groupe d'Espèces Espadon a travaillé intensivement afin de développer des indices d'abondance qui tiennent compte de la saison, de la zone ainsi que des effets des engins et des termes d'interaction saison-zone. Les futures recherches devront essayer d'améliorer les indices standardisés d'abondance par zone et les strates temporelles ainsi que la catégorisation des variables environnementales.

SWO-ATL-4 RÉGLEMENTATIONS ACTUELLES

En 1994, des recommandations réglementaires ont été adoptées par les pays membres de l'ICCAT qui pêchent l'espadon. Ce rapport évalue les recommandations 1 à 5.

1. **Quotas spécifiques par pays.** Quatre pays pêcheurs (le Canada, le Portugal, l'Espagne et les Etats-Unis) sont soumis à des quotas spécifiques dans l'Atlantique nord, qui ont été fixés à 13.200 et à 11.800 MT en 1995 et 1996 respectivement. Les prises déclarées en 1995 dans l'Atlantique nord ont excédé les quotas des quatre pays en 1995 de 1,121 MT. les quatre pays ont tous dépassé leur quota : le Canada de 7% ; le Portugal n'a pas déclaré la totalité de ses prises en 1995 ; l'Espagne de 12% ; les Etats-Unis de 1% (**Tableaux 1 et 18**).

2. **Pêche accessoire japonaise.** Le Japon devra limiter ses captures accidentelles d'espadon à un maximum de 8% du poids de sa prise totale dans l'Atlantique nord en 1995 et 1996. En 1995, l'espadon a représenté 6% de la prise totale du Japon dans l'Atlantique nord (**Tableau 19**).

3. **Autres pays.** Les autres Parties Contractantes et Parties non Contractantes ne devront pas augmenter leur prise déclarée dans l'Atlantique nord au-delà des niveaux de 1993. La Chine-Taïwan a capturé 331 MT (338%) de plus qu'en 1993. D'autres pays ont en revanche capturé moins en 1995 qu'ils ne l'avaient fait en 1993 (**Tableau 18**).

4. **Atlantique sud.** Les Parties Contractantes dont les prises dans l'Atlantique sud sont supérieures à 250 MT ne devront pas augmenter leurs prises déclarées en 1995 et 1996 au-delà de leur niveau de 1993 et 1994, le plus élevé de ces deux chiffres étant retenu comme chiffre de référence. La prise déclarée de l'Espagne dans l'Atlantique sud a dépassé celle de 1994 (il s'agit de la prise la plus élevée à ce jour) de 3,353 MT (42%). Quant à l'Uruguay, il a capturé 168 MT (65%) de plus en 1995 qu'en 1993. Les autres pays se sont conformés à la recommandation réglementaire (**Tableau 18**).

Les Parties Contractantes dont les prises déclarées dans l'Atlantique sud sont inférieures à 250 MT ne devront pas augmenter leur prise en 1995 au-delà de 250 MT. Tous les pays semblent avoir respecté cette recommandation (**Tableau 18**).

5. Poissons de petite taille. Pour protéger les espadons de petite taille, les Parties Contractantes devront prendre des mesures pour interdire la prise et le débarquement des espadons dans l'ensemble de l'Océan Atlantique dont le poids vif est inférieur à 25 kg (ou dont la taille à la fourche est inférieure à 125 cm). Toutefois, les Parties Contractantes pourront accorder des tolérances aux bateaux qui auront capturé accidentellement des poissons de petite taille, à la condition que cette capture accidentelle ne soit pas supérieure à 15 % du nombre de poissons par débarquement de la prise totale d'espadons capturés par ces bateaux.

Les **Tableaux 20 et 21** donnent les pourcentages de captures d'espadons sous-taille débarqués (longueur à la fourche inférieure à 125 cm) par pays dans l'Atlantique nord et l'Atlantique sud. En 1994 et 1995, le pourcentage d'espadons débarqués inférieurs à 125 cm de longueur à la fourche était d'environ 14-15 % (en nombre) pour la totalité des pays qui prennent part à la pêche à l'espadon dans l'Océan Atlantique. Le Groupe a pris note de la baisse importante des débarquements d'espadons inférieurs à 125 cm de longueur à la fourche depuis 1991 par la flottille américaine dans l'Atlantique nord. Les estimations des rejets par les bateaux des Etats-Unis sont présentées dans le **Tableau 20** et cette source de mortalité a d'ailleurs été prise en compte dans l'évaluation du stock d'espadon de l'Atlantique nord. Dans les cas où les rejets sont inclus dans les débarquements, l'effectivité apparente de la recommandation n° 5 est diminuée.

Vu le nombre relativement élevé de captures d'espadons de moins de 125 cm de longueur à la fourche (débarquements ajoutés aux rejets morts estimés), en particulier dans l'Atlantique nord, ajouté à la non réduction de la mortalité par pêche pour les poissons d'âges 1 et 2 depuis 1990, l'effet de la réglementation sur la taille minimale n'a donc apparemment pas été atteint. D'un autre côté, plus positif, un nombre croissant de poissons de petite taille ont été marqués et certains ont d'ailleurs été recapturés, ce qui semble indiquer que des gains sont possibles grâce au marquage et à la remise à l'eau de ces poissons vivants. On dispose également de preuve d'un redéploiement des flottilles par certains secteurs de pêche qui tentent d'éviter de capturer des poissons de petite taille, en particulier par rapport aux niveaux estimés du pourcentage de poissons de petite taille entre 1988 et 1990 (**Tableau 20**). Des gains substantiels dans la production pourraient avoir lieu si la mortalité par pêche de ces poissons de petite taille diminuait davantage (**Tableau 16 et Figure 22**).

Résumé

D'une manière générale, les recommandations de 1994 n'ont été ni respectées ni efficaces pour la conservation de l'espadon de l'Atlantique. Même si les réglementations de 1994 avaient été parfaitement respectées, le niveau de capture aurait substantiellement dépassé la production de remplacement et poursuivi le déclin du stock d'espadon dans l'Atlantique nord. Les réglementations de 1994 n'ayant pas été respectées, cette situation, à la fois dans l'Atlantique nord et l'Atlantique sud, fait l'objet d'une grave préoccupation. Le Groupe a souligné la nécessité de mesures de gestion efficaces dans l'ensemble de l'Atlantique, afin d'assurer la conservation de l'espadon de l'Atlantique et pour palier à l'incertitude liée aux hypothèses sur la structure du stock de l'espadon.

SWO-ATL-5 RECOMMANDATIONS

Il serait souhaitable que tous les pays qui pêchent l'espadon dans l'Atlantique participent aux sessions d'évaluation du stock d'espadon. On recommande également que le Secrétariat de l'ICCAT accepte que le Secrétaire Exécutif Adjoint et/ou l'Analyste de Systèmes puisse(nt) participer aux sessions d'évaluation du stock. Les évaluations analytiques exigent en effet une préparation des données très importante.

a. Statistiques

- i) Les mécanismes visant à améliorer le système de déclaration des captures d'espadon et de l'effort, doivent être mis en oeuvre par l'ICCAT. La sous-déclaration exige l'adoption de mesures non seulement pour la conservation mais également pour le sérieux des évaluations.
- ii) Tous les pays qui capturent l'espadon (qu'il s'agisse de pêche dirigée ou accessoire) doivent déclarer leurs captures, leur prise par taille (par sexe) et leurs statistiques par zone (la plus fine possible) et par mois. Ces

données doivent être présentées dans les délais fixés par l'ICCAT, même lorsqu'aucune évaluation du stock n'est programmée. Ces données doivent être conservées dans la base de données de l'ICCAT, à une échelle par zone qui soit la plus fine possible. Les données historiques doivent également être présentées, afin de permettre l'examen des données en utilisant des limites de stock différentes de celles qui proviennent des zones à grande échelle de l'ICCAT.

- iii) Tous les pays doivent réaliser un échantillonnage d'une taille adéquate et lorsque cela est possible, un échantillonnage par sexe. Ils doivent utiliser des données convertibles en LJFL (longueur à la fourche), de préférence par mois et à une échelle la plus fine possible. Cette recommandation est particulièrement importante pour les palangriers hauturiers.
- iv) Les scientifiques nationaux doivent poursuivre leurs efforts pour collecter et présenter les statistiques des pêcheries qui ne sont pas prises en compte par les systèmes ICCAT de collecte des données, en particulier pour les différents pays des Caraïbes, le Mexique, et les palangriers pélagiques portugais.
- v) Les informations sur les captures de poissons inférieurs à la taille minimale et sur le nombre de poissons rejetés morts ou vivants doivent être prises en compte dans l'évaluation du stock. Le Groupe a noté qu'un programme d'échantillonnage d'observation avait été mis en place par l'Espagne depuis 1990, par les Etats-Unis depuis 1992, par le Canada depuis 1994 et par le Brésil depuis 1996. D'autres pays doivent mettre en place des programmes d'échantillonnage. Dans de nombreux cas, ces programmes devront être couverts par des observateurs.
- vi) Tous les pays dont les pêcheries utilisent le filet dérivant, le chalut et le chalut en paire devront déclarer leurs captures d'espadon, les unités appropriées et les données de taille.
- vii) Il a été recommandé que les facteurs de conversion des pêcheries spécifiques soient élaborés pour plusieurs poids et mesures.

b. Recherche

- i) Les études plus approfondies sur la croissance spécifique du sexe et sur les implications pour l'évaluation du stock d'espadon sont absolument prioritaires. Le Groupe a en particulier recommandé une analyse de la capture par taille par sexe plus consistante et intégrée. Un groupe réduit de scientifiques a été constitué pour réaliser ces analyses et pour élaborer des méthodes standardisées afin d'évaluer la capture de taille par sexe. Le Groupe a encouragé la poursuite des analyses de croissance spécifique du sexe et en particulier les études qui comprennent des échantillons de l'Atlantique sud et de l'Atlantique est.
- ii) Des études sur la structure du stock sont également prioritaires dans la mesure où les évaluations de stock sont réalisées principalement pour l'hypothèse de stock de l'Atlantique nord. Le Groupe a recommandé qu'un examen détaillé et approfondi des données historiques et récentes soit effectué avant la prochaine évaluation du stock de l'espadon. Les scientifiques impliqués dans la recherche sur l'ADN mt et les scientifiques ayant une bonne connaissance de la biologie de l'espadon doivent travailler en étroite collaboration afin d'intégrer les résultats des différentes études, de formuler des conclusions cohérentes et de formuler des recommandations pour les recherches futures. De plus, les autres aspects des données biologiques, océanographiques ainsi que des données des pêcheries doivent être examinés. L'utilisation des analyses des micro-éléments doit être explorée sur les animaux dont l'espérance de vie est longue. Toutefois, en tenant compte du temps nécessaire pour réaliser de nouvelles études, la sensibilité des résultats d'évaluation et des avis de gestion aux différentes hypothèses sur la structure du stock doit être parfaitement évaluée (en incluant la réalisation périodique de VPA sur les différentes hypothèses de stock). Cela exige une disponibilité des données de capture, de capture par taille, et de données d'effort à une échelle la plus fine possible.
- iii) Le développement d'un marquage scientifique expérimental pour tester les hypothèses de croissance et de structure du stock doit être mis en oeuvre. Le développement d'expériences coopératives de marquage sur une ample zone géographique par toutes les nations concernées doit être encouragé. Les pays devront faire part au Secrétariat de tous leurs programmes de marquage (publics ou privés).

- iv) Une nouvelle équation de croissance des données de marquage devra être calculée et mise en oeuvre pour la prochaine évaluation. Les erreurs de mesure devront faire l'objet d'études, en utilisant les tailles globales des poissons pour une très courte période de temps.
- v) Les séries de CPUE des Açores devront être examinées puis standardisées en vue d'examiner de manière plus détaillée les effets de zone et de saison, si possible. La composition par taille des captures portugaises et espagnoles devra être comparée afin de définir la méthode de substitution la plus appropriée en l'absence d'un échantillonnage intensif de la part du Portugal. Le Portugal est encouragé à participer aux sessions d'évaluation du stock d'espadon.
- vi) Des efforts devront être réalisés pour modéliser les effets des changements opérationnels (introduction de lignes principales en monofilament) dans la flottille japonaise.
- vii) Lorsque l'on disposera de suffisamment de données, le Canada devra déterminer la taille des données de CPUE à partir des distributions de taille observées par sortie en mer. Le Canada devra également élaborer des CPUE standardisées spécifiques du sexe pour la prochaine évaluation.
- viii) Des progrès considérables ont été réalisés dans l'élaboration de séries standardisées de CPUE pour l'Atlantique sud, mais d'autres améliorations sont nécessaires en ce qui concerne les nouveaux indices. L'effet de l'espèce cible devra être recherché dans les données du Brésil et les données devront être examinées à une échelle plus fine (c'est-à-dire zone équatoriale par rapport à zone au large du Brésil). Des progrès peuvent être réalisés en ce qui concerne les jeux de données de CPUE Brésil-Taïwan par l'étude des stratégies de pêche (espèce cible) plus en détail (c'est-à-dire : interactions année-engin). Un indice combiné de biomasse devra être élaboré pour l'Atlantique sud. La session d'évaluation du stock d'espadon de 1996 a largement bénéficié de la participation d'un scientifique brésilien.
- ix) Les changements annuels dans la capturabilité entre les indices et l'absence d'indépendance entre les indices spécifiques de l'âge devront être recherchés.
- x) Les systèmes de conversion de prise par poids en prise par longueur et de calcul de prise par âge à partir de l'une ou l'autre de ces données devront être étudiés.
- xi) Des améliorations des données d'entrée du modèle de production structuré par âge devront être apportées. Les modes de sélectivité sur une base spécifique des flottilles sont la condition pour réaliser d'autres recherches.
- xii) Des recherches supplémentaires sur le niveau de la biomasse relative auquel le niveau de productivité net maximal (en biomasse) a lieu pour l'espadon devront être réalisées.
- xiii) Des recherches supplémentaires sur la fréquence du frai, sur la saisonnalité du frai et sur la fécondité ont été recommandées.
- xiv) Le Groupe a fortement encouragé la réalisation d'analyses de populations virtuelles (spécifiques du sexe) pour le stock de l'Atlantique sud lors de la prochaine évaluation.
- xv) Des études sur le sex-ratio avec un examen histologique des gonades de poissons immatures devront être réalisées.

SWO-ATL-6 CONSÉQUENCES POUR LA GESTION

Atlantique Nord

Le Groupe a réitéré et renforcé l'avis qu'il avait déjà formulé en 1994, à savoir que si la Commission souhaite réellement reconstituer le stock d'espadon de l'Atlantique nord, elle doit immédiatement réduire de façon drastique les taux de mortalité et les taux de capture. A cet égard, il convient de rappeler que si la mortalité par pêche n'est pas

suffisamment réduite par rapport au niveau de 1991, des réductions encore plus drastiques seront nécessaires pour permettre au stock de se rétablir. Les niveaux de capture actuels ne sont pas durables.

Les recommandations de 1990 et de 1994 pour la mise en place de mesures réglementaires ont été appliquées afin de réduire la capture et l'effort. Toutefois, ces réductions ne sont pas parvenues à freiner le déclin du stock. Le niveau actuellement élevé des captures et la tendance au déclin de la CPUE illustrent à eux seuls la tendance à la baisse continue du stock d'espadon de l'Atlantique nord. Les résultats des deux types de modèle de production (structuré par âge et global) et des analyses de population virtuelle quantifient simplement ces tendances. L'évaluation actuelle indique que le stock de l'Atlantique nord a poursuivi son déclin malgré les réductions des débarquements totaux par rapport aux valeurs maximales de 1988. Ces réductions n'ont pas permis de réduire les taux de mortalité par pêche car les ponctions étaient supérieures à la production annuelle excédentaire.

Toutefois, l'état du stock de l'Atlantique nord n'est pas à ce point dégradé pour qu'un rétablissement ne puisse avoir lieu d'ici 15 ans. Une action immédiate et appropriée peut améliorer l'état du stock d'espadon de l'Atlantique nord, étant donné que les tailles du stock se situent au-dessous de la biomasse à la PME et vu la nature résistante de l'espadon. Afin d'enrayer la tendance au déclin, les analyses suggèrent généralement que les captures n'excèdent pas 10.000 MT. Une VPA provisoire spécifique du sexe indiquait qu'une capture d'environ 12.000 TM pourrait permettre une augmentation aux niveaux de la PME. Toutefois, le Groupe a rappelé la nature provisoire de ces analyses. Pour que la biomasse du stock puisse augmenter, il faut que le niveau de ponction soit immédiatement réduit en-deçà de ce niveau. Le Groupe a insisté sur l'importance d'une gestion efficace de l'effort de pêche (et par conséquent du taux de mortalité par pêche) plutôt que de ne mettre en place qu'une politique de gestion des captures. Étant donné que la capture correspondant à un taux de mortalité par pêche ciblée dépend de l'état du stock, les mesures de gestion sont susceptibles d'exiger un ajustement après chaque évaluation afin de maintenir le taux de mortalité par pêche ciblée. L'évaluation actuelle du stock illustre bien cette situation : même si les captures ont diminué par rapport aux niveaux de 1988, les taux de mortalité par pêche de 1995 étaient quand-même supérieurs à ceux de 1988.

Atlantique sud

Le Groupe s'est montré sérieusement préoccupé par l'état du stock de l'Atlantique sud, eu égard aux résultats préliminaires du modèle de production, aux captures élevées et aux tendances au déclin de la CPUE dans certaines pêcheries. Les captures de l'année 1996 sont les plus élevées jamais enregistrées et se situent au niveau des captures record observées précédemment dans l'Atlantique nord. Les résultats des analyses indiquent que les niveaux actuels de ponction ne sont pas durables. Si la Commission souhaite que le stock se rétablisse, les actions ne peuvent être différées plus longtemps et les niveaux de ponction doivent être réduits, sous peine de devoir prendre à l'avenir des mesures encore plus restrictives. Des analyses préliminaires indiquent que la pêche au niveau de F_{PME} pourrait permettre un rétablissement rapide du stock au niveau de la PME mais que cela exigerait des réductions substantielles pour approcher des 13.000 MT ou moins en 1997 et par la suite.

Atlantique entier

Si l'hypothèse d'un stock Atlantique entier avait été retenue, celle-ci n'indiquerait probablement aucune amélioration par rapport aux stocks de l'Atlantique nord et de l'Atlantique sud. Les captures actuelles ne sont pas durables et des réductions substantielles des ponctions sont nécessaires. Le Groupe a exprimé sa préoccupation à propos des incertitudes sur la structure du stock d'espadon de l'Atlantique, et de la possibilité que le stock supposé de l'Atlantique nord ne comprenne pas la capture entière du stock biologique. Lorsque les limites entre les stocks sont incertaines - dans ce cas en raison de l'imprécision ou de la limitation des données - il est conseillé de mettre en oeuvre des mesures de gestion qui cernent les différentes hypothèses possibles du stock. C'est la raison pour laquelle on recommande que des mesures de gestion efficaces soient mises en oeuvre dans l'ensemble de l'Atlantique.

INFORME
DE LA SESIÓN DE EVALUACIÓN ICCAT DE STOCK DE PEZ ESPADA
(Halifax, Nova Scotia, Canadá, 2 a 9 de octubre de 1996)
 SCRS/96/30

INFORME DETALLADO 1996 - PEZ ESPADA

SWO - P E Z E S P A D A

El Grupo de Especies para Pez Espada se reunió durante ocho días (2 a 9 de octubre de 1996) en Halifax, Nova Scotia, Canadá, tal como estaba programado, en respuesta a una invitación del Gobierno de Canadá, Department of Fisheries and Oceans. La reunión fue inaugurada por J.M. Porter (anfitrión local y Organizadora del Grupo de Especies para Pez Espada), y J.S. Loch, Director de Maritimes Regional Science, Department of Fisheries and Oceans dio la bienvenida. Este informe documenta las discusiones del Grupo.

Se llevaron a cabo dos nuevos importantes análisis en 1996: para el Atlántico norte se calculó un VPA preliminar, específico del sexo; y para el Atlántico sur se llevó a cabo un análisis del modelo de producción de stock. Estos dos análisis requirieron una considerable preparación de datos por científicos nacionales y la Secretaría de ICCAT. Por su esfuerzo, hay que elogiar a los científicos implicados, especialmente teniendo en cuenta el programa de trabajo para otras especies ICCAT. El Grupo observó que la reunión se habría beneficiado en gran medida de la participación de P. Kebe, Analista de Sistemas de ICCAT. En el futuro, se recomienda que la Secretaría de ICCAT envíe por lo menos al Secretario Ejecutivo Adjunto y al Analista de Sistemas a las sesiones de evaluación de stock de pez espada.

Se debe encomiar a la Secretaría de ICCAT por haber tenido disponible la captura por clases de edades y la captura por clases de edades por sexo al comienzo de la reunión, como se había recomendado en los informes anteriores del grupo de especies.

Anteriormente se había recomendado que los científicos familiarizados con las pesquerías del Atlántico sur asistiesen a las sesiones de evaluación de stock: las sesiones se beneficiaron grandemente de la asistencia de un científico de Brasil en 1996. Sin embargo, se solicita a los científicos de todas las naciones que pescan pez espada en el Atlántico que participen en la sesión de evaluación de stock de pez espada. En particular, las deliberaciones de 1996 se habrían beneficiado de la participación de científicos de Portugal, Uruguay, y China Taiwan. Además, ya que las fechas de estas reuniones se establecen con antelación, se recomienda que los participantes asistan a la sesión completa, desde la apertura a la adopción del informe.

No se disponía de nuevos datos (desde la sesión de 1995) para el pez espada del Mediterráneo: no se llevaron a cabo análisis nuevos, y no se actualizó el Resumen Ejecutivo.

SWO-ATL-1. DESCRIPCIÓN DE LAS PESQUERÍAS

El pez espada se encuentra ampliamente distribuido en las aguas tropicales y templadas del Océano Atlántico y el Mar Mediterráneo. Se sabe que desova en aguas cálidas del Océano Atlántico y en el Mar Mediterráneo. Las capturas totales de pez espada (Atlántico y Mediterráneo) alcanzaron un máximo en 1988, de 52.619 t, que declinó en un 12%, a 46.456 t, en 1994 (Tabla 1 y Figuras 1 y 2). No se dispone de datos de 1995 para el Mediterráneo.

La captura total de pez espada comunicada para el Atlántico total (norte y sur, incluyendo descartes) alcanzó un pico histórico de 36.834 t en 1995, un 8% superior a la anterior captura máxima de 34.032 t en 1989 (**Tabla 1 y Figura 1**). La captura comunicada de 1995 es un 13% superior a la de 1993 (32.585 t), que fue el año final utilizado en el último análisis completo de evaluación de stock de pez espada del SCRS. Mientras las capturas del Atlántico norte han descendido desde los desembarques máximos comunicados de 20.224 t en 1987 a 16.934 t en 1995, los desembarques del Atlántico sur se han incrementado de forma continua durante las décadas de los años 80 y 90 a 17.308 t en 1994 y 19.900 t en 1995, niveles que igualan las capturas máximas del Atlántico norte.

El pez espada se captura en todo el Atlántico por pesquerías dirigidas y como especie secundaria de las pesquerías de palangre dirigidas a los túnidos (**Figura 2**). Desde finales de la década de los años 50 o comienzos de los años 60, han operado pesquerías de palangre dirigidas en España (**Figura 3**), Estados Unidos (**Figura 4**) y Canadá (**Figura 5**), y han existido pesquerías de arpón desde finales de 1800. La pesquería de palangre de Japón dirigida al atún se inició en 1956, y desde entonces ha operado en todo el Atlántico con importantes capturas de pez espada que se obtienen como captura secundaria de sus pesquerías de túnidos (**Figura 6**). Hay otras pesquerías dirigidas al pez espada (Portugal, Venezuela, Marruecos y Uruguay) y capturas secundarias u oportunistas que también obtienen pez espada (Taiwan, Corea, Francia y Brasil). Se ha informado que desde 1994, parte de la flota de palangre de Brasil ha comenzado a perseguir pez espada, cambiando el palangre convencional por palangre de monofilamento. El Grupo expresó preocupación acerca de los desembarques no comunicados, de barcos con pabellón de conveniencia y de otras fuentes, que incluyen a naciones miembros y no miembros. Las evaluaciones analíticas basadas en capturas no estimadas serán optimistas.

La captura y esfuerzo del Atlántico norte se incrementaron de forma continua a partir de 1978, cuando se revisaron las normativas estadounidenses para el mercurio. Desde el máximo histórico de 20.224 t en 1987 (**Tabla 1 y Figura 1**), los desembarques (más los descartes) mermaron en un 16%, a 16.934 t en 1995. Los desembarques y descartes de 1995 fueron un 10% superiores a los de 1994 (14.686 t), debido a capturas más altas comunicadas por España, Japón, Portugal y Estados Unidos. En 1995, España y Estados Unidos disminuyeron sus desembarques del Atlántico norte en un 38% desde 1987, y un 37% desde 1989, respectivamente, en respuesta a las recomendaciones de ICCAT. Si se tienen en cuenta los descartes de Estados Unidos, los desembarques totales y los descartes de ese país han descendido en un 29%. Estos descensos se han atribuido parcialmente a la implementación de talla mínima, a un trasvase de parte del esfuerzo de España al sur de 5°N a partir de 1988, el desplazamiento de algunos barcos estadounidenses a otras pesquerías y la implementación de cuotas anuales por parte de ese país. Asimismo, la pesquería tradicional de palangre de España ha cambiado sus prácticas operativas durante 1994 y 1995, persiguiendo de manera ocasional otras especies además de al pez espada, para aprovechar las condiciones de mercado y las tasas relativas de captura.

Los desembarques comunicados del Atlántico sur fueron relativamente bajos (en general, menos de 5.000 t) hasta comienzos de los años 80. Los desembarques se incrementaron continuamente durante los años 80 y 90 a 17.308 t en 1994 y 19.900 t en 1995, niveles que igualan al máximo de capturas en el Atlántico norte. Desde 1988, las capturas comunicadas han excedido de 12.000 t. El pico histórico de desembarques comunicados para 1995 (19.900 t) es superior en un 15% a los desembarques comunicados en 1994 (17.308 t) y un 17% superiores a los desembarques comunicados en 1990 (17.008 t). Entre 1990 y 1994, los desembarques comunicados fueron ligeramente inferiores (12.700 t y 15.400 t). Este declive se debió en parte al trasvase de unidades de la flota española al Pacífico en 1991, a una reducción de la captura fortuita japonesa de pez espada y a desembarques inferiores en Brasil. Desde 1988, la pesquería de palangre española ha ampliado sus caladeros hacia el sur (central) y sudoeste, hasta 40°S (**Figura 3**). En el Atlántico sudoccidental, las pesquerías palangreras sudamericanas persiguen pez espada, túnidos o tiburones, dependiendo de las tasas de captura relativas y las condiciones del mercado.

El peso medio (kg peso vivo) de pez espada capturado en el Atlántico norte se representa en la **Figura 7**, según fue calculado a partir de los datos de captura por clases de talla de Japón, España, Estados Unidos (incluyendo estimaciones de descartes), Canadá y todas las naciones combinadas. Existe una considerable

variabilidad en las categorías de los pesos medios anuales, especialmente para Japón, Canadá y "otros países". Las diferencias entre las naciones reflejan diferencias en la selectividad y en las características operativas geográfico-estacionales de las flotas. Además, las series temporales para una nación o grupo de naciones podría incluir sustituciones (de áreas o temporadas adyacentes o de otras naciones) para años específicos o períodos de años, o la extrapolación de fracciones de muestreo muy escasos a las capturas totales. En consecuencia, está justificada la interpretación cautelosa de las tendencias que se indican en la **Figura 7**. El cambio de artes y prácticas operacionales, las variaciones en la composición de edad/talla, y las tasas de muestreo pueden influir en estas tendencias. Los pesos medios del pez espada del atlántico norte capturado por todas las pesquerías ha descendido desde 1978 hasta 1995. desde 1988, el peso medio global para el Atlántico norte total se ha mantenido relativamente estable.

SWO-ATL-2. ESTADO DE LOS STOCKS

a. Estructura de stock

Los escenarios de estructura de stock que se tomaron en cuenta en la reunión del Comité en 1994 (SCRS/94/SWO) son:

- 1) Atlántico norte (norte de 5° de latitud norte)
- 2) Atlántico sur (Sur de 5° de latitud norte)
- 3) Atlántico total
- 4) Mar Mediterráneo

El Grupo observó también una considerable incertidumbre en la estructura de stock. A la vista de la incertidumbre, el SCRS recomendaba, en su Informe 1994, que se llevara a cabo un examen detallado y comprensivo de la información nueva e histórica antes de la próxima evaluación del SCRS de stock de pez espada. Si bien aún no se ha llevado a cabo una revisión de esa naturaleza, el Grupo examinó nueva información relativa a la estructura de stock, incluyendo estudios de marcado-recaptura, investigaciones genéticas e información de las pesquerías. Los hallazgos más importantes se resumen más adelante.

Indices de abundancia

Se examinaron los documentos de trabajo que contenían series de CPUE para el norte y el sur, y se les comparó para determinar si las tendencias similares eran evidentes (Apartado 2c). Si bien la información disponible para el norte mostró cierta concurrencia con un evidente declive gradual en la mayor parte de las series, los datos de CPUE para el sur (Japón y España) divergen de 1992 a 1995 y en consecuencia fueron difíciles de interpretar con respecto a las diferencias de stock. Las series sur de CPUE de Japón declinan desde 1984 a 1995, pero las series norte de CPUE de Japón y Estados Unidos comienzan su declive considerablemente antes.

Áreas de desove

El Grupo de Especies examinó un documento que describía posibles áreas de desove (SCRS/96/142). Las conclusiones se basaban en los índices gonadales obtenidos de 13.739 ejemplares de pez espada examinados en la pesquería española. El documento apoya el punto de vista de que gran parte del desove en el Atlántico tiene lugar en aguas tropicales y subtropicales próximas al ecuador.

Recuperación de marcas

Se examinó un documento que resumía la información sobre marcado y recaptura disponible en National Marine Fisheries Service's Cooperative Tagging Center desde 1961 a agosto de 1996 (SCRS/96/149). Durante

ese período, se marcaron y liberaron 8.825 peces espada, principalmente en el océano Atlántico norte occidental, y se recapturaron 267, mayormente frente a la costa este de Norteamérica. Todas las recapturas se produjeron al norte de 5° de latitud norte. La media de tiempo en libertad fue de algo más de dos años. Se registró el primer desplazamiento trasatlántico comunicado de un pez espada (2.732 millas náuticas).

Durante la discusión del documento, se observó que se disponía de información adicional de marcado-recaptura, aparte de la contenida en el documento, incluyendo algunas liberaciones en el Océano Atlántico sur. Se observó un movimiento a larga distancia, desde las costas de Uruguay a la mitad del Atlántico sur.

Estudios genéticos

Se recibieron dos documentos que describían el empleo de ADN mitocondrial (ADNmt) para la separación de stocks (SCRS/96/152 y 153). Este último documento, que se basaba en una muestra de pequeño tamaño, presentaba un punto de vista que, dado los altos niveles de diversidad observados en el genoma del ADNmt del pez espada, era inadecuado utilizar los resultados del ADNmt para resolver la estructura de stock a una escala más fina que la cuenca oceánica. En consecuencia, los autores no están de acuerdo con el hallazgo de Alvarado Bremer *et al.* (1996) aunque se basa en muestras de mayor tamaño, que informa sobre la evidencia de una base genética para la población del norte y sur del Atlántico. Los autores del SCRS/96/153 también observan una preocupación en cuanto a la metodología con la importancia estadística de los resultados de Alvarado Bremer *et al.* (1996).

El SCRS/96/152 (autor principal, Alvarado Bremer) responde a las críticas del documento mencionado presentando datos adicionales que apoyan su punto de vista. Los autores también discurren sobre el razonamiento que les condujo a la conclusión de que hay una base genética para las poblaciones de pez espada separadas al norte y al sur. Globalmente, concluyen que la evidencia de poblaciones genéticamente distintas es concluyente.

Se debe observar que el Grupo no hizo ningún intento por evaluar críticamente estos documentos, que presentan diferencias enfrentadas y sin resolver. En cambio, el Grupo observó que dada la alta variabilidad de ADNmt de pez espada, reconocida por todos los que trabajan en el asunto, y la dificultad para traducir los resultados de las investigaciones en el campo de la genética en recomendaciones prácticas para estructura de stock, era improbable que estas investigaciones por sí mismas produjeran una resolución clara de una estructura de gestión desde un punto de vista práctico. En cualquier caso, la evidencia genética debería tenerse en cuenta como una herramienta adicional, no como un diagnóstico separado.

La **Tabla 2** es una actualización de una tabla similar presentada en el SCRS/94/SWO, y pone al día la información disponible relativa a la estructura de stock. En la actualidad, no hay datos suficientes para rechazar la hipótesis de la existencia de dos poblaciones al norte y sur de 5° de latitud norte, pero la evidencia en la que se apoya no es robusta, y del mismo modo se podrían apoyar con la misma convicción otras divisiones.

Prioridades de evaluación

Teniendo en cuenta la información disponible sobre estructura de stock y los datos disponibles, el Grupo estableció las prioridades de evaluación, como sigue:

- 1) Atlántico norte (norte de 5° de latitud norte)
- 2) Atlántico sur (sur de 5° de latitud norte)

Es importante observar que las medidas de ordenación son necesarias en todo el rango de cualquier hipótesis de stock utilizada a efectos de ordenación, a la luz de la incertidumbre asociada con los supuestos de estructura de stock de pez espada.

b. Captura por clases de talla/edad (sin distinción de sexos y por sexos)

La Secretaría presentó el SCRS/96/25, que describía los procedimientos que había utilizado para actualizar la captura por clases de talla de pez espada para los stocks norte y sur del Atlántico. También describía la creación de la captura por clases de talla por sexo para el Atlántico norte. El Grupo agradeció a los científicos que habían facilitado a tiempo a la Secretaría los ficheros de captura por clases de talla, y agradeció asimismo a la Secretaría haber completado: (1) la actualización de la base de datos, y (2) el desarrollo de una nueva base de datos específica del sexo antes de la sesión de evaluación de stock. La disponibilidad de estos datos a comienzos de la reunión permitió al Grupo llevar a cabo análisis estructurados por edad más temprano que en muchas reuniones recientes.

Durante las discusiones de la separación entre las unidades de gestión entre el norte y el sur, el Grupo consideró que podría ser útil poder separar las capturas utilizando estratos geográficos más reducidos para examinar las hipótesis alternativas acerca de la localización del límite. Durante el debate de la captura por clases de talla por sexo, el Grupo observó que podrían existir importantes diferencias en sex ratio por clases de talla entre áreas cerradas. En consecuencia, el Grupo de Especies recomendó que la captura por clases de talla y los datos de sex ratio por clases de talla fueran comunicados a la Secretaría en una resolución geográfica más fina (posiblemente, en bloques de 5°x5°) que la que actualmente se emplea.

Captura por clases de talla y captura por clases de edad (sin distinción de sexos)

La captura por clases de talla actualizada incluía cierta reducción del número de peces en 1988 (especialmente para España) y algunos otros cambios en la información histórica, de acuerdo con los cambios en la captura de la Tarea I comunicados por varias naciones, particularmente Venezuela en 1990 y 1992 (SCRS/96/25). El Grupo aprobó el procedimiento y la captura por clases de talla.

La ecuación de crecimiento de marcado-recaptura desarrollada por el SCRS en 1988 se utilizó para establecer límites mensuales para aplicar el método de filo de cuchillo por edad, y se aplicaron para calcular la captura por clases de edad para el Atlántico norte (Tabla 3).

Captura por clases de talla y captura por clases de edad por sexo

Este año, por primera vez, se creó la captura por clases de talla por sexo para el Atlántico norte; esta base de datos se consideró preliminar a causa de preocupaciones sobre algunos de los procedimientos utilizados para desarrollar la captura por clases de talla por sexo y las diferencias de esos procedimientos entre varias naciones. Las estimaciones nacionales de captura por clases de talla por sexo fueron presentadas por los siguientes países:

España: 1988-95 utilizando sex ratio por clases de talla observado para 18 estratos geográficos, dos estratos estacionales y agregados a lo largo de los años.

Canadá: 1986-95 utilizando estimaciones de sex ratio por clases de talla a partir de análisis de regresión lineal basado en datos agregados a lo largo del área y temporada (tras una inspección inicial de los datos) y a lo largo de los años.

Japón: 1978-95, utilizando sex ratio por clases de tallas de España.

EE.UU.: 1985-95, utilizando estimaciones de sex ratio por clases de talla a partir de regresiones curvilineales para tres estratos geográficos por año, agregados a lo largo de las estaciones. Se utilizaron sustituciones para varios estratos año/área sobre los cuales se disponía de muy poca o ninguna información.

Los procedimientos de España para crear la captura por clases de talla específica del sexo se facilitaron en el SCRS/96/136. Se asumió que las variaciones anuales en sex ratio por clases de talla no era importante, basándose en los hallazgos comunicados en el SCRS/93/113, SCRS/94/126 y SCRS/95/101. Apoyándose en estos estudios se asumió que había diferencias importantes en la variación del sex ratio por clases de talla entre áreas, artes (palangre y redes de enmalle) y temporadas. Se asumió que por debajo de los 126 cm había un número igual de machos y hembras, mientras que por encima de 209 cm, se asumió que todos los peces eran hembras.

Los procedimientos seguidos por Canadá para crear una captura por clases de talla específica del sexo se comunicaron en el SCRS/96/139. La inspección visual de datos observados indicó un alto grado de similitud del sex ratio por clases de talla por temporada y área, así como un incremento lineal en la proporción de hembras de 115 a 230 cm. Se asumió que por debajo de 115 cm había un número igual de machos y hembra, mientras que por encima de 230 cm se asumió que todos los peces eran hembras.

Los procedimientos para calcular la captura por clases de talla por sexo de Estados Unidos se presentaron en el SCRS/96/150. Las diferencias geográficas y anuales en el sex ratio por clases de talla de 1991 a 1995, cuando se disponía de muestras de talla sustanciales para casi todos los estratos espacio-temporales, se consideraron estadísticamente importantes, en contraste con el análisis de 1995 en el cual sólo se consideraron importantes los efectos de área (SCRS/95/101). Se utilizó un enfoque regresivo no lineal para estimar las proporciones ajustadas de hembras por clases de talla para estratos año-área con suficientes observaciones. Se utilizaron sustituciones para estratos con pocas observaciones (principalmente, anteriores a 1991). La proporción de hembras por debajo de 90 cm en dos áreas y 110 cm en otra se calcularon a partir de un promedio específico del área de las proporciones predichas por el modelo de hembras a la talla mínima. Para las predicciones del modelo para tallas superiores se utilizaron 300 cm.

La Secretaría explicó el procedimiento adoptado por la Secretaría para calcular la captura por clases de talla por sexo para las capturas en el Atlántico norte de todos los demás países (los que no aparecen más arriba). La totalidad de la captura por clases de talla específica por sexo del Atlántico norte de Canadá, Japón, España y Estados Unidos se combinó por año, trimestre, áreas ICCAT, y sex ratio para cada 1 cm de categoría se aplicó a la captura y talla de todos los demás países en cada estrato area-tiempo-talla correspondiente. En la **Figura 8**, se compara la captura por clases de talla para España, Estados Unidos y todos los países combinados con cada área ICCAT, para 1990 y 1995.

El Grupo de Especies sobre Pez Espada indicó su preocupación por las diferencias entre Canadá, España, Estados Unidos e ICCAT en (1) el cálculo de estimaciones de sex ratio por clases de talla, y/o (2) su aplicación en cálculos de captura por clases de talla. El Grupo estaba inquieto porque los enfoques eran lo suficientemente distintos como para que la adopción de cualquiera de los ellos para todas las pesquerías se tradujera en importantes diferencias en la captura por clases de edad resultante. Se recomendó establecer un grupo de trabajo para desarrollar enfoques estandarizados para el tratamiento de sex ratio por clases de talla y el desarrollo de captura por clases de talla por sexo. Por lo menos, el Grupo debía considerar (1) la estratificación por área, año, temporada y/o arte; (2) el empleo de estimaciones observadas o ajustadas de sex ratio por clases de tallas, en particular dado el amplio rango de muestras de talla disponibles; (3) el grado de diferencias entre diversos estratos de tiempo, área y pesquería para evaluar la fiabilidad de las sustituciones de todos los estratos, y (4), métodos asociados para calcular la captura por clases de talla por sexo. Se recomendó que científicos de todas las naciones con pesquerías importantes de pez espada, y todas las naciones con información sobre sex ratio por clases de tallas de pez espada participaran en este grupo de trabajo. Se solicitó a Estados Unidos que dirigiese este grupo de trabajo. Se observó que este grupo de trabajo podría necesitar una reunión intersesiones para completar esta tarea antes de la próxima sesión de evaluación de stock de pez espada.

El Grupo creó una captura por clases de edad utilizando la captura por clases de talla por sexo y crecimiento específico por sexo (**Tabla 4**), pero lo consideró preliminar a causa de las preocupaciones antes expresadas. Las ecuaciones de crecimiento específico del sexo estimadas en el SCRS/95/99 se utilizaron para

establecer límites mensuales específicos del sexo para separar edades mediante el método de filo de cuchillo. El Grupo observó grandes diferencias en las tallas por clases de edad estimadas entre las ecuaciones en el SCRS/95/99 y otras ecuaciones específicas del sexo para pez espada. Observó además la ausencia de información del Atlántico este y en el Atlántico sur en el conjunto de datos de Erhardt *et al.* Recomendó un estudio continuo sobre crecimiento específico del sexo.

El Grupo observó que la captura por clases de edad específica del sexo, preliminar y reagregada (**Tabla 4**) mostraba un descenso más gradual de los números por clases de edad que la captura por clases de edad indiferenciada (**Tabla 3**). Esto indicaría una tasa de mortalidad por pesca inferior para los análisis que tienen en cuenta el dimorfismo sexual.

c. Tasas de captura

Atlántico norte:

El Grupo examinó la información sobre tasas de captura específica de la edad, estandarizada, del Atlántico norte de las pesquerías de palangre de Japón (SCRS/96/135), España (SCRS/96/141), Estados Unidos (SCRS/96/145), y Canadá (SCRS/96/140) (**Tablas 5 y 6, Figuras 9 y 10**). Estas series de tasas de captura se actualizaron a partir de los análisis anteriormente presentados para incluir información sobre captura y esfuerzo durante 1995.

Para las series japonesas, españolas y norteamericanas, se llevaron a cabo dos formas de estandarizaciones de la tasa de captura: 1) para capturas con edad determinada por la curva de crecimiento de Gompertz para sexos combinados, y 2) para capturas con edad determinada por medio de las ecuaciones de crecimiento específicas del sexo tras separar la captura por sexo utilizando información disponible de sex ratio por clases de talla. Este último enfoque se tomó para facilitar una base para llevar a cabo análisis de evaluación de stock específicos del sexo. Esta tarea se inició en respuesta a las recomendaciones previas del SCRS, y representa el primer intento para incorporar directamente a los análisis de evaluación los datos observados de sex ratio por clases de talla recolectados de varias flotas.

El Grupo observó que algunos cambios recientes en las características operacionales y de búsqueda de varias flotas, tales como la introducción de liñas principales de nylon en la flota japonesa y los recientes cambios en las estrategias de búsqueda y operacionales de la flota española, aún no han sido tenidas en cuenta en los procedimientos de estandarización aplicados. Estos cambios podrían traducirse en una cierta subestimación de las tasas de captura estandarizadas de España en años recientes, y algunas sobreestimaciones de las tasas de captura estandarizadas de Japón en años recientes. El Grupo recomendó hacer esfuerzos para modelizar los efectos de los cambios operacionales y de búsqueda de las flotas.

El Grupo examinó también la información sobre la tasa de captura utilizada para desarrollar un índice de biomasa estandarizado, actualizado, para el Atlántico norte a partir de los conjuntos de datos de Estados Unidos, Canadá, Japón y España (SCRS/96/144, **Tabla 5, Figura 9**).

Los índices estandarizados que se tienen en cuenta para calibrar el VPA y el modelo de producción de stock en situación de no equilibrio para la hipótesis de stock del Atlántico norte se muestran en las **Tablas 5 y 6**, las tendencias de estos índices entre flotas son similares. El Grupo observó que la información sobre la tasa de captura estandarizadas de los peces pequeños (edades 1 y 2) basada en análisis de datos de desembarque de la flota de Estados Unidos, probablemente no es un indicador preciso de la abundancia de peces pequeños después de 1990. En 1991, Estados Unidos implementó una regulación de talla mínima, en conformidad con la recomendación de ICCAT. Esta regulación se tradujo en un descenso de los números de peces inferiores a la talla mínima desembarcados por Estados Unidos. En los índices específicos por edad, se estimó que la CPUE de las edades 1 y 2 desembarcadas estaban afectadas después de 1990, y no se utilizaron para calibrar los

modelos de evaluación. El Grupo observó que los futuros análisis de tasas de captura de pez espada que se basan en los datos de observadores de la pesquería de Estados Unidos, aportarán una base adicional para estimar los índices de abundancia estandarizados específicos de la edad de la flota estadounidense. El programa de muestreo con observadores entró en vigor a mediados de 1992, y aún no se dispone de suficientes datos que permitan relacionar las tasas de captura observadas con índices de las tasas de capturas desembarcadas.

Se estimó que las tasas de captura de peces pequeños de las pesquerías de España, Japón y Canadá, que se basan en registros de desembarque, no estaban afectadas por las regulaciones de talla mínima en el período durante el cual se llevaron a cabo los análisis. Las tasas de captura para los peces espada de edades 1 y 2 en los datos de Japón, y de edad 1 en los datos de Canadá son considerablemente inferiores que las de los peces de más edad en estas flotas. De los índices disponibles de peces pequeños, el Grupo observó que los índices españoles parecían ser los que mejor siguieron la trayectoria de la progresión de la robustez relativa de las cohortes.

El Grupo discutió las series temporales estandarizadas de Canadá, que se preparó primero para la reunión de evaluación de Pez Espada en 1994. Las series mostraban esquemas correlacionados de las edades asumidas representadas en los índices. Es posible que el método utilizado para determinar la talla y edad de la CPUE de Canadá no separase las series adecuadamente por edad. Se determinó la edad de la CPUE estandarizada utilizando el algoritmo estándar de separación de edades, de ICCAT, aplicado a los otros índices específicos de la edad de la flota, pero se le asignó la talla con los mismos datos de frecuencia de tallas utilizados para determinar la talla de los datos de captura de Canadá. Este procedimiento difiere del que se emplea en las series de CPUE de España y Estados Unidos, cuyas tallas se determinan utilizando la distribución observada de talla de los peces de cada desembarque utilizado en el análisis. El procedimiento utilizado es similar al que se aplica en el análisis de Japón. El Grupo recomendó el empleo de datos individuales de captura por clases de talla por viaje en los análisis de CPUE, hasta el punto en que estos datos estén disponibles. Dado que los datos de captura por clases de talla de Canadá para las mareas sólo se han recolectado desde 1994, no ha sido posible utilizar este enfoque para los análisis de CPUE. El Grupo recomendó llevar a cabo un análisis comparativo utilizando ambos métodos para clasificar los datos de viajes para la próxima evaluación, cuando habrá disponibles por lo menos 4 años de datos de esfuerzo y talla específicos del barco.

Atlántico sur:

El Grupo examinó las CPUE estandarizadas en el Atlántico sur de las pesquerías de palangre de Japón (SCRS/96/146), Taiwan (SCRS/96/148), Brasil (SCRS/96/151) y España (SCRS/96/141). Las series de Japón y Brasil estaban expresadas en peso, pero las series de Taiwan y España estaban expresadas en números (específicos de la edad en el caso de España). Durante la reunión, el Grupo de Especies pudo evaluar un análisis de la tendencia estandarizada de CPUE de la flota de Brasil-Taiwan (véase el **Apéndice 3**).

Se estimó la CPUE de la biomasa de palangre estandarizada de Japón a partir de información obtenida principalmente del Atlántico sudeste. La serie indicaba una tendencia ligeramente ascendente o estable a finales de los años 70, pero una tendencia decreciente desde mediados de los 80. El modelo para esta estandarización incorporaba un término de interacción año-trimestre. El Grupo examinó el efecto de este término de interacción en la modelización de la tendencia histórica de la CPUE. Las CPUE estandarizadas por trimestre, calculadas en la reunión, no mostraron una diferencia clara en la tendencia, y el Grupo concluyó que el término de interacción trimestre*año tenía poca influencia en la serie temporal de la CPUE.

La CPUE estandarizada de palangre de Taiwan para todo el Atlántico sur se calculó utilizando la base de datos de la Tarea II de ICCAT (SCRS/96/148). Los datos disponible sólo incluían información hasta 1992, y era diferente de la base de datos utilizada para las Jornadas de Trabajo sobre Atún Blanco 1996 en Taipei este año. El Grupo observó que la cobertura geográfica de la base de datos de atún blanco era más amplia que la que se utilizó en SCRS/96/148, especialmente para 1991 y 1992. Para las series de CPUE de Taiwan se indica

un declive a comienzos de los años 70, pero con un incremento a finales de los años 70, seguido de un decremento gradual hasta finales de los años 80, y un rápido incremento después. Se ha comunicado que parte de la flota taiwanesa perseguía pez espada a finales de los años 80 y comienzos de los 90 en el Atlántico sur. Es bastante posible que el incremento en las tasas de captura de comienzos de los años 90 haya resultado afectado por este cambio en la estrategia pesquera. Se indicó que los esquemas de las CPUE resultantes de los datos de Taiwan eran muy diferentes de los que se presentaron a evaluaciones de stock previas. No estaban claras las razones de estas discrepancias, y el Grupo opino que no sería adecuado, en ausencia de un científico nacional familiarizado con los datos de Taiwan, la aplicación de estos datos a procedimientos de calibración del modelo de evaluación. El Grupo reconoció también la necesidad de ulterior investigación para evaluar los efectos de la estrategia de pesca cambiante respecto a los esquemas de la CPUE, y recomendó llevar a cabo estas investigaciones para la próxima evaluación.

La CPUE estandarizada de palangre de Brasil en peso se desarrolló utilizando los datos de la flota de Santos, que representa una parte importante de la captura de pez espada de Brasil (SCRS/96/151). Estos datos están disponibles para los períodos 1986-89 y 1992-95. Estos datos abarcan una zona frente a Brasil (20-40° sur, 20-50° oeste) que es menos amplia que los caladeros de algunas de otras naciones pesqueras del Atlántico sur. La CPUE de la flota de Santos mostró tendencias crecientes en ambos períodos y el nivel observado en 1995 era en torno al doble del observado en 1986. La flota de Santos perseguía tiburones en el primer período, y cambió su especie objetivo a pez espada desde más o menos 1994, si bien la búsqueda es aún mixta y flexible en los años más recientes. La estandarización incorporaba el efecto de introducir el palangre de superficie que persigue pez espada, pero no pudo incorporar el cambio de estrategia operacional del palangre regular, tal como hora de operación y clase de cebo. El Grupo reconoció la necesidad de análisis ulteriores, lo que incluye evaluar la estrategia de persecución de tiburones, túnidos y pez espada. El Grupo de Pez Espada observó que el análisis tenía en cuenta el empleo de palangre de superficie y de palangre tradicional, pero que el análisis podría no haber incluido adecuadamente el efecto del aprendizaje de este arte o de perseguir tiburones, túnidos o pez espada, se recomendó examinar estos efectos analizando los esquemas específicos de tasa de captura del barco, cuando sea posible.

Se calculó la CPUE estandarizada de España, específica de la edad en números de pez espada para el Atlántico sur, período 1989-1995 (SCRS/96/141). La CPUE de la edad 1 mostraba una tendencia creciente para el período observado, pero la CPUE de la edad 5+ no mostraba tendencia aparente. Las CPUE de las otras edades de 2 a 4 años disminuyeron hasta 1993, pero se incrementaron desde entonces. Los caladeros en el Atlántico sur son relativamente nuevos para la flota española. Recientemente, la flota se ha ampliado hacia el oeste, aguas templadas del este, y aguas tropicales del Atlántico sur desde 1994 (SCRS/96/138). Se comunicó que durante la primera parte de las series temporales, la flota española estaba en proceso de aprender estrategias de pesca óptimas para estas nuevas zonas de pesca, y que esta situación podría haber influido en los esquemas observados de la CPUE. Como la CPUE española del Atlántico sur se calculó en número de peces por unidad de esfuerzo, se utilizó el promedio de peso de la captura de la flota española en la región para crear unas series de CPUE basadas en la biomasa para aplicarlas a los análisis del modelo de producción para el Atlántico sur.

En la reunión, se desarrolló una CPUE estandarizada Brasil-Taiwan en peso para el período 1991 a 1995 (**Apéndice 3**). El Grupo de Especies sobre Pez Espada estaba satisfecho de observar el progreso hecho en los análisis de estos datos. Se sugirió que la fuerte tasa de captura observada en 1991 podría explicarse en parte por los números relativamente bajos de observaciones efectuadas en 1991 en comparación con los últimos años. El esquema de la CPUE mostró una tendencia decreciente desde 1992 a 1995. El Grupo consideró que los progresos obtenidos en el análisis de estos datos eran importantes, pero estaba preocupado por los posibles efectos del cambio de especie-objetivo en las series de tasa de captura. El Grupo recomendó investigar el efecto de la persecución con estos datos y presentar un análisis actualizado a la próxima evaluación.

La comparación entre las series de CPUE para las diferentes flotas se llevó a cabo para el total del Atlántico sur, y para un área restringida frente a Brasil (**Figura 11**), porque la CPUE de Brasil y Brasil-Taiwan sólo abarcaba las aguas frente a Brasil, y podría mostrar los cambios de abundancia locales. Para efectuar la

comparación, se desarrolló la CPUE estandarizada de Taiwan en aguas frente a Brasil. Las CPUE de Japón, Taiwan y España (convertidas en CPUE de biomasa) podrían reflejar la abundancia de todo el stock del Atlántico sur. Hay algunas diferencias claras en la tendencia de la CPUE entre Japón y Taiwan, especialmente en el período desde mediados los años 80, cuando la tendencia estaba negativamente correlacionada, pero la tendencia entre Japón y España es relativamente similar, excepto para los últimos dos o tres años. En aguas frente a Brasil, la tendencia de la CPUE de Brasil era similar a la de Taiwan en el período de 1986-89, pero la tendencia entre Brasil y Brasil-Taiwan mostró la tendencia opuesta. La serie de tasas de captura aplicada en el modelo de producción del Atlántico sur se muestra en la **Tabla 7 y Figura 11**.

Comentarios generales

Como en el informe anterior, el Grupo observó que era posible que los cambios en la capturabilidad específica de la edad, que no se detectan en los modelos utilizados para estandarizar la CPUE, podrían causar variaciones en los resultados de la evaluación de stock. En algunos casos, hay cambios estratégicos o operacionales en los métodos pesqueros, tales como la reciente introducción de la línea principal de nylon en la flota de palangre de Japón, que probablemente afectan a los esquemas de la tasa de captura, pero que no pueden incorporarse aún a los procedimientos de estandarización. Los efectos de una mayor o menor pesca podrían reflejar diferencias en la capturabilidad. No está claro cuanto sería esa variación, ya que depende del grado y dirección de las capturabilidades específicas de la edad, si las hay. La capturabilidad por edad en ascenso o descenso, no estandarizada en análisis, podría causar puntos de vista optimistas o pesimistas de las tendencias por edad. Si bien es posible que hayan tenido lugar una o dos clases de cambios en la capturabilidad en las diversas series de CPUE de pez espada, los amplios análisis de esquemas residuales llevados a cabo hasta la fecha no han identificado ninguna indicación importante de tendencias en la capturabilidad a lo largo de las series estudiadas. Sin embargo, es necesario un estudio posterior para evaluar los factores adicionales (cambios a "microescala", bioeconómicos y otros).

Hay una posibilidad de que los índices específicos de la edad de cada flota puedan no ser independientes. Esto puede ocurrir, por ejemplo, si las altas tasas de captura de un grupo de edad reduce la oportunidad de capturar peces de otros grupos de edad. Si los índices específicos de la edad no son independientes, podría ser más adecuado combinarlos en un único índice y estimar las selectividades relativas de cada año a partir de capturas parciales.

d. Parámetros de población

Se examinó un nuevo documento sobre la biología del pez espada. El documento SCRS/96/142 facilitaba una actualización de los índices gonadales de pez espada, y distribución del desove. Las áreas muestreadas fueron más amplias que en estudios anteriores. El documento concluye que las hembras con gónadas maduras o en período de desove tienen una distribución relativamente amplia en las zonas tropicales y subtropicales del Atlántico, y se sugiere una posible continuidad entre las áreas de desove comunicadas. Las áreas de desove podrían estar relacionadas con isotermas por debajo de las aguas superficiales.

El Grupo expresó preocupación acerca del uso del modelo de crecimiento específico del sexo, SCRS/96/99. Deberían desarrollarse parámetros de crecimiento a una escala más amplia con muestras de tallas más amplias. Un grupo de trabajo, con varios científicos debería llevar a cabo tareas adicionales. La validación por edad está sin confirmar, y se necesitan análisis adicionales con un muestreo más amplio. Deberían establecerse comparaciones entre diferentes curvas de crecimiento.

e. Modelos de producción de stock

Documentos presentados

El Grupo examinó tres documentos de trabajo relativos a modelos de producción. En el SCRS/96/111,

se presentaron las especificaciones matemáticas de un modelo de producción estructurado por edad. El documento SCRS/96/130 presentaba algunas ampliaciones a la formulación en el SCRS/96/111, que incluía principalmente ampliar el planteamiento ASPM para acomodar pesquerías múltiples, así como acomodar las dos funciones reproductor-recluta tipo Beverton-Holt y Ricker. También se presentó una aplicación de la formulación ASPM a los datos de pez espada, SCRS/96/130. El documento SCRS/96/143 facilitaba un análisis de los datos de stock-reclutamiento a partir de la evaluación del caso básico estructurado por edad del SWO 1994, así como varias formulaciones del modelo de la matriz de estos datos para evaluar el probable nivel relativo del tamaño del stock en el cual el nivel de productividad máximo neto (MNPL, *Maximum Net Productivity Level*, tomados como reclutas por reproductor) se podría producir para el pez espada. Los análisis indicaron que el MNPL podría tener lugar a niveles relativos de abundancia del stock superiores a 0,5K (donde K es la capacidad de transporte). El Grupo observó que mientras la tarea detallada en el SCRS/96/143 podría indicar que el MNPL (en términos de abundancia) podría tener lugar a niveles superiores a 0,5K, no estaba claro si esta relación se mantenía cuando estaba expresada en términos de la biomasa relativa del stock reproductor. El Grupo sobre Especies recomendó valorar las evaluaciones del nivel de productividad neta máxima expresadas en términos de biomasa para el pez espada, utilizando los métodos descritos en el SCRS/96/130.

Métodos

Al aplicar los modelos de producción al pez espada del Atlántico norte, el Grupo utilizó el mismo modelo dinámico (para no equilibrio), (ASPIC), adoptado previamente por el SCRS para varias especies, incluyendo el pez espada. El Grupo también aplicó el Modelo de Producción Estructurado por Edad (ASPM), descrito en el SCRS/96/111 y SCRS/96/130 para pruebas de sensibilidad. También para sensibilidad, el Grupo aplicó un modelo de producción generalizado en situación de no equilibrio con un parámetro de sesgo ($m = 1.1881$), fijado a un nivel que correspondía al nivel de productividad neta máxima asumido (en biomasa) que tendría lugar a un nivel correspondiente a 0,4K. El Grupo seleccionó este valor basado en los resultados de los ajustes ASPM, ya que se halló que la información era insuficiente para la tasa de captura del Atlántico norte y series de capturas temporales para permitir una estimación simultánea en el procedimiento de ajuste en no equilibrio del parámetro adicional (m), así como los valores de r , RMS , y q . El Grupo consideró asimismo emplear un modelo o modelos con el supuesto de equilibrio, pero rechazaron tal opinión, ya que tales métodos han sufrido crecientes críticas en la literatura pesquera revisada por científicos del mismo nivel (por ejemplo, Sissenwine, 1978; Hilborn & Walters, 1992). Se ha probado que tales modelos podrían tender a sobreestimar el RMS y F_{RMS} cuando se aplican para analizar una población en declive.

Los datos utilizados en modelos de producción ASPIC y en el modelo de producción generalizada era la captura total comunicada para el Atlántico norte desde 1950 a 1955 incluyendo descartes (Tabla 1) y los datos del índice de CPUE de la biomasa presentados en el SCRS/96/144 (véase el apartado 2.c, Tabla 5 y Figura 9). Los datos utilizados en los tests de sensibilidad ASPM eran la captura total comunicada para el Atlántico norte desde 1950 a 1995, incluyendo descartes, y los datos de tasa de captura adoptados para el caso base, VPA sin distinción de sexos. El ASPM requiere selectividades de entrada específicas de la edad, y para los análisis de sensibilidad de utilizaron dos esquemas de esa naturaleza. En un caso, el esquema de selectividad se basaba en el que se estimaba en una aplicación del procedimiento de análisis de población secuencial basada en la talla, presentado en una sesión de evaluación de stock anterior (SCRS/94/116) para una población con una estructura asumida de edad 10 (la última se asumió que era un grupo plus). En el otro caso, las selectividades de entrada específicas de la edad eran las resultantes del VPA caso básico sin determinación del sexo para una población con una estructura asumida de edad 5 (nuevamente, la última era un grupo plus). El ASPM requiere también un supuesto funcional stock-reclutamiento. Basándose en pruebas con los datos de pez espada, fue adoptada por el Grupo, para estas pruebas de sensibilidad, una función stock-reclutamiento tipo Ricker, con parámetros estimados en los procedimientos de ajuste de ASPM.

Además de emplear ASPIC para llevar a cabo un análisis del componente de stock de pez espada en el Atlántico norte, se llevaron a cabo análisis similares para el Atlántico sur y Total del Atlántico (Atlántico norte

y sur combinados). El caso base para la evaluación del Atlántico norte utilizaba datos de captura desde 1950 a 1995. Como en la evaluación de 1994, la biomasa de 1950 (inicial) se construyó $1.75 * B_{RMS}$ (equivalente a $0.875 * K$). En la evaluación de 1994, se llevaron a cabo numerosos análisis de sensibilidad para evaluar la sensibilidad de este y otros factores. Los resultados de estas pruebas indicaron que los resultados de las evaluaciones no estaban afectadas por este supuesto. El caso base para el Atlántico sur empleaba datos de captura desde 1960 a 1995 y dos índices de captura por unidad de esfuerzo basados en la biomasa, uno de la flota de Japón y otro de la flota de España (Tabla 7 y Figura 11).

Resultados

Atlántico norte

ASPIC: Los resultados del caso base del Atlántico norte, que el Grupo consideró como la mejor estimación, se muestran en la Tabla 8 y Figuras 12 y 13. Los resultados indican que el stock a comienzos de 1996 estaba marcadamente por debajo de la biomasa asociada con el rendimiento máximo sostenible ($B_{96} = 0.58 * B_{RMS}$) y que la tasa de mortalidad por pesca en 1995 era aproximadamente el doble de la tasa que podría producir el RMS ($F_{95} = 2.04 * F_{RMS}$).

Los análisis de sensibilidad que utilizaban supuesto ligeramente diferentes (por ejemplo, biomasa inicial $2.0 * B_{RMS}$) arrojaron resultados similares a los que se presentaron en la evaluación de 1994, y no se repiten aquí. Los resultados de las evaluaciones del modelo de producción del caso base parecen ser sólidos para un amplio rango de supuestos. El análisis de sensibilidad incluido en la Tabla 8 para el Atlántico norte difiere del caso base sólo en que los desembarques registrados para los años 1991 a 1995 inclusive se multiplicaron por 1.15 para reflejar la opinión del Grupo de que los desembarques recientes podrían estar deficientemente comunicados, a niveles importantes. Tal como se esperaba, esto se traduce en un punto de vista ligeramente más pesimista del actual estado del stock, particularmente en términos de rendimiento de reemplazo de 1996, que podría haber sido tan bajo como 9.400 t.

ASPM: Los resultados de las pruebas de sensibilidad ASPM son coherentes con los resultantes del caso base de ASPIC (Figura 14). El Grupo observó que las estadísticas relativas, en sentido estricto, no son directamente comparables con los resultados de ASPIC, dado que los resultados de ASPM se expresan en relación a las medidas de la biomasa del stock reproductor, mientras que los resultados de ASPIC se refieren a la biomasa explotable (dado que no se ha modelizado la estructura de edad en ese procedimiento). En los ajustes de ASPM, el modelo estima que el stock reproductor (tomado como biomasa de edad 5+) a comienzos de 1996 se encontraba marcadamente por debajo del nivel óptimo (entre 0.48 y $0.58 * SSB_{RMS}$) y que la tasa de mortalidad por pesca en 1995 (sobre la biomasa de la edad 5+) también estaba entre aproximadamente el doble de 2.5 veces la tasa que podría producir el RMS (véase la Figura 14). El Grupo observó que la función subyacente de producción en equilibrio para la implementación del ASPM no era necesariamente simétrica (como ocurre en el caso del ASPIC) y que los actuales resultados analíticos para pez espada sugieren que los rendimientos en equilibrio máximo se producen a niveles del stock reproductor que están aproximadamente al 40% de K. El Grupo observó que la formulación ASPM utilizada permite la incorporación de múltiples pesquerías con diferentes selectividades. El Grupo sobre Pez Espada recomendó disponer en la próxima evaluación de investigaciones sobre aplicación del ASPM a los datos específicos de la pesquería.

Modelo de Producción Generalizado: El test del modelo de producción generalizado, ajustado a los datos de pez espada del Atlántico norte con un parámetro de sesgo (m) fijado en 1.1881, se tradujo en algunas estimaciones puntuales algo más optimistas del estado del stock en 1996 de lo que lo hizo el modelo de producción del caso base o las sensibilidades ASPM. El modelo estimó que a comienzos de 1996, la biomasa explotable estaba en torno al 73% de la que podría producir el RMS ($B_{96} = 0.73 * B_{RMS}$) y que la tasa de mortalidad por pesca de 1995 era de aproximadamente 1,5 veces la tasa que podría producir el RMS. Se observó que estas estadísticas estaban comprendida en los rangos del 80% de confianza estimados a partir de procesos iterativos de reajuste a partir de submuestras (*bootstrap*) del modelo de producción ASPIC del caso

base.

Atlántico sur

Los resultados del caso base preliminar del Atlántico sur se muestran en la **Tabla 8 y Figura 15**. El modelo indica que a comienzos de 1996, el stock se encontraba próximo a la biomasa asociada a RMS ($B_{96} = 0.99 \cdot B_{RMS}$), pero que la tasa de mortalidad por pesca de 1995 se situaba en torno al 24% por encima del correspondiente nivel óptimo ($F_{95} = 1.24 \cdot F_{RMS}$). Sin embargo, el Grupo observó la naturaleza preliminar de este análisis. Esta es la primera vez que se ha presentado una evaluación cuantitativa para el Atlántico sur, y el Grupo no disponía de tiempo suficiente para llevar a cabo un examen exhaustivo de los índices de CPUE de las pesquerías de palangre de Japón y España. Además, podrían estar disponibles otros índices de CPUE para el Atlántico sur en el futuro (por ejemplo, de la pesquería de Taiwan-Brasil).

Se llevaron a cabo tres ensayos de sensibilidad para el componente de stock del Atlántico sur. El Grupo observó que la estimación de r para el análisis del caso base del Atlántico sur ($r=0.788$) era considerablemente superior a la del nivel estimado para el análisis del caso base del Atlántico norte ($r=0.425$). En consecuencia, se fijó r en 0.425 en la primera prueba de sensibilidad. El resultado fue una disminución en el RMS y en el rendimiento de reemplazo y un incremento en el ratio de mortalidad por pesca de 1995. El segundo análisis de sensibilidad excluía los datos de CPUE de Japón anteriores a 1980 por cuanto que las áreas de pesca parecen haber sido muy diferentes antes de 1980 (y las tasas de captura parecen haber sido anormalmente bajas). El tercer análisis de sensibilidad incluía las series temporales de CPUE de Japón en su totalidad, pero excluía las de España, que es mucho más breve y sólo se refiere a los años recientes (**Figura 11**). Estos dos más recientes análisis de sensibilidad se tradujeron en un punto de vista algo más pesimista del estado actual del stock en relación al caso base. Para el análisis que excluía las series de CPUE de España no resulta sorprendente, dado que los datos de España indicaban un incremento moderado en la CPUE en los años recientes, mientras que el índice de Japón indicaba un descenso moderado (**Tabla 7 y Figura 11**). Estos y otros análisis de sensibilidad (sin tabular) indican que el caso base podría representar un punto de vista en cierta forma optimista del estado del stock en el Atlántico sur. El Grupo subrayó la naturaleza preliminar de los análisis debido a incertidumbres en los datos dependientes de la pesquería; sin embargo, todos los análisis indican que la tasa actual de mortalidad por pesca está por encima de los niveles óptimos, y que necesita reducirse con el fin de regenerar y mantener el stock a niveles de biomasa que puedan soportar el rendimiento máximo sostenible.

Atlántico total

Se llevó a cabo un ensayo preliminar para el Atlántico norte y sur combinado (**Tabla 8**), principalmente a efectos ilustrativos. Las estimaciones puntuales de rendimiento máximo sostenible para el Atlántico total (19.710 t) eran inferiores a la suma de las estimaciones puntuales de rendimiento máximo sostenible a partir de los ensayos del caso básico para el Atlántico norte y sur (13.000 t y 14.220 t, respectivamente); sin embargo, se encontraba dentro del rango de intervalos de confianza combinados. Los resultados indican que el stock del Atlántico total a comienzos de 1996 estaba en torno al 74% del nivel asociado al rendimiento máximo sostenible ($B_{95} = 0.74 \cdot F_{RMS}$), y que la tasa de mortalidad por pesca era superior al doble de la tasa a que se produce el RMS ($B_{95} = 2.31 \cdot F_{RMS}$).

Detalles adicionales sobre ensayos de sensibilidad para modelos de producción

ASPIC: ensayos de sensibilidad

El procedimiento aplicado para llevar a cabo los ensayos de sensibilidad era sustancialmente el mismo que se utilizó para la evaluación anterior (1994). Se empleó un total de 46 años de datos de captura (1950 a 1995) en los análisis del Atlántico norte y total, mientras que en los ensayos del Atlántico sur se utilizaron 36 años (1960 a 1995). Para cada análisis de sensibilidad, se ensayó un número de estimaciones iniciales, con el

fin de estar seguros contra falsas convergencias. Se calcularon intervalos de confianza de aproximadamente el 80% basados en 700-1000 procesos iterativos de reajuste a partir de submuestras ("bootstrap"). Los ensayos de sensibilidad llevados a cabo para esta evaluación y la anterior (1994) indicaban un grado de solidez más alto respecto a las condiciones examinadas, en particular para el Atlántico norte. El Grupo de Especies sobre Pez Espada concluyó que los resultados del caso base era razonablemente sólidos a los supuestos sobre parámetros de entrada, si bien podrían ser sensibles a grandes cambios en las entradas dependientes de las pesquerías (capturas registradas e índices de CPUE).

ASPM: especificaciones

Había un total de 46 años de datos de captura, 1950 a 1995. En los ensayos del caso 1, las selectividades específicas del año por grupo de edad abarcaron los grupos 1 a 10+ desde 1965 a 1995, con asunción de las selectividades de 1965 para todos los años anteriores a esa fecha. Estas selectividades se basaban en las estimaciones en un análisis de población secuencial basado en la talla y se utilizaron como en los estudios de simulación anteriormente comunicados al SCRS (véase el SCRS/94/116). En el caso de los ensayos 3, las selectividades específicas del año por grupo de edad, que eran las mismas que en el caso básico VPA, abarcaban los años 1978 a 1995, con las selectividades de 1978 asumidas para todos los años anteriores a esa fecha.

Ambos casos usaron 17 índices de abundancia: palangre de Estados Unidos, edades 1 a 2 comenzando en 1981 hasta 1990, edades 3 a 5, desde 1981 a 1995; edades 1 a 5 de palangre de España, desde 1983 a 1995; palangre de Japón, edades 3 a 5, 1978 a 1995, y edades 2 a 5 de palangre de Canadá, 1988 a 1995. Los índices del caso 1 utilizaban selectividades por clases de edad para los grupos de edad 10 y el caso 3 utilizaba grupos de edad 5, teniendo lugar la selectividad plena en la edad más vieja adoptada para cada caso.

A comienzos del año, los pesos por edad de entrada para el caso 1 eran 6.16, 15.11, 29.23, 47.53, 67.98, 88.49, 107.45, 123.96, 137.72 y 165.85 para las edades 1 a 10+, respectivamente. Los pesos a mediados del año eran 9.98, 21.55, 37.97, 57.63, 78.35, 98.24, 116.04, 131.19, 143.59 y 168.351 para las edades 1 a 10+, respectivamente. A comienzos del año los pesos de entrada para el caso 3 eran 6.16, 15.11, 29.23, 47.53 y 121.257 para las edades 1 a 5+, respectivamente. A mediados del año los pesos eran 9.98, 21.55, 37.97, 57.63 y 127.913 para las edades 1 a 5+, respectivamente. En ambos casos se asumió que la mortalidad por pesca era constante a través de las edades en 0.2. Se asumió que la fecundidad era proporcional a los pesos por clases de edad de comienzos de año.

En ambos casos, se asumió que la relación subyacente entre la biomasa del stock reproductor y el reclutamiento seguía la función de tipo Ricker. Se asumió que la función objetiva del ajuste tenía una estructura de distribución logarítmica normal de errores, con una ponderación igual entre índices de abundancia.

Los intervalos de confianza de aproximadamente el 80% creados en torno a la cantidad y trayectorias estimadas se basaban en 1000 ensayos procesos iterativos de reajuste a partir de submuestras.

Implicaciones de los resultados del modelo de producción en la ordenación

Aunque sin duda hay supuestos más extremos que podrían producir diferentes estimaciones, los análisis del modelo de producción demostraron un alto grado de solidez a los factores considerados. Los análisis llevados a cabo por el Grupo para el Atlántico norte indican que hay una alta probabilidad de que se haya sobrepasado la tasa óptima de mortalidad por pesca desde mediados a finales de los años 80, probablemente en una cantidad importante. También estiman una fuerte probabilidad de que la población esté significativamente por debajo de su nivel óptimo, y que probablemente estaba en torno a 58% del B_{RMS} a comienzos de 1996.

Ciertas estrategias de ordenación vienen sugeridas por la teoría del modelo de producción. En presencia de algunas variabilidades en las capturas, el rendimiento y tamaño de la población son teóricamente más estables

cuando la población se mantiene por encima de B_{RMS} . Si se alcanza, las capturas que excedan el rendimiento de reemplazo durante un año harían descender el tamaño de la población, pero siempre que el tamaño de la población permaneciera por encima de B_{RMS} , cabría esperar un incremento en la producción surplus para contrarrestar en cierta medida el incremento de las extracciones. Si, en contraste, la biomasa de la población se mantuviera por debajo de B_{RMS} , excediendo del rendimiento de reemplazo, siquiera fuera por un único año, cabría esperar una reducción tanto del tamaño de la población como de la producción excedente. En consecuencia, el rendimiento de reemplazo en los años siguientes sería más pequeño. Con el fin de mantener la población a un nivel por encima de B_{RMS} , el rendimiento anual medio debe ser inferior al RMS y F debe permanecer por debajo de F_{RMS} . Esto podría ser también deseable por otras razones, que se explican en el siguiente párrafo.

Se han propuesto varios elementos de comprobación basados en modelos de producción. Se ha mostrado en numerosos documentos publicados que, en presencia de variabilidad del medio ambiente, el rendimiento *constante* máximo sostenible que puede obtenerse es siempre inferior al rendimiento *medio* máximo sostenible. También se ha demostrado que una política de ordenación basada en el control del esfuerzo de pesca (de forma equivalente, la tasa de mortalidad por pesca) es más sólida que la que se basa en el control de la pesca. Esto ocurre porque si la población descendiera por debajo de su nivel esperado (quizás a causa de la variabilidad medioambiental, enfermedad, o capturas sin comunicar), una política que pudiera controlar el esfuerzo se traduciría en una captura inferior; por el contrario, extraer una captura constante se traduciría en una tasa incrementada de mortalidad por pesca. Una publicación reciente (FAO, 1993) afirma que F_{RMS} debería considerarse un punto de referencia de límite (es decir, un nivel que nunca se debe exceder). El informe sugiere numerosos niveles a perseguir que son inferiores a F_{RMS} .

Sin embargo, las tres clases de modelos de producción que se examinan aquí tienen todos muy diferentes implicaciones de ordenación cuando un stock está siendo pescado a gran mortalidad por pesca y biomasa escasa (es decir, mortalidad por pesca sustancialmente por encima de F_{RMS} y biomasa inferior a B_{RMS}), dependiendo del grado de simetría de la relación rendimiento-esfuerzo (**Figura 16**). Las curvas de rendimiento-esfuerzo que son simétricas con respecto a F_{RMS} , o casi, implican un rápido declive en el rendimiento de equilibrio según F se incrementa por encima de F_{RMS} ; sin embargo, los modelos alternativos tales como el modelo generalizado de producción con un parámetro de configuración $m < 2$ implica un declive mucho menos rápido en los rendimientos en equilibrio. Debido a la incertidumbre sobre la configuración del modelo de producción, el Grupo expresó mayor confianza en los resultados del modelo de producción para rangos de tamaños intermedios de stock, y progresivamente menor confianza en casos donde se estima que F está por encima de F_{RMS} o la biomasa está claramente por debajo de B_{RMS} . Por este motivo, el Grupo decidió interrumpir las previsiones de stock de modelo de producción si la biomasa caía a niveles extremadamente bajos (por ejemplo, por debajo de aproximadamente $0.2 \cdot B_{RMS}$).

f. Análisis de población virtual (VPA)

Se llevaron a cabo análisis de población virtual bajo la hipótesis del stock del Atlántico norte. Nuevamente este año, los VPA se calibraron a una serie de índices de abundancia derivados de las tasas de captura estandarizadas utilizando el marco ADAPT (parra mayor detalle, véase Powers y Restrepo, 1992). Se disponía de dos programas ADAPT VPA estaban disponibles -- una versión en APL, aportada por Gavaris y una versión Fortran llevada a cabo por Porch. Se comparó el resultado de los dos programas para el caso base, y otros diversos ensayos de sensibilidad. En todos los casos los resultados fueron similares, confirmando ambos la integridad de cómputo del programa y el que los datos habían sido adecuadamente introducidos. Las pequeñas diferencias entre los programas se atribuyeron a los algoritmos de búsqueda utilizados. Además, el programa aportado por Porch duplicó con éxito la evaluación del caso base previo.

VPA de datos de captura por clases de edad sin sexo (caso base)

Métodos

Los VPA discutidos en esta sección utilizan datos de captura por clases de edad derivados con independencia del sexo del pez, como se describe en el apartado 2.b. Se calibró el VPA del caso base con 17 índices, incluyendo los que se utilizaron en la evaluación anterior -- edades 1, 2, 3, 4 y 5+ de las flotas de palangre de España y Estados Unidos y un índice de edad 5+ de la flota de palangre de Japón -- así como nuevos índices para las edades 3 y 4 de la flota de palangre de Japón y edades 2, 3, 4 y 5+ de la flota de palangre de Canadá (**Tabla 5, Figura 9**). Han pasado dos años desde la evaluación previa de pez espada y se han añadido 18 índices de datos puntuales (2 años x 9 índices) a los índices utilizados antes de la evaluación. Esto, junto con la suma de nuevos índices que incluían 68 o más datos puntuales supone un incremento de casi el 40%. El Grupo utilizó la mayor flexibilidad que permitía esta situación para relajar algunos de los modelos de supuestos y para estimar un mayor número de parámetros comprendidos en el modelo.

Las especificaciones del VPA del caso base eran similares a las de evaluaciones previas, pero con dos alteraciones a) no se utilizó la reponderación iterativa, y b) se emplearon transformaciones logarítmicas de los índices, basados en resultados de los ensayos de sensibilidad más adelante descritos. Se ensayó el modelo para las edades 1 a 5+ para 1978-1995 con una tasa instantánea de mortalidad natural de 0.2/año para todos los años y edades. Las tasas de mortalidad por pesca en el año terminal se estimaron para las edades 1 a 4. La tasa de mortalidad por pesca del grupo 5+ se determinó a partir de la tasa de mortalidad por pesca para la edad 4 utilizando valores fijos o estimados de los parámetros de las "F ratio" (el ratio de la tasa de mortalidad por pesca de la edad 5+ relativo al de la edad 4).

Como se había discutido en comités previos, se utilizó el agrupamiento de la edad 5+ debido a la incapacidad para determinar la edad, de forma fiable, de peces de edades superiores a 5. Sin embargo, esto crea un compromiso al llevar a cabo el VPA, en cuanto a que el cálculo de VPA requiere la separación del tamaño del stock de 5+ en cohortes, como un retrocálculo a edades 4 e inferiores. En el marco de ADAPT, la separación se obtiene utilizando ratios de F. Se ha observado que es importante para especificar adecuadamente el ratio de F dado que el grupo plus acumula un gran número de peces y puede afectar a la percepción de abundancia (SCRS/91/35). En consecuencia, el Grupo especificó un modelo de estructura en el cual las ratios de F en tres bloques temporales eran constantes: 1978-1982, 1983-1987 y 1988 hasta la fecha actual, tal como se hizo en la última evaluación. Posteriormente, el Grupo mantenía que un supuesto apropiado en el cual basar el análisis era el de que había una selectividad igual por edad dentro del grupo plus para el período 1988-1995. Por tanto, durante este período, el ratio de F se especificó en 1.0, y se estimaron las ratios de F para 1978-1982 y 1983-1987. Se examinó el supuesto de que el ratio de F era 1.0 con ensayos de sensibilidad que se informan más adelante. El Grupo sobre pez Espada deseaba reiterar que el empleo de ratios de F es necesario debido a nuestra incapacidad para determinar con precisión la captura por clases de edad en grupos de edad superiores. Otras mejoras de mayor importancia en la estimación de la captura por clases de talla por sexo y curvas de crecimiento específicas del sexo (finalmente la evaluación) esperan la resolución de estos temas.

Con el fin de evaluar la variabilidad del ajuste de los índices a la captura por clases de edad mediante el modelo VPA, se llevó a cabo un análisis de procesos iterativos de reajuste a partir de submuestras ("bootstrap") en el cual se seleccionaron aleatoriamente las desviaciones de los datos puntuales del índice con una transformación logarítmica. Además, mediante la selección aleatoria del ratio de F de 1988-1995 a partir de una distribución uniforme con un rango de 0.75 a 1.33. Se aplicó entonces el VPA a cada uno de los 1000 nuevos conjuntos de datos y los valores de la mediana con su 80% de intervalos de confianza calculados. Para comparar, las estimaciones de la variabilidad y el sesgo de las estimaciones de abundancia de población a comienzos de 1996 también estaban disponibles partiendo de una aproximación que asumía la linealidad próxima a la solución.

Resultados

Las estimaciones de abundancia por edad del VPA del caso base se facilitan en la **Tabla 9** y **Figura 17**. Las tasas de mortalidad por pesca se muestran en la **Tabla 10** y **Figura 18**. La biomasa por clases de edad aparece en la **Tabla 11**. El reclutamiento estimado (edad 1) creció gradualmente a comienzos de los años 80, desde 440.000 a 530.000, trasladándose a un nivel superior entre 1985 y 1989, en torno a 650.000. Subsiguientemente el reclutamiento experimentó un descenso a 530.000 en 1992, incrementándose nuevamente a 640.000 en 1995. Obsérvese que las estimaciones de reclutamiento reciente son menos precisas (**Figura 17**). La abundancia estimada de los peces de edad 5+ fluctuó por encima de 300.000 entre 1978 y 1983, declinando a continuación de forma estable a menos de 100.000 (**Figura 17**) en 1996. El Grupo se mostró menos seguro acerca de las tendencias desde 1978-1983 y este punto se discute más adelante.

Si bien con ciertas variaciones, las tasas de mortalidad por pesca por clases de edad para todas las edades muestra en general una tendencia ascendente desde 1978 a 1995, habiéndose producido los mayores incrementos después de 1985. Las tasas de mortalidad por pesca para las edades 3, 4 y 5+ no excedieron en general de 0.4/año con anterioridad a 1985, mientras que posteriormente la mayor parte de los valores eran superiores a esta cifra. Las tasas de mortalidad por pesca para todas las edades se incrementaron en los años más recientes y son las más altas o están entre las más altas desde 1978 (**Figura 18**). Se estimó que el ratio de F en los años intermedios (1983-1978) había sido inferior al de los otros dos períodos.

Los índices, comparados con los tamaños de stock por clases de edad adecuados (a escala logarítmica) se muestran en la **Figura 19**. En general, los resultados de VPA parecen estar promediando de manera adecuada las variaciones en los índices. Los índices tienen a ser más variables en las edades 1 y 2. El residuo medio cuadrático estaba en torno a 0.042, indicando que, a escala lineal, la desviación media de los índices de los resultados de VPA estaba alrededor del 20%.

El Grupo observó que hay una mayor incertidumbre acerca de la trayectoria de la abundancia de la edad 5+ con anterioridad a 1983 que para los años subsiguientes. Los posibles factores que contribuyen a esta incertidumbre son hasta qué punto los índices de Japón de 1978 hacen un seguimiento de la abundancia, el grado de información deficiente que podría haberse producido durante los años 70 debido a las restricciones de mercurio de Estados Unidos, y la selectividad dentro del grupo de edad de grandes peces.

Se llevó a cabo un número de ensayos de sensibilidad sobre los VPA e investigaciones de los datos para resolver temas respecto a los detalles del modelo.

A) Reponderación iterativa: con un ensayo de sensibilidad que utilizaba la reponderación iterativa (IRLS) mostró que, a causa de que los índices eran de longitud desigual, el empleo de IRLS afectaba fuertemente al ratio de F de 1978-1982 y las correspondientes estimaciones de abundancia de las cohortes afectadas. Se observó que con la opción IRLS, se daba a los índices de palangre de Japón y 5+ de Estados Unidos un peso sustancialmente inferior, cediendo la mayor parte de la influencia de estimación del ratio de F en 1978-1982 a las observaciones de 1981 y 1982 de los índices de Estados Unidos por clases de edad 1, 2, 3 y 4 (sólo 8 datos puntuales). Adicionalmente, la inclusión de los índices de Canadá, una serie temporal mucho más corta, introduce complicaciones adicionales para el IRLS. El Grupo eligió no utilizar la reponderación iterativa.

B) Índices de las edades 1 y 2 de palangre de Japón: Una prueba de sensibilidad que incluía índices para las edades 1 y 2 de palangre de Japón revelaba que el residuo medio cuadrático para éstas era sustancialmente superior que para otros índices. Asimismo, había una mayor diferencia entre la capturabilidad a esas edades y edades superiores para el palangre de Japón que para otros índices. Se confirmaba así la observación de que la pesquería de palangre de Japón capturaba muy pocos peces espada pequeños. El Grupo de Especies sobre Pez Espada concluyó que la escasa capturabilidad de las edades 1 y 2 de palangre de Japón se traducían en índices altamente variables y poco fiables, y por tanto, no se les utilizó.

C) *Ratio de F*: Los resultados de todo el período de VPA son sensibles a supuestos alternativos acerca de la ratio de F especificada de 1988-95. Se compararon las pruebas en ratios de F de 0.5, 1.0 y 2.0 con los resultados de un VPA utilizando edades 1 a 15+ (evitando de esta forma la necesidad de especificar un ratio de F de un grupo plus). Aunque las incertidumbres acerca del crecimiento sexualmente dimórfico hacen sospechoso el VPA de las edades 1 a 5+, los resultados se consideraron adecuados para establecer comparaciones poco refinadas. Los niveles de abundancia de la población y las tendencias de VPA de la edad 1 a 15+ eran similares a las obtenidas de las pruebas con un ratio de F de 1.0. La abundancia de la población a partir de la prueba con un ratio de F de 0.5 era más alta y mostró un declive más marcado. La abundancia de la población a partir de la prueba con el ratio de F de 2.0 era superior y mostró un cierto declive más marcado. El Grupo concluyó que un ratio de F de 1.0 era muy coherente con la evidencia disponible y con la comprensión de las selectividades en las pesquerías.

D) *Transformación logarítmica*: La comparación de las pruebas de sensibilidad con y sin transformación logarítmica de los índices indicó que las estimaciones de los dos ratios de F estaban fuertemente afectadas por esta opción, particularmente el ratio de F respecto el primer bloque de años (1978-82). Las tasas de captura más amplias tienen lugar en estos primeros años, y cuando lo se utilizan las transformaciones logarítmicas, estas observaciones reciben un peso igual al de las otras. Los resultados de la estandarización de la tasa de captura indicaron que el ratio del error típico de la media de las tasas de captura era en general constante, es decir, las tasas altas de captura eran más variables, sugiriendo que una transformación logarítmica podría estabilizar las varianzas. El Grupo determinó que se deberían aplicar las transformaciones logarítmicas a los índices.

E) *Índices de palangre de Canadá*: Una prueba de sensibilidad que excluía los cuatro índices de palangre de Canadá dio estimaciones de los ratios de F, reclutamiento, y abundancia de la edad 5+ muy similares al caso base. Las estimaciones de otros grupos de edad eran también similares a las del caso base durante los primeros años, pero en cierto modo superiores al caso base en tiempos más recientes. El aparente declive en la abundancia de estos grupos de edad media es, por tanto, ligeramente menos rápida de lo estimado por el VPA del caso base. Excluir los índices de Canadá también se tradujo en un ajuste global ligeramente mejor, tal como demuestra el error mínimo cuadrático (0.038 *versus* 0.042 para el caso base).

VPA preliminar de datos de captura por clases de edad específicos del sexo

Métodos

Se llevó a cabo un VPA preliminar adicional utilizando datos de captura por clases de edad obtenidos al sumar las estimaciones de captura por clases de edad de machos y hembras derivadas de la captura por clases de talla por sexo utilizando ecuaciones de crecimiento específicas del sexo (véase el apartado 2b y **Tabla 4**). Se calibró el VPA utilizando los índices descritos en la **Tabla 6**, excepto para las edades 1 y 2 de la flota de palangre de Japón, que se consideraron no fiables (véase el apartado precedente). Las especificaciones fueron similares a los del caso base VPA descrito más arriba, excepto que se analizaron grupos de edad diez en vez de grupos de edad cinco, y que se fijaron todos los ratios de F en 1.0. Se estimaron en su totalidad las tasas de mortalidad por pesca de las edades 1 a 9 en el año terminal. Se ensayó el modelo de 1985 a 1995 debido a que en general faltaba información sobre sex-ratio necesaria para dividir las capturas de años anteriores.

Resultados

Las estimaciones de abundancia por edad se facilitan en la **Tabla 12** y se comparan con las del VPA del caso base en la **Figura 20**. Las tasas de mortalidad por pesca se facilitan en la **Tabla 13** y se comparan con las del VPA del caso base en la **Figura 21**. La biomasa por clases de edad aparece en la **Tabla 14**. El reclutamiento estimado (edad 1) descendió gradualmente desde aproximadamente 800.000 en 1985 a 660.000 en 1990, incrementándose después en torno a 740.000 en 1994. La abundancia estimada de peces de edad 5+ descendió paulatinamente desde aproximadamente 710.000 en 1985 y 1986 a unas 370.000 en 1996. Las tasas

de mortalidad por pesca de todas las edades fluctúa a lo largo de los años, pero son en general más altas en los años más recientes. El residuo medio cuadrático estaba en torno a 0.028, indicando que, a escala lineal, la desviación media de los índices respecto a los resultados de VPA estaba en torno a 17%.

Conclusiones generales de los VPA

El análisis del VPA del caso básico de los datos de captura sin división por sexos indica que el reclutamiento de la edad 1 ha fluctuado a lo largo del tiempo entre 440.000 y 670.000 individuos, y que la abundancia de peces mayores (5+) ha declinado desde 1985 a aproximadamente un tercio de ese nivel en 1996. El VPA preliminar de los datos de captura con división por sexos indica un esquema similar de reclutamiento, pero magnitudes globales superiores y un declive algo menos precipitado en la abundancia de peces grandes a algo más de la mitad del nivel de 1985. Las estimaciones del caso base de las tasas de mortalidad por pesca de pez espada de edad 1 generalmente descienden después de 1988, pero las estimaciones de todas las otras edades se incrementan a un máximo en 1995. El VPA de los datos indica un esquema muy similar respecto a la división por sexos, si bien la magnitud de las estimaciones es muy inferior a las del VPA del caso base. Los resultados de los análisis de sensibilidad (e) donde se excluyeron los índices de palangre de Canadá, sugieren que sólo una pequeña porción de la discrepancia entre los VPA sin separación de sexos y específicos del sexo puede atribuirse a la ausencia de índices de Canadá en estos últimos. Las diferencias en la captura por clases de edad, el tratamiento de los ratios de F y la longitud de las series temporales utilizadas podrían ser más importantes.

Como caso base se designó el VPA de datos sin separación de sexos debido a la naturaleza preliminar de los datos de captura por clases de edad por sexos, tal como se discute en el apartado 2b. No obstante, el Grupo deseaba insistir en que, en términos biológicos, es más realista incluir esquemas de crecimiento dimórfico por sexos, que el pez espada exhibe explícitamente, al crear los datos de captura por clases de edad a partir de datos de talla. El Grupo recomendó llevar a cabo futuras evaluaciones VPA sobre los datos deducidos mediante ese procedimiento.

g. Rendimiento por recluta

Las recomendaciones de ICCAT sobre talla mínima y otras medidas regulatorias entraron en vigor en 1991, si bien podrían no haber sido totalmente implementadas a todo lo largo de ese año. Los últimos tres o cuatro años del VPA (1992-95) deberían representar en teoría los efectos de la implementación en toda su extensión. De hecho, parece que la media geométrica del reclutamiento parcial (incluyendo mortalidad por descartes) de la edad 1 en 1993-1995 (0.153), fue algo inferior al nivel correspondiente para 1988-1989 (0.274) (Tabla 10).

Los análisis de rendimiento por recluta (YPR) y biomasa por recluta (BPR) llevados a cabo en la evaluación anterior (1994), utilizaban un procedimiento iterativo para incluir el hecho de que los peces por debajo de la talla mínima podrían ser descartados con alguna tasa de supervivencia, para ser capturados después. En contraste, la evaluación actual presenta resultados de análisis normalizados de YPR y BPR, con el fin de hacer los resultados más compatibles con la evaluación y previsiones de VPA. Por la misma razón, los cálculos actuales de BPR se basan en el stock de la biomasa a mediados de año, en vez de en la biomasa de comienzos de año.

Para definir dos escenarios de YPR y 5+BPR se utilizaron dos entradas del caso base VPA sin determinación de sexos: 1) YPR y BPR con las condiciones medias de 1993-1995; y 2) YPR y BPR en condiciones "optimistas", donde el reclutamiento parcial (PR) es igual al de la media de 1993-1995, excepto en que no se capturan ni descartan peces de edad 1 o edad 2. Otras entradas se detallan en la Tabla 15, y los resultados se facilitan en la Tabla 16. En ambos casos, las estimaciones puntuales de mortalidad por pesca,

totalmente reclutadas (edad 4+) ($F_{95} = 0.754$), son considerablemente superiores a los puntos de referencia comunes, tales como $F_{0.1}$ y F_{MAX} (en cualquier caso, referirse al punto 2f sobre una discusión acerca de la incertidumbre en la estimación puntual de la mortalidad por pesca en 1995). Además, las estimaciones de YPR y BPR de la mortalidad por pesca actual son muy inferiores que las estimaciones correspondientes de $F_{0.1}$ y F_{MAX} . La **Tabla 16** y las **Figuras 22 y 23** muestran que si los peces de edad 1 y edad 2 pudieran evitarse completamente, se produciría una pequeña ganancia en BPR (**Figura 23**) y una ganancia sustancial en YPR, particularmente a niveles actuales y superiores de mortalidad por pesca (**Figura 22**). Con el fin de obtener un YPR máximo, la actividad pesquera necesita dirigirse hacia la edad de biomasa máxima (en torno a la edad 6). Análisis presentados previamente en SWO/94/114 ilustran los efectos de un amplio rango de reclutamientos parciales alternativos.

Las **Figuras 22 y 23** indican que los incrementos en la talla mínima efectiva ofrecen la mayor oportunidad para incrementar rendimientos a largo plazo (es decir, pequeñas reducciones de 0.754 en la mortalidad por pesca actual no se traducirán en incrementos sustanciales en YPR); no obstante, son necesarias reducciones globales importantes en la mortalidad por pesca actual para alcanzar incrementos apreciables en BPR (y, como fin último, el tamaño del stock reproductor).

Se obtuvieron estimaciones de equilibrio aproximados de RMS y B_{RMS} multiplicando el reclutamiento medio geométrico del caso base VPA desde 1978-1994 (551,260) por las estimaciones de YPR y BPR, respectivamente, para ambos $F_{0.1}$ y F_{MAX} (**Tabla 16**). Tanto $F_{0.1}$ como F_{MAX} han sido utilizados como sustitutos de F_{RMS} en las evaluaciones del estado del stock para otras especies de peces, aunque frecuentemente se cree que F_{MAX} sobreestima la F_{RMS} , mientras que $F_{0.1}$ podría ser una sobre/subestimación, dependiendo de las características de la historia vital del stock en cuestión. Para los dos PR, y las dos mortalidades por pesca de referencia consideradas aquí, las estimaciones de RMS oscilaron de 13,150 t a 15,230 t y las estimaciones de B_{RMS} oscilaron de 15,490 a 37,090 t (**Tabla 16**).

La estimación del BPR a largo plazo que se alcanzaría aplicando indefinidamente la mortalidad por pesca actual y el esquema de pesca es de sólo el 2.0% del BPR máximo (que se alcanza en $F=0$), un valor extremadamente bajo relativo al umbral comúnmente utilizado de reclutamiento-sobrepesca del 20%. Mientras que las grandes especies pelágicas con alta fecundidad, tal como el pez espada, podrían ser más flexibles a la pesca que otras especies de peces, es improbable que un nivel tan bajo como 2% sea sostenible.

Basándose en los resultados del caso base VPA sin determinación de sexos, la biomasa 5+ ha mostrado un declive general durante el período comprendido entre 1978 hasta el presente, mientras que el reclutamiento ha mostrado relativamente pocos cambios (**Figura 24**). Si se puede asumir que la biomasa de edad 5+ representa a la biomasa reproductora, entonces aparece que la tasa de supervivencia (R/S) se ha incrementado casi continuamente desde 1978 a 1994 (**Figura 25**). La supervivencia media para 1978-1994 se estima en 34.25 reclutas por tonelada métrica de reproductores. La correspondiente media de BPR es de 29.2 kg por recluta, que es el 10.0% del BPR máximo (BPR en $F=0$). La estimación correspondiente de F_{med} (F-media) para el esquema de pesca actual (el primer PR en la **Tabla 16**) está en torno a 0.38 por año. Si se puede asumir que F_{MED} es una estimación razonable de la mortalidad por pesca de reemplazo, tal como se ha asumido en algún otro lugar (por ejemplo, Sissenwine y Shepherd, 1987), es casi cierto que la estimación puntual actual de 0.754 de la mortalidad por pesca conducirá a un declive ulterior del stock de pez espada del Atlántico norte. La mortalidad por pesca debe reducirse por debajo de 0.38 (en torno a la mitad de la estimación puntual de 1995) con el fin de reconstituir el stock.

Se llevó a cabo un análisis preliminar de YPR y BPR sólo para hembras utilizando entradas de VPA específico del sexo. Sin embargo, debido a la dificultad de dividir el VPA específico del sexo en componentes separados en machos y hembras, en particular por la dificultad de estimar un vector de reclutamiento parcial aparte para hembras, los resultados no se presentan aquí. Un vector parcial aproximado de reclutamiento de hembras presentaba con una configuración marcadamente cupuliforme, con un reclutamiento parcial máximo (1.0) a la edad 6, descendiendo rápidamente a un PR de sólo 0.4 por edad 10. Si esto fuera real, sugeriría que

una alta proporción de las hembras más grandes no están disponibles a la pesquería, conduciendo a una estimación más optimista (más alta) de $F_{0.1}$ y F_{MAX} , y a una menor diferencia entre estos puntos de referencia y la mortalidad por pesca actual estimada específica de las hembras.

h. Previsiones

Modelos de Producción de Stock - Atlántico norte

ASPIC

El Grupo llevó a cabo una serie de previsiones estocásticas basadas en los resultados del modelo de producción. Todas estas previsiones asumían que las extracciones en 1996 serían iguales a las registradas en 1995. Se ensayaron previsiones para un período de 15 años (1996-2010) con un rango de controles de gestión simulados basados bien en una u otra captura o tasas de mortalidad por pesca. En evaluaciones anteriores, el Grupo limitó el horizonte temporal de estas previsiones en reconocimiento del carácter determinístico de las previsiones de modelos de producción, particularmente en cuanto respecta al reclutamiento. Sin embargo, dado que la Comisión ha solicitado consejo con respecto a los horizontes temporales de 5, 10 y 15 años, se llevaron cabo previsiones de estos tres períodos.

Los controles previstos basados en la captura se tradujeron en una amplia serie de resultados (**Figura 26**). Sin captura (o, de forma equivalente, sin esfuerzo de pesca) después de 1996, se previó que el stock se recuperaría rápidamente. Las capturas anuales de 10.000 t o más no eran sostenibles durante el horizonte temporal para aquellas previsiones realizadas con el modelo de producción del caso base, y se traducían en declives ulteriores en la biomasa relativa media. En 8.000 t, se preveía que el stock se recuperaría a un nivel ligeramente por encima del B_{RMS} antes del año 2009, y a 6.000 t, la recuperación prevista se produciría en torno al 2004 (**Figura 26**).

Los controles previstos basados en las tasas de mortalidad por pesca en general produjeron inicialmente rendimientos inferiores, pero al recuperarse el stock, también se incrementaron los rendimientos (**Figura 26**). La captura en 1997 a un nivel que representa una reducción del 50% en relación a las tasas de mortalidad por pesca de 1995, seguido de una captura en F_{RMS} en 1998 y años subsiguientes, mostró una trayectoria de recuperación similar a la de la estrategia de F_{RMS} , pero se tradujo en un rendimiento proyectado inferior en 1998 que aplicando la trayectoria de F_{RMS} (**Figura 26**).

ASPM

Se llevaron a cabo una serie de previsiones determinísticas de los ajustes de ASPM, caso 1 y caso 3. Se efectuaron previsiones de tasas de mortalidad por pesca y captura constante. Sin captura (o, de forma equivalente, sin esfuerzo de pesca) después de 1996, se previó una rápida recuperación del stock (**Figura 27**), como ocurre en los resultados de ASPIC. En el caso 1, las capturas anuales de 10.000 t o más no eran sostenibles durante el horizonte temporal, mientras que en el caso 3, las capturas de 10.000 t permitían un lento incremento hacia el B_{RMS} , no previéndose que tenga lugar la recuperación antes del 2010. Se proyectó la recuperación al nivel de B_{RMS} en el marco temporal de 15 años para los casos 1 y 3, para capturas de 8.000 t o menos (con una recuperación más rápida utilizando los resultados del caso 3).

Los controles previstos respecto a las tasas de mortalidad por pesca en general produjeron inicialmente rendimientos inferiores, pero según se recuperaba el stock también se incrementaron los rendimientos (**Figura 27**). Se previó realizar una captura en F_{RMS} para permitir una recuperación parcial durante el período de la previsión (**Figura 27**), aunque los rendimientos proyectados con las previsiones del caso 1 fueron inferiores a

los de las previsiones del caso 3. La captura en 1997 a un nivel que represente una reducción del 50% en relación a las tasas de mortalidad por pesca de 1995, seguido de una captura en F_{RMS} en 1998 y años subsiguientes mostró una trayectoria de recuperación similar a la de la estrategia de F_{RMS} , pero se tradujo en un rendimiento proyectado inferior en 1998 que con la trayectoria de F_{RMS} (Figura 27).

Modelo de Producción Generalizado

Se llevó a cabo una previsión de un modelo de producción generalizado ajustado a los datos de índice de la biomasa (como en los ensayos ASPIC), pero con un parámetro de configuración, m , fijado en 1.1881, correspondiente a un nivel de productividad máxima neta del 40% de la capacidad de transporte. La m aproxima el punto de inflexión estimado en el ajuste ASPM a la información del índice específico de la edad y a las capturas desde 1950. Se llevó a cabo una previsión determinística única de una captura constante de 10.000 t desde 1997-2010. Bajo esta previsión, el modelo predice que el stock podría recuperarse a los niveles de B_{RMS} dentro del horizonte temporal de la previsión.

Discusión de las previsiones del modelo de producción para el Atlántico norte

El Grupo discutió varias advertencias que deberían ser tenidas en cuenta al examinar las previsiones. Cuanto más amplio sea el horizonte de la previsión, más importancia adquieren los supuestos acerca del reclutamiento.

El Grupo observó que la configuración de la función de producción subyacente (en equilibrio) para el modelo de producción generalizado difiere de las formulaciones de ASPIC o ASPM (Figura 16) con respecto a la respuesta asumida del stock a la explotación a tasas altas de mortalidad por pesca, e implica niveles de producción cada vez más altos que los de las otras formulaciones del modelo de producción aplicado. El Grupo notó que, a corto plazo, era improbable que en esta pesquería existan las condiciones de equilibrio, y que probablemente no se dispondrá de información suficiente para determinar la configuración funcional más apropiada de la curva de producción respecto a las tasas altas de mortalidad por pesca y, en potencia, niveles de biomasa reproductora mucho más bajos. El Grupo observó que, de adoptar la configuración del modelo generalizado para facilitar asesoramiento, se correría el riesgo de un declive en el status del recurso, si la función de producción actual se asemeja más a las formulaciones de ASPIC y ASPM.

Al mismo tiempo, la adopción de una formulación de modelo generalizado podría traducirse en una subestimación de los niveles sostenibles de captura a altas tasas de mortalidad por pesca si la formulación del modelo generalizado fuera en realidad más adecuada. Se observó también que facilitar consejo sobre la conformación de los modelos funcionales de ASPIC o ASPM podría permitir una recuperación más rápida a los niveles de B_{RMS} si la formulación generalizada se aproxima más a la conformación funcional actual.

Previsiones VPA - Atlántico norte

Métodos

Las previsiones se llevaron a cabo utilizando el caso base de ADAPT VPA (empleando procesos iterativos de reajuste a partir de submuestras: *bootstrap*). Las especificaciones adicionales para las previsiones eran las siguientes: 1) Se asumió que la captura total de 1996 (en peso) era la misma que en 1995; 2) se utilizó una relación stock-reclutamiento de doble dirección, en la cual la parte horizontal se calculaba a partir de la media de reclutamiento de 1978-95. El coeficiente angular de la relación stock-reclutamiento se definía mediante una línea establecida a través del origen hasta la biomasa reproductora más baja observada (biomasa de edad 5+). Se seleccionó este coeficiente angular porque hay escasas evidencias de un reclutamiento en descenso a

niveles recientes de la biomasa reproductora. Esta relación se utilizó para predecir reclutamientos en el futuro con un CV de 0.4 (común a muchos stocks de peces), y 3), se calculó la selectividad futura a partir de la media geométrica de 1993-95.

Se calculó un sustituto ("*proxy*") para cada iteración de *bootstrap*, calculando la tasa de mortalidad por pesca que amplía al máximo el rendimiento por recluta (F_{MAX}) y el equilibrio del reclutamiento al ratio de la biomasa reproductora (R/S) en F_{MAX} . La intersección del coeficiente angular de R/S en F_{MAX} y la porción horizontal de la relación de stock-reclutamiento se define como la biomasa reproductora en el sustituto de RMS. Si en una iteración de *bootstrap* en particular el R/S es superior al coeficiente angular de la relación stock-reclutamiento, se estableció que en esos casos el stock reproductor en el sustituto RMS era un 1 % más amplio que el del umbral.

Se llevaron a cabo previsiones para varios escenarios futuros de captura para 1997-2015. Estos incluían capturas constantes de 0, 2000, 4000, 6000, 8000 y 10.000 t; un *status quo* constante de captura (la captura de 1996-2010 igual a la de 1995); un escenario F constante (tasa de mortalidad por pesca 1997-2015 igual a la de 1995); y un escenario en el cual la tasa de mortalidad por pesca es de $F_{0.1}$ ejecutada por fases durante un período de dos años (es decir, la tasa de mortalidad por pesca en 1997 se estableció igual a la F en 1995 menos la mitad de la diferencia entre la F en 1995 y la $F_{0.1}$, y después la F en 1998-2010 se estableció en $F_{0.1}$). El rendimiento medio anual (1997-2010) en este escenario fue el siguiente: 9.712 t; 4.839 t; 5.697 t; 6.610 t; 7.753 t; 9.182 t; 10.540 t; 11.610 t; 12.450 t; 13.200 t; 13.710 t; 14.080 t; 14.250 t; y 14.430 t.

Resultados

Los resultados de la previsión (Tabla 17 y Figura 28) indican que una estrategia constante de captura de 8.000 t o menos se traduce en incrementos sostenibles del stock reproductor. Una captura constante de 10.000 da un incremento de reproductores a corto plazo (debido a incrementos en el reclutamiento a comienzos de 1990), pero la tendencia se invierte en 1999, ya que el reclutamiento predicho de la relación de stock-reclutamiento (que es inferior al de los años más recientes de VPA) entra en la biomasa reproductora. Mantener la captura o la tasa de mortalidad por pesca al nivel de 1995 (*status quo* de captura o *status quo* de F) lleva a un rápido declive en la biomasa reproductora a lo largo de la previsión, especialmente para el *status quo* de la captura. El escenario en el cual la tasa de mortalidad por pesca es ejecutada por fases a $F_{0.1}$ se traduce en una trayectoria de la biomasa reproductora similar a la que resultaría de una captura constante de 8.000 t (Tabla 17 y Figura 28).

El rendimiento medio máximo sostenible según se calcula con el método *proxy* era de 13.900 t (Tabla 17), lo que es similar al estimado de los modelos de producción. La trayectoria de la biomasa reproductora parecía haber descendido por debajo del nivel en el cual se produce el RMS en torno a 1985. Las previsiones de captura constante de 8.000 t o menos y la previsión ejecutada por fases a $F_{0.1}$ hacen retornar la biomasa reproductora a niveles por encima del cual se produce el RMS con anterioridad al año 2004. Los otros escenarios de previsión no permiten la recuperación de la biomasa reproductora.

Previsiones de VPA específicas del sexo - Atlántico norte

También se llevaron a cabo previsiones determinísticas utilizando el VPA específico del sexo para desarrollar las condiciones iniciales. Los escenarios examinados eran los mismos que se emplearon para ADAPT VPA del caso básico (captura por clases de edad, sin determinación de sexo). También se ensayó un escenario de captura utilizando 12.000 t 1997-2010.

Los resultados de estas previsiones indicaban que mantener una tasa de mortalidad o por pesca al nivel de 1995 conducía a rápidos declives en la biomasa reproductora (Figura 29). Las capturas constantes de 10.000

t o menos llevaban a una rápida recuperación de la biomasa reproductora a niveles de RMS en el período comprendido dentro de los 3 ó 4 años. Las fases en $F_{0.1}$ se traducían en un incremento de biomasa reproductora a comienzos de 1998, que conducía a una recuperación de los niveles de RMS antes del año 2008. La trayectoria de rendimientos provenientes de un escenario por fases en $F_{0.1}$ comenzaban con una captura en 1997 en torno a 12.000 t, seguida de 10.000 t en 1998, y continuaban con un incremento gradual de aproximadamente 13.000 t, a partir de ahí. Una captura constante de 12.000 t en las previsiones específicas por sexos conduce a un incremento de la biomasa reproductora con recuperación a los niveles de RMS antes del 2008.

Resumen de las previsiones - Atlántico norte

El Grupo observó que la biomasa total de pez espada correspondiente a niveles de RMS podría no alcanzarse en 5 ó 10 años sin sufrir reducciones sustanciales en la captura a partir de los niveles actuales. El Grupo observó que a menos que el reclutamiento se incremente de forma sustancial, un TAC constante para un stock en declive implica niveles siempre ascendentes de mortalidad por pesca y, por tanto, sobreexplotación siempre en ascenso. Es improbable que se produzca un gran incremento en el reclutamiento si el tamaño del stock reproductor continúa declinando, y es improbable que lo consiga sobre una base sostenida desde cualquier nivel de biomasa reproductora.

El Grupo sobre Puz Espada observó que las tasas de mortalidad por pesca dirigida eran menos arriesgadas que las capturas constantes a efectos de reconstituir stocks sobrepescados. Las F dirigidas se traducen en general a las correspondientes TAC, que requieren ajustes tras cada evaluación, dependiendo del estado del stock.

Todos los tipos de previsiones (desde el modelo de producción y el VPA) son unánimes al acordar que se requerirían amplias reducciones en el rendimiento para reconstituir el stock a corto y medio plazo. Sin embargo, el stock del Atlántico norte no se encuentra en un estado tan deprimido que no pueda alcanzar la recuperación en un período de 15 años. Una acción inmediata y adecuada puede mejorar el estado del stock de pez espada del Atlántico norte, dado que los tamaños estimados del stock están por debajo de la biomasa en RMS, y dada la naturaleza adaptable del pez espada. Con el fin de detener la tendencia al declive, los análisis sugieren en general que las capturas no deberían exceder de unas 10.000 t. Un VPA preliminar específico del sexo indicaba que una captura en torno a 12.000 t podría permitir un incremento a niveles del RMS; no obstante, el Grupo reiteró la naturaleza preliminar de estos análisis. Con el objetivo de permitir un incremento en la biomasa del stock, el nivel de captura necesita estar por debajo de este nivel durante algún tiempo en el futuro. El Grupo subrayó la importancia de ordenar el esfuerzo efectivo de pesca (y, por tanto, la tasa de mortalidad por pesca) en vez de sólo la captura. Debido a que la captura correspondiente a la tasa de mortalidad por pesca dirigida depende del estado del stock, las medidas de ordenación probablemente necesitan ajustes tras cada evaluación para mantener la tasa de mortalidad por pesca dirigida. La actual evaluación de stock ilustra bien este punto: aunque se hayan reducido las capturas en relación a los niveles de 1988, las tasas de mortalidad por pesca en 1995 fueron superiores a las de 1988.

Modelo de producción de stock ASPIC - Atlántico sur

Se llevaron acabo cuatro previsiones de stock para el modelo de producción de stock del caso base para el Atlántico sur (Tabla 8 y Figura 15). El primero trataba de obtener la captura estimada de 1995 de 19.900 t de forma indefinida cada año. El segundo asumía una tasa constante de mortalidad por pesca igual al nivel estimado de 1995 ($F_{95} = 0.490$) indefinidamente, y una tercera utilizaba una tasa de mortalidad por pesca igual a la estimada F_{RMS} ($F_{RMS} = 0.394$). A efectos comparativos, se empleó una cuarta previsión, que asumía una captura cero durante todo el horizonte temporal. En todos los casos, se asumió que todos los desembarques en 1996 serían iguales a los desembarques registrados de 19.900 t para 1995. Las previsiones se llevaron a cabo basándose en un horizonte temporal de 15 años (1996 a 2010); sin embargo, debido a la variabilidad en el

reclutamiento y a otros factores, el Grupo de Especies estimaba que las previsiones del modelo de producción de stock más allá de los 2-3 años sólo deberían ser tenidos en cuenta a efectos ilustrativos.

Los rendimientos previstos y la biomasa prevista (**Figura 30**) para los cuatro escenarios indican que los registros de desembarques actuales de 19.900 t no son sostenibles. Por otra parte, si se hace descender la mortalidad por pesca inmediatamente a F_{RMS} , se prevé que el stock incremente rápidamente hasta el nivel pasado de B_{RMS} . Si la mortalidad por pesca se mantiene al nivel de 1995, el stock podría estabilizarse a un nivel apreciablemente por debajo de B_{RMS} (en torno a $0.75 * B_{RMS}$). Para todos los escenarios, el supuesto de que los desembarques en 1996 podrían ser similares a los de 1995 se traduce en un descenso de biomasa apreciable a finales de 1996.

Resumen de las previsiones - Atlántico sur

Análisis preliminares indican que pescar en F_{RMS} podría restaurar rápidamente el stock a niveles del B_{RMS} , pero que esto requerirá reducciones sustanciales en los desembarques desde el nivel actual de 19.900 t a alrededor de 13.000 t en 1997. No obstante, el Grupo deseaba subrayar la naturaleza preliminar de estos análisis debido a la incertidumbre de los datos dependientes de las pesquerías (capturas comunicadas e índices de CPUE) utilizados como entradas.

Modelo de producción de stock ASPIC - Atlántico total

No se llevaron a cabo previsiones de stock para el caso base del Atlántico total.

i. Incertidumbres

Resulta práctico representar las incertidumbres estadísticas en las estimaciones del estado del stock, referencias de ordenación y previsiones. Aquí se hace utilizando técnicas de *bootstrapping*. Es importante observar que si bien se han incorporado variaciones en tantas cantidades como ha sido posible, por ejemplo, los índices, reclutamiento, o ratio de F, hay otras incertidumbres que no están incluidas, como la no información sobre capturas (para ello se intentó un test de sensibilidad), avances tecnológicos que incrementan la capturabilidad, y la mezcla entre el norte y sur del Atlántico. Es probable que algunas de estas incertidumbres sin cuantificar sean sistemáticas y no aleatorias, y se traducirían por tanto en un cambio de orientación de algunas cantidades de interés, en vez de en una variación añadida. Hasta donde ha sido posible, se han descrito cualitativamente estas incertidumbres no cuantificadas, y deberían tenerse en cuenta al interpretar los resultados de *bootstrap*.

Un factor que fue causa de una incertidumbre de preocupación para el Grupo era el que causaba no tener en cuenta las tasas de crecimiento específicas por sexo en el desarrollo de la captura por clases de edad e índices por clases de edad. Por esta razón, el Grupo recomendó el desarrollo de las bases de datos necesarias para llevar a cabo todo el proceso. En esta reunión se hizo un intento inicial de llevar a cabo una evaluación con estos datos. Si bien al principio el Grupo observó la importancia de tener en cuenta el realismo biológico del crecimiento específico por sexos en los análisis, el carácter práctico, habiendo incertidumbres para determinar el empleo más adecuado de los datos disponibles, es aún incierto. En consecuencia, el Grupo aún no se encuentra preparado para basar la evaluación principal y consejos de gestión sobre los datos disponibles específicos del sexo. No obstante, análisis preliminares indicaron que las tendencias relativas en la abundancia eran similares a los de datos sin determinación de sexos, pero que las abundancias absolutas son superiores, especialmente para los peces más viejos.

El Grupo observó que las tasas de mortalidad por pesca en el Atlántico norte en 1995 de los peces más grandes se estiman amplias en comparación con la de 1994. Por tanto, hay cierta preocupación por cuanto las

capturas de 1996 mostrarán en los análisis futuros que la tasa de mortalidad por pesca era muy inferior. Al examinar las estimaciones presentes en comparación con las que se originaron de los análisis de 1994, no había evidencia de un fuerte esquema retrospectivo, ni tampoco había indicación de que las estimaciones se encuentren fuera del rango de incertidumbre generado por los procedimientos de *bootstrapping*. Sin embargo, las estimaciones futuras de las tasas de mortalidad de 1995 podrían sufrir cambios.

SWO-ATL-3. FACTORES MEDIOAMBIENTALES

La distribución del pez espada está influenciada por sistemas oceanográficos frontales, especialmente cuando estos tienen lugar en las proximidades del borde de la plataforma continental, cañones oceanográficos, montes marinos e islas en medio de los océanos. Estas áreas se caracterizan por fuertes gradientes térmicos que son extremadamente dinámicos y variables estacionalmente. Dado que los esquemas de distribución de pez espada de diferentes tamaños parecen estar bajo la influencia de las condiciones térmicas, los índices de abundancia utilizados en evaluaciones analíticas podrían tener en cuenta estos actores medioambientales. El Grupo de Especies sobre Pez Espada ha cooperado ampliamente en el desarrollo de índices de abundancia estandarizados que incluyen los efectos estacionales, de área y arte, y de términos de interacción temporada-área. La investigación futura tratará de mejorar los índices de abundancia estandarizando los estratos espacio temporales y concediendo categorías a las variables ambientales.

SWO-ATL-4. REGULACIONES ACTUALES

Las naciones de ICCAT que capturan pez espada adoptaron en 1994 recomendaciones de regulación. Este informe evalúa las recomendaciones 1-5.

1. Cuotas específicas por países Cuatro naciones pesqueras (Canadá, España, Estados Unidos y Portugal) restringen sus capturas a cuotas específicas del país en el Atlántico norte, que totalizan 13.200 t y 11.800 t en 1995 y 1996, respectivamente. Las capturas comunicadas en 1995 en el Atlántico norte excedieron de las cuotas de cuatro países para ese mismo año en 1.121 t. Los cuatro países sobrepasaron la cuota: Canadá en un 7%; España, en un 12 %, Estados Unidos, en un 1 %, y Portugal no presentó todas las capturas de 1995 (Tablas 1, 18).

2. Captura fortuita de Japón. Japón debe limitar la captura fortuita de pez espada a no más del 8 % del peso global del total de su captura en el Atlántico norte durante 1995 y 1996. En 1995, el pez espada componía el 6 % de la captura total de Japón en el Atlántico norte (Tabla 19).

3. Otras naciones. Otras Partes Contratantes y Partes no Contratantes no deberán incrementar sus capturas informadas, en cuanto respecta al Atlántico norte, por encima de los niveles de 1993. China-Taiwan obtuvo 331 t (338 %) sobre su nivel de 1993. Otras naciones obtuvieron en 1995 capturas inferiores a las de 1993 (Tabla 18).

4. Atlántico sur. Las Partes Contratantes cuyas capturas en el Atlántico sur sean superiores a 250 t no deberán incrementar sus capturas comunicadas durante 1995 y 1996 por encima de su nivel de 1993 ó 1994, la cifra más alta. La captura comunicada de España en el Atlántico sur superó su nivel de 1994 (la más alta hasta la fecha) en 3.353 t (42%), y Uruguay capturó 168 t (65%) más en 1995 que en 1993. Otros países actuaron en conformidad a la recomendación regulatoria (Tabla 18).

Las Partes Contratantes cuyas capturas comunicadas en el sur sean inferiores a 250 t no deberán incrementar su captura en 1995 y 1996 por encima de 250 t. Todas las naciones parecieron actuar en conformidad a esta recomendación regulatoria (Tabla 18).

5. Peces pequeños. Con el fin de proteger a los peces espada pequeños, las Partes Contratantes deberán tomar medidas para prohibir la captura y desembarque de peces del océano Atlántico con un peso inferior a 25 kg peso vivo (125 cm mandíbula inferior-longitud a la horquilla); no obstante, las Partes Contratantes podrían conceder tolerancias a los barcos que de manera incidental hayan capturado peces pequeños, a condición de que esta captura incidental no exceda del 15 % del número de peces por desembarque de la captura total de pez espada de los mencionados barcos.

Las **Tablas 20 y 21** ofrecen una lista de porcentajes de pez espada inmaduro desembarcado (LJFL inferior a 125 cm) por país en el Atlántico norte y sur. En 1995 y 1996, el porcentaje de pez espada desembarcado inferior a 125 cm LJFL estaba en torno al 11-14 % (en números) globalmente para todas las naciones que capturan en el Atlántico. El Grupo notó un marcado declive en los desembarques de pez espada inferior a 125 cm LJFL desde 1991 en la flota de Estados Unidos en el Atlántico norte. Las estimaciones de los descartes de este país se presentan en la **Tabla 20**, y en la evaluación de población en el Atlántico norte se tuvo en cuenta esta fuente de mortalidad. Cuando se incluyen los descartes y los desembarques, disminuye la aparente efectividad de la Recomendación n° 5.

Dadas las relativamente altas capturas (desembarques más descartes muertos estimados) de pez espada inferior a 125 LJFL, particularmente en el Atlántico norte, y la falta de reducción en las mortalidad por pesca para peces de edad 1 y edad 2 desde 1990, aparentemente el efecto que intenta obtener la regulación de talla mínima no se ha alcanzado plenamente. En el lado positivo, se ha marcado un número creciente de peces pequeños, y algunos han sido recapturados. Esto sugiere que pueden obtenerse ganancias liberando vivos a estos peces vivos. También hay evidencias de que un sector de la flota vuelve a lanzar las redes otra vez en un intento por evitar capturar peces pequeños, especialmente en comparación con los niveles estimados del porcentaje de peces pequeños en 1988 a 1990 (**Tabla 20**). Se podrían obtener ganancias sustanciales si la mortalidad por pesca de peces pequeños pudiera reducirse más (**Tabla 16 y Figura 22**).

Resumen

En general, las recomendaciones regulatorias de 1994 no se respetaron o no se mostraron efectivas para la conservación del pez espada atlántico. Incluso si las regulaciones de 1994 hubieran sido perfectamente implementadas, el nivel de captura aún habría excedido sustancialmente del rendimiento de reemplazo, traduciéndose en un continuo declive del stock de pez espada del Atlántico norte. Dado que no se siguieron las regulaciones de 1994, la situación, tanto en el Atlántico norte como en el sur, es causa de grave preocupación. El Grupo subrayó la necesidad de medidas de ordenación *efectivas* en todo el Atlántico, para asegurar la conservación del pez espada atlántico y para tener en cuenta la incertidumbre asociada a los supuestos de estructura de stock del pez espada.

SWO-ATL-5. RECOMENDACIONES

Todas las naciones que capturan pez espada en el Atlántico deberían participar en las sesiones de evaluación de stock de pez espada. Se recomienda que la Secretaría de ICCAT envíe por lo menos al Secretario Ejecutivo Adjunto y al Analista de Sistemas a las sesiones de evaluación de stock de pez espada. Las evaluaciones analíticas requieren una gran tarea de preparación de datos.

a. Estadísticas

- i) ICCAT necesita implementar mecanismos para mejorar el sistema de información de captura y esfuerzo para el pez espada. La información incompleta mina la intención de las medidas de conservación y la fiabilidad de los consejos de las evaluaciones.

- ii) Todos los países que capturen pez espada (de manera directa o como captura fortuita) deberían comunicar las estadísticas de captura, captura por clases de talla (por sexo) y esfuerzo por áreas tan pequeñas como sea posible, y por mes. Estos datos deben ser comunicados antes de las fechas límites de ICCAT, incluso cuando no haya prevista una evaluación analítica del stock. Estos datos deberán mantenerse en la base de datos de ICCAT utilizando para las áreas una escala lo más fina posible. También deberán aportarse datos históricos. Estos permitirán examinar los datos utilizando límites de stock distintos de los de las áreas ICCAT a gran escala.
- iii) Todos los países deberían llevar a cabo un nivel adecuado de muestreo de tallas, y cuando sea posible, muestreo por sexos. También deberán utilizar unidades que puedan convertirse a mandíbula inferior-longitud a la horquilla (LJFL), preferiblemente por mes, y a la escala más fina posible. Esto es especialmente importante para las pesquerías de palangre de alta mar.
- iv) Deberían continuar los esfuerzos de los científicos nacionales en cuanto a la recolección y comunicación de estadísticas críticas de pesquerías no cubiertas por los sistemas de recolección de datos de ICCAT, especialmente de varios países del Caribe, México, y palangreros pelágicos de Portugal.
- v) Se debería comunicar información sobre el número de peces inmaduros capturados, y también sobre los números descartados muertos y vivos, para poder incluir en la evaluación de stock el efecto descarte. El Grupo observó que desde 1990 España había implementado un programa de muestreo de observadores, y Estados Unidos desde 1992, Canadá desde 1994, y Brasil en 1996. Otros países deberían establecer programas de muestreo que obtengan estos datos. En muchos casos, la implementación de un programa de ese tipo requerirá cobertura por observadores.
- vi) Todos los países con pesquerías de redes a la deriva, arrastre, y arrastre en parejas dirigidas a los túnidos deberían comunicar su captura de pez espada y datos adecuados de unidades de esfuerzo y talla.
- vii) Se recomendó desarrollar factores de conversión específicos de la pesquería para varias medidas y pesos.

b. Investigación

- i) Debe concederse la más alta prioridad a futuros estudios sobre el crecimiento específico por sexos. En particular, el Grupo recomendó análisis más integrados y coherentes de la captura por clases de talla por sexo. Se ha formado un pequeño grupo de científicos para llevar a cabo estos análisis y desarrollar enfoques estandarizados para estimar la captura por clases de talla por sexo. El Grupo alentó la continuación de análisis de crecimiento por sexo y, en particular, animó a realizar estudios que incluyan muestras del Atlántico sur y del Atlántico este.
- ii) También se debe conceder primera prioridad a los estudios sobre estructura de stock, dado que las evaluaciones de stock se han llevado a cabo principalmente para el hipotético stock del Atlántico norte. El Grupo recomendó efectuar un examen detallado y comprensivo de la información nueva y de la histórica antes de la próxima evaluación de stock de pez espada. Deberá existir correspondencia entre los muchos científicos implicados en la investigación del ADNmt de pez espada y los científicos familiarizados con la biología del pez espada, con el fin de integrar los hallazgos de varios estudios, formular conclusiones consistentes y hacer recomendaciones de investigación en el futuro. Además, deberían examinarse otros aspectos de naturaleza biológica, oceanográfica e información de pesquerías. Debería explorarse el empleo de análisis de microelementos en estos animales de largo ciclo vital. Sin embargo, en vista del tiempo necesario

para llevar a cabo nuevos estudios, la sensibilidad de los resultados de la evaluación y la recomendación de ordenación a varios supuestos acerca de la estructura de stock necesita ser cuidadosamente evaluada (incluyendo llevar a cabo VPA sobre las varias hipótesis de stock de forma periódica). Esto precisa disponibilidad de los datos de captura, captura por clases de tallas, y de esfuerzo a escala tan fina como sea posible.

- iii) Se debería iniciar el desarrollo de un diseño experimental de marcado científico para ensayar hipótesis de crecimiento y estructura de stock. Debería alentarse el desarrollo de experimentos cooperativos de marcado en una amplia zona geográfica por parte de todas las naciones pertinentes. Las naciones deberían informar a la Secretaría sobre todos los programas de marcado (públicos o privados).
- iv) Se debería calcular e implementar una nueva ecuación de crecimiento para la próxima evaluación. Debería explorarse el error de medición, utilizando las tallas de peces en libertad durante un período de tiempo muy corto.
- v) Debería examinarse la serie de CPUE de Azores y estandarizarla después para estudiar con mayor detalle los efectos de área y estacionales, si es posible. La composición por tallas de las capturas de Portugal y España debería compararse para determinar el mejor método para efectuar sustituciones en ausencia de un muestreo extensivo en Portugal. Se anima a este país a que participe en las sesiones de evaluación de stock de pez espada.
- vi) Deberían hacerse esfuerzos para modelizar los efectos de los cambios operacionales (introducción de líneas principales de monofilamento) en la flota de Japón.
- vii) Cuando se disponga de suficientes datos, Canadá debería clasificar los datos de CPUE utilizando las distribuciones de tallas de peces observadas a partir de viajes individuales. Canadá también debería desarrollar CPUE estandarizadas específicas del sexo para la próxima evaluación.
- viii) Se han logrado excelentes progresos en el desarrollo de series estandarizadas de CPUE para el Atlántico sur, pero se requieren ulteriores mejoras de los nuevos índices. Debería estudiarse el efecto de las especies-objetivo en los datos de Brasil, y éstos deberían ser examinados a una escala más fina (es decir, zona ecuatorial *versus* el área frente a Brasil). Se pueden introducir mejoras en el conjunto de datos de CPUE de Brasil-Taiwan investigando la estrategia de pesca (especies-objetivo) con mayor detalle (interacciones año-arte). Se debería desarrollar un índice de biomasa combinado para el sur. La sesión de evaluación de stock de 1996 se benefició en gran medida de la asistencia de un científico de Brasil.
- ix) Se deberían investigar los cambios anuales en la capturabilidad en los índices y la falta de independencia entre los índices específicos de la edad de una pesquería.
- x) Deberían examinarse los sistemas para convertir la captura por clases de peso a captura por clases de talla, y para calcular la captura por clases de edad de las dos.
- xi) Deberían explorarse las mejoras en las entradas del modelo de producción estructurado por edad. Los esquemas de selectividad sobre una base específica de las flotas necesitan posterior investigación.
- xii) Debería llevarse a cabo ulterior investigación en cuanto al nivel de biomasa relativo en el cual se produce la productividad máxima neta (en biomasa) para pez espada.
- xiii) Se recomendó investigar la frecuencia del desove, estacionalidad de la puesta, y fecundidad.

- xiv) El Grupo recomendó firmemente llevar a cabo un análisis de población virtual (específico del sexo) para el stock del Atlántico sur en la próxima evaluación.
- xv) Deberían llevarse a cabo estudios de sex-ratio con examen histológico de las gónadas de peces inmaduros.

SWO-ATL-6. IMPLICACIONES DE ORDENACIÓN

Atlántico norte

El Grupo reiteró y reforzó su recomendación de 1994 en cuanto a que la Comisión, si desea reconstituir el stock de pez espada del Atlántico norte, debe reducir inmediatamente y de forma tajante las tasas de mortalidad por pesca y captura. Es importante reconocer que el fracaso a la hora de alcanzar suficientes reducciones en la mortalidad por pesca desde 1991 se ha traducido en la necesidad de reducciones más severas, ahora y en el futuro, para alcanzar la recuperación. Los niveles actuales de captura no son sostenibles.

En 1990 y 1994 se presentaron recomendaciones de medidas regulatorias para reducir tanto la captura como el esfuerzo, pero estas reducciones no han detenido el declive del stock. Las actuales capturas altas y la tendencia de la CPUE ilustran la continua tendencia al declive del stock de pez espada del Atlántico norte. Los resultados de los dos tipos de modelos de producción (estructurada por edad y agrupada) y análisis de población virtual solamente cuantifican tales tendencias. La evaluación de población actual indica que la del Atlántico norte ha continuado su declive pese a las reducciones en los desembarques totales comunicados desde los valores pico en 1988. Estas reducciones no se han traducido en reducciones en las tasas de mortalidad por pesca porque las capturas han sobrepasado la producción excedente anual.

Sin embargo, el estado del stock del Atlántico norte no se encuentra en un estado tan deprimido que la recuperación no pueda llevarse a cabo en un período de 15 años. Una acción inmediata y adecuada puede mejorar el estado del stock de pez espada del Atlántico norte, dado que los tamaños estimados del stock están por debajo de la biomasa en RMS, y dada la naturaleza adaptable del pez espada. Con el fin de detener la tendencia al declive, los análisis sugieren en general que las capturas no deberían exceder de unas 10.000 t. Un VPA preliminar específico del sexo indicaba que una captura en torno a 12.000 t podría permitir un incremento a niveles del RMS; no obstante, el Grupo reiteró la naturaleza preliminar de estos análisis. Con el objetivo de permitir un incremento en la biomasa del stock, el nivel de captura necesita estar por debajo de este nivel durante algún tiempo en el futuro. El Grupo subrayó la importancia de gestionar el esfuerzo efectivo de pesca (y, por tanto, la tasa de mortalidad por pesca) en vez de sólo la captura. Debido a que la captura correspondiente a la tasa de mortalidad por pesca dirigida depende del estado del stock, las medidas de ordenación probablemente necesiten ajustes tras cada evaluación para mantener la tasa de mortalidad por pesca dirigida. La actual evaluación de stock ilustra bien este punto: aunque se han reducido las capturas en relación a los niveles de 1988, las tasas de mortalidad por pesca en 1995 fueron superiores a las de 1988.

Atlántico sur

El Grupo estaba seriamente preocupado acerca del estado del stock en el Atlántico sur, basándose en los resultados del modelo de producción preliminar y en el esquema de fuertes capturas y CPUE descendente en algunas pesquerías. Las capturas de 1996 en el sur son las más altas registradas, al nivel de las capturas máximas previamente observadas en el norte. Los resultados de los análisis indican que los actuales niveles de captura no son sostenibles. Si la Comisión trata de mantener el stock en una condición saludable, no debería demorar la toma de acciones, y los niveles de captura deben ser reducidos, ya que de lo contrario serán necesarias medidas aún más restrictivas en el futuro. Los análisis preliminares indican que pescar en F_{RMS} restauraría rápidamente el stock a niveles de RMS, y que esto requeriría sustanciales reducciones en torno a

13.000 t o menos en 1997 y en adelante.

Atlántico total

Si se asume un stock atlántico total, es improbable que la perspectiva del estado del stock se mejore en relación al estado de los del norte o sur del Atlántico. Las capturas actuales no son sostenibles y requieren reducciones sustanciales de la captura. El Grupo expresó su preocupación acerca de la incertidumbre sobre la estructura de stock del pez espada atlántico, y la posibilidad de que el stock del Atlántico norte no incluya la captura total del stock biológico. Cuando los límites son inciertos, en este caso debido a datos limitados o imprecisos, lo adecuado es implementar medidas de regulación que abarquen varias posibles hipótesis de stock. En consecuencia, se recomienda implementar medidas de ordenación efectivas en el conjunto del Atlántico.

Table 1. Reported Atlantic swordfish landings and discards by regions, country, and gears for 1965-1995

AS OF OCT. 2 - 5:00 PM

COUNTRY	AREA	GEAR	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
TOTAL (LAND+DISC)			12990	13020	11940	14912	17151	17896	12159	13079	13631	13903	15923	13864	14331	20377	20402	25267	21804	25825	26702	35540	39097	41012	44464	52619	51793	44198	39112	40758	43553	46456	38473
Atlantic total (including di			11230	11268	10623	11472	13428	14555	7184	7121	8824	8869	11622	9227	9051	14419	14855	18688	14991	19482	19806	21874	23869	24294	26176	32280	34032	32730	28353	28055	32585	32702	36834
NORTH ATLANTIC			8652	9338	9084	9137	9138	9425	5198	4727	6001	6301	8776	6587	6352	11797	11859	13527	11138	13155	14464	12753	14348	18450	20224	19508	17246	15722	14769	14985	16756	14686	16408
BERMUDA	NW AT	LL	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	1
CANADA	NW AT	HARP	519	702	260	51	108	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	128	34	35	86	78	24	150	92	73	60	28	22	189	
CANADA	NW AT	LLHB	4155	3731	4534	4342	4149	4800	0	0	0	2	21	15	113	2314	2970	1794	542	542	960	465	550	973	861	874	1097	819	953	1487	2206	1654	1421
CANADA	NW AT	UNCL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	91	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CANADA-JP	NW AT	LL	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
CHINA.TAI	NORT	GILL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHINA.TAI	NORT	LLFB	1	37	76	115	218	234	226	129	243	204	209	362	189	126	260	103	140	200	209	126	117	121	40	18	13	207	574	132	98	372	429
CUBA	NW AT	LL	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
CUBA	NORT	LL	171	175	336	224	97	134	160	75	248	572	280	283	398	281	128	278	227	254	410	206	162	636	910	832	87	47	0	0	0	0	0
CUBA	NORT	UNCL	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	23	27	16	0	0
ESPANA	NE AT	BB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	194	0	0	0	0	0	0	0	0
ESPANA	CANA	BB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	4	1	0	0	2	3	5	4	
ESPANA	NE AT	GILL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	3	0	0	949	646	124	0	0	0	0	0
ESPANA	NW CE	LLHB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2432	1774	1854	1283	1761	1619	1948	
ESPANA	NE AT	LLHB	1433	2999	2690	3551	3502	3160	3384	3210	3833	2893	3747	2816	3309	3611	2582	3810	4013	4554	7100	6315	7431	9712	11134	9600	3264	3962	4652	5068	4631	4408	5000
ESPANA	NE AT	PS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ESPANA	NE AT	TRAP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	5	2	0	1	2	4	3	3	1	3	0
ESPANA	NW AT	TRAW	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ESPANA	NE AT	UNCL	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	316	202	150	0
FRANCE	NE AT	GILL	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	33	33
FRANCE	NE AT	MWT	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	13	13
FRANCE	NE AT	UNCL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	4	0	0	1	4	4	0	0	75	75	75	95	0	0	0
GRANADA	NW AT	LL	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	1
GRANADA	NW AT	UNCL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	56	5	1	2	3	13	0	0
IRELAND	NW AT	UNCL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ITALY	NW AT	TRAW	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
JAPAN	NORT	LL	1025	658	280	262	130	298	914	784	518	1178	2462	1149	793	946	542	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
JAPAN	NORT	LLFB	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	NW AT	LLHB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	99	47	22	88	41	33	38
JAPAN	NORT	LLHB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1167	1315	1755	537	665	921	807	413	621	0	0	0	0	0	0	0
JAPAN	NW CE	LLHB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	623	410	360	186	328	169	234
JAPAN	NE AT	LLHB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	850	594	610	790	757	776	931
KOREA	NORT	LLFB	2	27	46	24	22	40	159	155	374	152	172	335	541	634	303	284	136	198	53	0	0	0	60	0	320	51	3	3	19	16	16
KOREA	WEST	LLFB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
KOREA	NE AT	LLFB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	80	22	0	27	0	0	0	0	0	0	0
KOREA	NW CE	LLFB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	68	46	0	3	0	0	0	0	0	0	0
LIBERIA	NE AT	UNCL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	38	34	53	0	24	16	30	19	35	3	0	7	0	0	0
LIBERIA	EAST T	UNCL	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	14	26	0

Table 1. Reported Atlantic swordfish landings and discards by regions, country, and gears for 1965-1995

AS OF OCT. 2 - 5:00 PM

COUNTRY	AREA	GEAR	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995		
MAROC	NE AT	GILL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	149	155	302	403	288	285			
MAROC	NE AT	LL	14	12	11	13	16	14	21	15	10	12	15	12	6	11	208	136	124	91	125	79	137	178	192	195	219	28	27	37	54	39	39		
MAROC	NE AT	SURF	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
MAROC	NE AT	TRAP	86	49	23	30	4	3	12	28	8	3	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	3	5	1	3	26	10	13	3	8	12		
MARTINIQUE	WEST	UNCL	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		
MEXICO	GULF	LL	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	6	14	0	0		
MEXICO	NW AT	UNCL	0	0	0	0	0	0	0	2	4	3	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NEI-1	WEST	LL	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		
NEI-1	NE AT	LL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	74	529	0	0	0	0	0		
NEI-2	WEST	UNCL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	14	3	131	190	185	43	35	111	0	0	0	
NORWAY	NE AT	LLHB	0	300	300	200	600	400	200	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
PANAMA	NORT	LLFB	0	0	0	0	0	0	0	7	171	24	25	91	22	76	26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
POLAND	NW AT	UNCL	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	6	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
PORTUGAL	MADEI	BB	6	15	11	12	11	8	11	21	37	92	58	32	38	17	0	0	0	7	6	7	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
PORTUGAL	MADEI	HAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29	15	8	0	0	0	6	7	10	5	7	10	15	45	11	20	23		
PORTUGAL	AZOR	LL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	15	30	360	225	107	211	498	349	645	576	576		
PORTUGAL	MADEI	LL	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	6	2	2	19	37	18		
PORTUGAL	NE AT	LLHB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	418	624	387	185	246	257	146	1286	960	1115	1115		
PORTUGAL	NE AT	PS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	1	2	1	0	0	0	0	1		
PORTUGAL	NE AT	UNCL	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	6	0	0		
PORTUGAL	AZOR	UNCL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	4	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
RUMANIA	NW AT	TRAW	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
SENEGAL	EAST T	HAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	6	6	0	0	0	0	
ST.LUCIA	NW AT	HAND	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	1	0	0	
ST.VINCENT	NW AT	UNCL	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	3	0	3	23	0	0	0	
TRINIDAD &	WEST	LL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	26	6	45	151	42	79	66	71	562	125	0	0	0	
U.S.A	NWCE	GILL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	
U.S.A	NW AT	GILL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	49	54	111	524	535	82	86	92	88	74	74	
U.S.A	NW AT	HAND	179	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	
U.S.A	GULF	HAND	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	38	0	0	0	
U.S.A	NW AT	HARP	103	80	134	94	77	0	0	0	0	0	0	0	0	656	524	569	521	115	288	60	38	18	29	31	32	8	2	1	0	2	1	1	1
U.S.A	NWCE	HARP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	191	16	11	21	5	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
U.S.A	NWCE	LL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	68	636	508	444	613	687	946	1255	1416	1372	1943	1541	875	1005	973	937	816	764	764	
U.S.A	NW AT	LL	945	534	340	180	93	0	0	0	0	0	0	0	0	2926	2999	3645	2953	3992	3421	3300	2347	2105	2076	2184	2316	2527	1680	1490	1336	1117	988	988	
U.S.A	WEST	LL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24	404	1175	1021	859	949	1059	798	646	845	1034	1576	1576	
U.S.A	GULF	LL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	253	862	589	666	402	396	636	447	695	1034	1049	506	701	632	518	285	598	598	
U.S.A	NW AT	MWT	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	13	12	10	15	15	
U.S.A	NW AT	TRAW	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	9	10	11	4	14	10	10	
U.S.A	NW AT	UNCL	0	0	0	0	0	287	35	246	406	1125	1700	1429	912	8	16	25	12	3	17	23	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
U.S.S.R	NE AT	LLMB	5	8	22	21	11	24	24	28	26	17	32	19	15	20	10	21	0	69	0	16	13	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
U.S.S.R	NE AT	PS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
U.S.S.R	NE AT	SURF	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
U.S.S.R	NW AT	TRAW	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
UNITED KIN	NE AT	GILL	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	2	3	1	1	
VENEZUEL	NW AT	GILL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	5	5	2	5	9	9	9	

Table 1. Reported Atlantic swordfish landings and discards by regions, country, and gears for 1965-1995

AS OF OCT. 2 - 5:00 PM

COUNTRY	AREA	GEAR	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
VENEZUEL	NW AT	LL	8	11	21	18	100	23	52	27	23	24	52	43	15	46	182	192	24	25	35	23	51	84	86	2	2	4	73	101	68	60	45
DISCARDS (NORTH ATL			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	247	383	408	708	526	
U.S.A	GULF	LLD	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	27	61	50	172	44	
U.S.A	NW CE	LLD	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	34	46	42	81	124	
U.S.A	WEST	LLD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	25	44	34	66	
U.S.A	NW AT	LLD	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	143	251	272	421	292	
U.S.A	NW AT	MWTD	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	32	0	0	0	0	
SOUTH ATLANTIC			2578	1930	1539	2335	4290	5130	1986	2394	2823	2568	2846	2640	2699	2622	2996	5161	3853	6327	5342	9121	9521	5844	5952	12772	16786	17008	13337	12687	15421	17308	19900
ANGOLA	EAST T	SURF	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	
ANGOLA	SE ATL	SURF	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	228	815	84	84	84	0	0	0	0	0	0	
ARGENTIN	SW AT	LL	400	200	79	259	500	400	63	100	48	10	10	111	132	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ARGENTIN	SW AT	UNCL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	361	31	351	198	175	230	88	88	14	24	24	1	
BELIZE.SH.	SE ATL	LL	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	1	
BENIN	SE ATL	GILL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	24	0	85	90	39	13	19	26	28	28	26	28	0	0	
BENIN	SE ATL	HS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
BRASIL	SW AT	GILL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	5	
BRASIL	SW AT	LL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	107	57	61	83	70	34	192	37	25	19	0	0	
BRASIL	SW AT	LLHB	125	125	62	100	181	162	154	121	161	465	514	338	323	213	320	1169	431	617	390	284	274	339	341	633	698	930	684	587	637	950	1019
BRASIL	SW AT	LLMB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	26	25	25	37	50	12	23	37	19	35	
BRASIL	SW AT	SURF	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	5	1	3	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
BRASIL-BA	SW AT	LLFB	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	45	
BRASIL-HO	SW AT	LLFB	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	17	48	77	257
BRASIL-JPN	SW AT	LLFB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	154	200	410	223	391	283	122	227	304	511	470	241	679	122	33	85	109	53
BRASIL-KO	SW AT	LLFB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27	49	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	33	
BRASIL-TAI	SW AT	LLFB	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	527	1200	1014	217	311	
BULGARIA	SE ATL	UNCL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHINA.TAI	SOUTH	GILL	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	4	0	0	0	0	
CHINA.TAI	SOUTH	LLFB	1	73	128	375	637	985	599	621	849	617	719	573	519	481	994	540	406	400	201	153	215	166	260	614	469	689	837	1271	651	2210	0
CHINA.TAI	SE ATL	LLFB	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	668	
CHINA.TAI	SW AT	LLFB	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	1483	
COTE D'IVO	SE ATL	SURF	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	10	10	12	7	10	21	15	19	24	24
CUBA	SOUTH	LL	164	122	559	410	170	148	74	66	221	509	248	317	302	319	272	316	147	432	818	1161	1301	95	173	159	830	448	0	0	0	0	0
CUBA	SOUTH	UNCL	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	209	246	159	0	0	
ESPANA	SE ATL	LLHB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	66	0	4393	6876	3547	2862	2703	2429	2751	3951	
ESPANA	SW AT	LLHB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	849	2619	2898	2948	4545	5186	7339
GHANA	SE ATL	GILL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	235	0	0	0	0	0	0	0	
GHANA	SE ATL	SURF	0	0	0	100	200	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	110	5	55	5	15	25	13	123	0	235	235	235	235	0	0	0
HONDURAS	SE ATL	LL	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	6	
JAPAN	SE ATL	BBF	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
JAPAN	SOUTH	LL	1845	1300	474	859	2143	2877	662	1023	480	191	805	105	514	503	782	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Table 1. Reported Atlantic swordfish landings and discards by regions, country, and gears for 1965-1995

AS OF OCT. 2 - 5:00 PM

COUNTRY	AREA	GEAR	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995			
JAPAN	SOUTH	LLFB	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	SW AT	LLHB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	818	972	816	1954	1957	1120	1039	751	459			
JAPAN	SOUTH	LLHB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2029	2170	3287	1908	4395	4613	2913	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
JAPAN	SE ATL	LLHB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1802	3481	3203	4754	2502	1750	4217	4391	3625				
JAPAN-OB-S	SE ATL	LL	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	56	0				
KOREA	SW AT	LLFB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	485	598	263	197	243	466	0	0	0	0	0	0			
KOREA	SE ATL	LLFB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	140	319	106	469	769	310	0	0	0	0	0	0			
KOREA	SOUTH	LLFB	4	54	79	77	370	382	256	249	602	563	279	812	699	699	303	399	311	486	409	0	0	0	0	0	0	50	147	147	198	164	164			
NEI-1	SE ATL	LL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	856	439	0	0	0	0	0	0			
NIGERIA	SE ATL	SURF	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	3	0	0	0	0			
NIGERIA	SE ATL	UNCL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	83	69	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
PANAMA	SOUTH	LLFB	0	0	0	0	0	0	0	12	274	90	40	219	28	83	26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0		
PORTUGAL	SE ATL	BB	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			
PORTUGAL	SE ATL	LLHB	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	227			
SOUTH AFR	SE ATL	LLHB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
SOUTH AFR	SE ATL	SPOR	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	2	1	0	0		
SOUTH AFR	SE ATL	TRAW	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	28	31	9	3	7	23	3	2	2	4	0	0	5	9	2	0	0	0		
TOGO	SE ATL	UNCL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	32	1	0	2	3	5	5	8	14	0	0	0		
U.S.S.R	SE ATL	LLMB	39	56	158	155	89	176	176	202	188	123	231	138	106	149	70	154	36	26	46	146	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
U.S.S.R	SE ATL	PS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
U.S.S.R	SE ATL	SURF	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
URUGUAY	SW AT	LLHB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	92	575	1084	1927	1125	537	699	427	414	302	156	210	260	165	428	0	0	
MEDITERRANEAN			1760	1752	1317	3440	3723	3341	4975	5958	4807	5034	4301	4637	5280	5958	5547	6579	6813	6343	6896	13666	15228	16718	18288	20339	17761	11468	10759	12703	10968	13754	1639	0		
ALGERIE	MEDIT	LL	0	0	0	0	0	0	0	0	100	196	500	368	370	320	521	650	760	870	877	884	890	847	1820	2621	590	173	173	6	173	185	0	0		
ALGERIE	MEDIT	UNCL	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	539	389	389	389	415	0	0		
CYPRUS	MEDIT	LL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	59	95	82	98	72	78	103	28	63	71	154	84	121	139	173	162	73	116	159	0	0		
ESPANA	MEDIT	GILL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	87	85	39	0	0	0	0	0		
ESPANA	MEDIT	HAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ESPANA	MEDIT	LLHB	1200	1000	700	1000	1100	900	1100	1300	1105	700	89	89	667	720	800	750	1120	900	1321	1243	1219	1337	1134	1760	1250	1438	1132	790	1293	1402	1350	0	0	
ESPANA	MEDIT	SURF	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ESPANA	MEDIT	TRAP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	3	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ESPANA	MEDIT	TRAW	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ESPANA	MEDIT	UNCL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	32	65	101	0	0		
GREECE	MEDIT	LL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	91	773	772	1081	1036	1714	1303	1008	1120	1344	1904	1456	1568	2250	0	0	0	0	
ITALY	MED-S.	GILL	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	58	613	500	600	0	0		
ITALY	MED-N	GILL	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	83	35	30	70	120	0	0		
ITALY	MEDIT	GILL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1459	1540	1620	1749	1846	2542	0	0	0	0	0	0	0	0	
ITALY	MED-T	GILL	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	2987	2154	3377	2500	3200	0	0	
ITALY	MED-L	GILL	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	72	57	0	1	0	0		
ITALY	MED-T	HARP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	312	417	756	475	501	461	356	366	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ITALY	MED-S	LL	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	13	10	18	40	60	0	0	
ITALY	MED-T	LL	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	1817	2007	2239	2000	2200	0	0	
ITALY	MED-L	LL	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	150	94	44	100	184	0	0	0	

Table 1. Reported Atlantic swordfish landings and discards by regions, country, and gears for 1965-1995

AS OF OCT. 2 - 5:00 PM

COUNTRY	AREA	GEAR	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	
ITALY	MED-N	LL	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	447	130	115	70	50	0	
ITALY	MED-S.	LL	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	3	116	39	50	150	0	
ITALY	MED-S.	LL	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	24	113	1063	1000	1200	0	
ITALY	MEDIT	LLHB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3435	3330	3750	3455	3642	3362	2583	2660	2759	2493	2622	2831	2989	2989	0	0	0	0	0	0	
ITALY	MED-T	TRAP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ITALY	MEDIT	UNCL	0	0	0	1568	2240	2016	3248	4144	3136	3730	3362	0	0	0	0	0	0	0	0	5139	6830	7171	7745	8175	7478	0	0	0	0	0	0	
JAPAN	MEDIT	LLHB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	3	1	0	5	6	19	14	7	3	4	1	2	1	2	4	3	0	
LIBYA	MEDIT	UNCL	224	224	336	560	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	
MALTA	MEDIT	LL	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	119	71	76	42	0	0	
MALTA	MEDIT	UNCL	0	0	0	0	0	112	224	224	224	192	214	175	223	136	151	222	192	177	59	94	108	97	131	207	121	122	0	0	0	0	0	0
MAROC	MEDIT	GILL	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	246	454	649	414	640	255	
MAROC	MEDIT	LL	223	192	169	196	250	214	326	229	183	193	118	186	144	172	0	0	0	0	43	39	38	92	40	62	97	43	24	34	22	85	34	
MAROC	MEDIT	TRAP	1	0	1	1	0	0	1	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	
NEI-2	MEDIT	GILL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	219	231	243	262	277	381	442	559	559	0	0	0	
NEI-2	MEDIT	LL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	517	532	552	499	524	566	598	598	918	733	733	0	0	0	
NEI-2	MEDIT	UNCL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	728	672	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
TUNISIE	MEDIT	UNCL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	3	5	0	0	0	0	7	19	15	15	61	64	63	80	159	176	181	178	226	166	0	
TURKEY	MEDIT	GILL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	190	226	557	589	209	243	100	136	292	533	0	0	
TURKEY	MEDIT	UNCL	112	336	111	115	133	99	76	60	59	15	10	7	34	20	44	13	70	40	216	95	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Table 2. Atlantic swordfish stock structure assumption and affirmative/negative comments regarding support of the various hypotheses by available data (updated from the 1994 SCRS Report, with additions or changes in bold)

<i>Stock hypotheses</i>	<i>CPUE by age</i>	<i>Larval distrib.</i>	<i>Catch distrib.</i>	<i>Mark/recapture</i>	<i>Size distrib.</i>	<i>Recruit. trends</i>	<i>Genetic</i>	<i>Spawning areas</i>
North Atlantic single stock?	Yes	Yes	Yes	1	Yes	Yes²	3	No⁴
North (E & W) separate stocks?	No	No	No⁵	1	No	No	3a	No⁴
North + South single stock?	?	Yes	Yes⁵	No ⁶	--	--	? ⁷	4

1 First instance of transatlantic movement noted in 1995. Movement has been demonstrated from the tropical eastern area to the temperate central area and from the temperate central area to the sub-tropical western area. The different probabilities for obtaining recoveries in different areas of the Atlantic have not been taken into account.

2 In VPAs run separately for eastern and western stocks, recruitment trends were generally parallel. However, VPA analyses have not been updated, and it is uncertain that this pattern holds, given more recent information.

3 Statistical analysis of the frequency distribution of genotypes failed to reject the null hypothesis of a homogeneous distribution of genotypes.

3a Statistical analysis of the frequency distribution of genotypes rejected the alternative hypothesis of differences between east and west samples.

4 Study of gonadal indices from the Spanish fishery do not indicate discrete spawners in north or an east-west division.

5 The Spanish and Japanese fish in a continuous zone across the tropical area.

6 No recovery from the north Atlantic has been reported in the south. The different probabilities for obtaining recoveries in different areas of the Atlantic have not been taken into account. A common spawning stock in the tropical zone could be feeding north and south stocks.

7 Conflicting conclusions from two new papers examining mt DNA evidence noted.

Table 3 North Atlantic swordfish catch at age calculated from the unsexed catch at size with the mark-recapture growth equation derived by the SCRS in 1988.

U.S.A.

AGE	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
0	83	576	1994	1222	3017	2106	3104	2802	4056	3229	8762	2990	5296	3102	3457	3465	1408	1690
1	2248	5000	15410	7044	15750	16360	18314	18437	22089	33133	31702	39640	22895	18783	11826	13804	13045	10943
2	7069	13943	25968	17581	20034	23265	29833	25112	37779	40806	57235	55096	46602	37572	39880	37607	38889	44836
3	13470	14019	22968	18262	22985	16938	22332	24340	27716	29861	36006	37143	32653	29523	25067	27479	24856	32932
4	11061	11258	15508	11232	15685	11799	13146	14822	18353	15054	18483	18859	16467	14288	13126	12905	11924	15862
5	7288	7929	10261	7393	8939	8230	7576	7974	8409	7553	8606	9313	8586	7016	6916	6603	5304	6875
6	3694	5193	5942	4659	5379	5099	4348	4010	4019	3722	3986	4669	4191	3407	3360	3330	2476	3277
7	2419	3529	3506	3082	2919	3184	2431	2339	2152	1969	2114	2480	2255	1743	1878	1755	1540	1809
8	1257	1905	2021	1809	1973	1914	1238	1369	1122	1114	1113	1342	1214	931	900	891	746	913
9	853	1319	1186	1200	1236	1251	727	844	727	633	728	817	719	523	541	538	454	573
10	564	880	752	836	707	727	472	473	421	427	458	493	433	332	343	296	274	300
11	423	771	593	498	528	550	326	332	266	300	343	344	288	250	242	180	191	218
12	385	460	355	363	326	276	178	210	213	179	182	213	191	136	158	94	127	128
13	269	361	228	264	260	206	128	141	133	118	112	110	126	136	96	102	79	87
14	174	289	176	197	166	210	111	108	90	107	107	89	86	71	65	60	48	59
15+	1970	2728	2101	2639	2698	2249	1622	1511	1238	1291	1136	1289	1127	1028	908	798	661	727
TOTAL	53227	70160	108969	78281	102602	94364	105886	104824	128783	139496	171073	174887	143129	11884	108763	109907	102022	121229
5+	19296	25364	27121	22940	25131	23896	19157	19311	18790	17413	18885	21159	19216	15573	15407	14647	11900	14966
10+	3785	5489	4205	4797	4685	4218	2837	2775	2361	2422	2338	2538	2251	1953	1812	1530	1380	1519

JAPAN

AGE	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
0	45	65	167	30	58	7	96	106	19	53	111	61	8	58	118	43	24	26
1	178	683	804	525	307	74	605	394	166	460	402	720	207	309	328	361	189	196
2	665	1331	2065	2962	1810	635	1441	2418	1005	892	1563	3536	1347	1062	1245	1270	1466	1545
3	1723	1526	3371	4257	4186	2186	2374	3211	2379	1494	2253	6721	4151	2368	2031	2948	4157	4622
4	2753	1492	2480	4865	4464	2298	2452	3567	2607	1776	3033	6778	4654	4108	2896	4276	3808	4238
5	2025	963	1785	2355	3845	1165	1823	2561	2009	1255	2100	3899	3029	3397	2163	3189	1599	1940
6	1154	673	1509	1334	1551	858	1012	1171	787	699	864	1853	1437	1416	1208	1150	1185	1470
7	766	400	990	939	1150	381	354	506	407	349	535	817	869	762	776	529	795	961
8	387	170	509	465	784	150	165	203	230	142	353	381	410	371	347	172	305	333
9	432	93	378	260	564	104	106	179	249	134	228	312	209	155	139	114	60	95
10	301	96	273	136	254	46	77	77	124	73	142	179	121	128	125	106	76	85
11	100	35	125	73	207	19	71	48	83	42	69	70	54	66	77	76	61	63
12	83	36	87	73	112	12	44	33	46	27	50	44	31	46	58	45	41	43
13	78	34	59	57	59	20	25	19	26	16	30	41	34	26	44	36	24	35
14	70	28	50	50	51	11	34	19	21	13	25	28	21	21	31	25	17	25
15+	728	469	1006	880	1784	187	209	278	623	521	473	612	214	743	502	556	727	850
TOTAL	11488	8094	15658	19261	21186	8153	10888	14790	10781	7946	12231	26052	16796	15036	12088	14896	14534	16527
5+	6124	2997	6771	6622	10361	2953	3920	5094	4605	3271	4869	8236	6429	7131	5470	5998	4890	5900
10+	1360	698	1600	1269	2467	295	460	474	923	692	789	974	475	1030	837	844	946	1101

CANADA

AGE	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
0	15	62	65	4	102	112	95	120	275	338	82	107	6	15	25	69	12	2
1	918	223	2549	33	399	806	356	466	1379	3419	1455	2116	691	1281	1779	3370	1312	639
2	3213	2771	4846	458	1368	2611	1587	1514	4841	5962	5590	5338	3373	2634	8214	9506	6772	4227
3	9061	7015	7426	1495	2948	3479	2271	3069	5582	6331	3983	4808	2749	4126	5475	10467	6110	4233
4	7744	8264	6847	1872	2276	3661	1772	2346	4129	3040	3005	2920	2029	2857	3927	5657	4194	2426
5	5611	6248	4238	1281	1178	2410	1123	1154	1966	1486	1744	1801	1563	1892	2554	3369	2637	1721
6	2754	3798	1920	693	512	1328	526	501	844	643	959	1152	911	1024	1363	2096	1607	1217
7	1599	2647	1347	417	291	855	328	292	501	396	547	873	596	708	883	1243	978	810
8	874	1336	628	256	138	386	137	172	249	173	195	445	409	395	558	788	705	574
9	563	1113	417	175	88	274	67	118	166	140	85	226	185	188	297	397	379	355
10	237	594	241	110	43	164	53	79	90	81	67	189	149	147	218	315	287	226
11	74	420	115	62	26	66	23	33	39	54	14	119	94	86	103	153	170	153
12	163	186	100	25	22	60	14	27	51	28	5	60	62	44	107	141	121	87
13	133	309	45	44	20	40	16	19	43	27	4	54	68	42	86	102	111	99
14	44	186	40	18	8	41	6	13	15	16	3	21	32	20	25	41	40	38
15+	784	1386	455	225	127	322	127	138	275	179	58	755	604	529	852	1068	980	1328
TOTAL	33787	36558	31279	7168	9546	16615	8501	10061	20445	22313	17796	20984	13521	15988	26466	38782	26415	18135
5+	12836	18223	9546	3306	2453	5946	2420	2546	4239	3223	3681	5695	4673	5075	7046	9713	8015	6608
10+	1435	3081	996	484	246	693	239	309	513	385	151	1198	1009	868	1391	1820	1709	1931

Table 3. Continued.

SPAIN

AGE	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
0	378	333	928	1625	585	1851	2201	1996	7979	13319	10716	3913	7668	1115	2399	2445	5173	7018
1	2725	2959	6072	6610	4270	11261	9820	12965	20974	33292	46263	29064	18317	15288	19158	25283	25198	23595
2	7098	6061	10567	11869	7955	26093	18300	27348	44695	61954	58810	42561	52014	38840	39148	42968	46970	55695
3	9500	7289	12446	14001	12155	28813	26839	32961	45587	61334	48232	34228	39497	46489	39321	39431	33257	44129
4	10423	7834	11998	14217	16263	26659	24909	28688	36388	43925	29780	24973	21212	25662	25588	23732	19707	23252
5	8471	5598	7778	8709	11554	16640	13676	13875	18888	21423	12772	10727	9560	10599	12248	10696	9458	10119
6	4708	3290	4216	3876	5398	6813	5985	6536	9106	10020	4686	4265	3587	4282	4857	4410	4232	3910
7	2882	1614	2694	2328	2841	3475	3095	3774	4181	4470	3017	2333	1637	1790	2019	1845	2076	1794
8	1322	944	1186	1376	1742	1341	1494	1742	2081	1964	1211	1013	677	852	908	860	945	834
9	846	729	917	696	919	867	996	1026	1152	956	528	470	392	419	430	479	482	455
10	547	278	429	394	580	391	444	493	666	811	282	255	196	220	251	274	311	268
11	424	172	229	249	328	239	260	240	465	523	180	197	121	146	166	154	199	173
12	198	111	155	153	193	157	180	167	254	281	115	109	69	72	81	96	106	95
13	109	91	115	119	133	112	127	108	162	152	84	66	41	46	66	80	67	64
14	87	70	81	75	82	73	107	81	122	111	69	55	30	34	41	58	50	47
15+	884	634	858	654	987	836	797	819	1254	1092	537	361	301	404	432	507	593	584
TOTAL	50602	38007	60669	66951	65985	125621	109230	132819	193954	255627	217282	154590	155319	146258	14711	153318	148824	172032
5+	20478	13531	18658	18629	24757	30944	27161	28861	38331	41803	23481	19851	16611	18864	21499	19459	18519	18343
10+	2249	1356	1867	1644	2303	1808	1915	1908	2923	2970	1267	1043	758	922	1037	1169	1326	1231

PORTUGAL

AGE	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
0	2	4	4	6	1	2	4	6	1116	2850	1777	210	542	4150	5081	813	948	1925
1	13	33	24	23	10	14	20	34	1291	2971	1858	1412	2976	4587	5570	7507	6391	5598
2	33	68	42	42	20	35	35	66	1888	5640	3495	2067	4310	4178	3596	12775	11216	12894
3	45	82	50	50	33	38	47	71	1453	5039	3123	1436	3201	4421	2329	11277	7856	10729
4	48	88	48	50	43	37	48	60	1148	3087	1911	1115	1267	2337	1482	6824	4910	5563
5	40	62	31	32	30	21	27	30	1048	2214	1372	502	456	870	329	3275	2653	2577
6	22	37	17	14	15	10	12	13	453	913	572	199	165	413	167	1321	1212	961
7	14	17	11	9	8	5	6	9	278	359	215	110	58	186	93	561	608	471
8	6	10	5	5	4	1	4	4	283	344	218	44	28	58	74	246	275	206
9	4	8	4	3	2	1	3	2	213	255	163	21	15	21	86	137	137	104
10	3	3	2	0	1	0	1	1	100	119	71	10	8	10	12	83	90	62
11	2	2	1	1	1	0	1	1	49	97	58	7	4	14	8	46	56	39
12	1	1	0	0	0	0	0	0	38	85	56	4	2	5	6	28	32	25
13	0	1	0	1	1	0	0	1	28	43	27	3	1	1	0	23	20	16
14	1	1	0	0	0	0	0	0	24	39	24	2	1	1	0	17	15	12
15+	5	7	3	1	1	0	1	1	187	181	119	14	15	27	48	147	182	145
TOTAL	239	424	242	237	170	164	209	299	9597	24236	15059	7156	13049	21279	18881	45080	36601	41327
5+	98	149	74	66	63	38	55	62	2701	4649	2895	916	753	1606	823	5884	5280	4618
10+	12	15	6	3	4	0	3	4	426	564	355	40	31	58	74	344	395	299

OTHER COUNTRIES

AGE	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
0	56	135	148	68	40	57	87	81	239	629	660	344	893	284	404	530	238	469
1	320	1490	1010	530	324	559	548	485	771	2086	2885	2849	2786	1679	1659	4591	1775	1718
2	1195	3200	2487	1867	1189	1825	1209	1830	2402	2721	5057	5202	8383	2642	5661	6587	3770	3819
3	2374	3427	3316	2364	2231	3752	1886	2331	3866	4897	5455	5826	7232	3765	6386	5208	3856	3941
4	3441	3065	2350	2573	2422	3741	1819	2435	3902	7154	4813	4366	4886	4479	5368	3529	2214	2138
5	2582	2037	1701	1320	1984	2010	1304	1634	2860	4365	3374	1982	2770	3130	2631	1730	1236	1134
6	1408	1344	1254	744	832	1351	673	753	1124	2453	1314	817	1074	1092	1195	806	590	496
7	984	789	804	496	608	576	243	345	611	403	801	358	573	618	660	368	305	228
8	459	344	391	238	371	256	124	141	284	386	404	205	249	299	302	156	126	93
9	564	233	314	120	241	147	75	117	373	135	227	83	129	62	193	111	54	39
10	390	195	216	78	130	82	57	54	200	150	145	78	79	97	114	60	44	32
11	84	77	101	46	108	40	53	31	120	40	66	96	35	47	64	28	28	24
12	41	49	49	30	34	24	19	17	61	23	47	55	31	25	55	15	15	9
13	111	57	46	26	27	20	18	13	28	13	31	17	21	4	35	20	8	6
14	111	68	48	27	23	21	24	14	51	13	25	5	15	26	6	4	12	12
15+	876	767	709	375	753	282	137	153	626	715	338	198	131	321	203	111	838	952
TOTAL	14996	17277	14944	10902	11317	14743	8276	10434	17518	26183	25642	22481	29287	18570	24936	23854	15109	15110
5+	7610	5960	5633	3500	5111	4809	2727	3272	6338	8696	6772	3894	5107	5721	5458	3409	3256	3025
10+	1613	1213	1169	582	1075	469	308	282	1086	954	652	449	312	520	477	238	945	1035

Table 3. Continued.

ALL COUNTRIES COMBINED

AGE	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
0	578	1175	3307	2955	3803	4135	5587	5112	13684	20419	22108	7625	14413	8724	11484	7365	7803	11131
1	6403	10387	25867	14764	21059	29074	29663	32780	46670	75361	84565	75801	47871	41927	40320	54916	47910	42688
2	19274	27374	45975	34778	32377	54464	52404	58287	92610	117975	131750	11380	116029	86928	97744	11071	109084	123016
3	36172	33357	49576	40428	44539	55205	55748	65982	86584	108956	99053	90162	89484	90693	80610	96810	80092	100586
4	35471	32002	39231	34809	41153	48196	44146	51918	66527	74036	61026	59012	50516	53731	52387	56922	46758	53479
5	26018	22838	25794	21090	27530	30476	25527	27228	35180	38297	29968	28225	25964	26905	26839	28861	22888	24365
6	13741	14335	14858	11319	13688	15459	12555	12983	16333	18449	12382	12955	11365	11635	12151	13114	11303	11331
7	8664	8997	9351	7271	7818	8476	6457	7265	8130	7947	7229	6971	5989	5807	6310	6300	6302	6072
8	4304	4709	4739	4150	5013	4047	3162	3632	4248	4123	3493	3430	2987	2905	3089	3114	3102	2952
9	3261	3494	3215	2453	3049	2644	1973	2286	2881	2252	1959	1929	1648	1368	1685	1776	1567	1622
10	2041	2047	1913	1553	1714	1410	1105	1178	1602	1661	1166	1204	985	934	1063	1135	1083	974
11	1107	1477	1163	929	1198	914	734	685	1022	1056	730	835	594	610	660	637	705	670
12	871	842	747	645	688	528	436	454	664	623	457	485	386	328	464	420	442	386
13	700	852	493	511	499	398	314	301	420	370	288	290	291	255	327	364	309	307
14	487	642	394	366	330	355	282	236	323	299	254	199	186	172	168	205	183	192
15+	5248	5991	5132	4773	6350	3876	2894	2900	4202	3978	2662	3229	2392	3051	2945	3186	3981	4587
TOTAL	164340	170519	231755	182794	210808	259657	242987	273227	381080	475802	459090	406153	371100	335973	338246	385837	343512	384358
5+	66442	66224	67799	55060	67877	68583	55439	59148	75005	79055	60588	59752	52787	53970	55701	59112	51865	53458
10+	10454	11851	9842	8777	10779	7481	5765	5754	8233	7987	5557	6242	4834	5350	5627	5947	6703	7116

Table 4. Preliminary sex specific and recombined total catch at age derived from the preliminary sex specific catch at size and the sex specific growth equations from SCRS/96/99. It is expected that this information will change when procedures for calculating catch at size by sex are standardized and if alternative growth equations are assumed.

Recombined total (males + females)											
AGE	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
0	2314	7014	6897	10420	3351	6221	5514	7649	5466	5032	7679
1	29085	43978	72529	83466	68552	46694	42678	39613	50172	44103	42647
2	45885	76247	97475	109470	96508	94720	64948	76214	86829	86826	94767
3	45427	64779	85816	84442	74410	78628	70571	67921	81879	71510	87024
4	39742	54157	64838	56108	52214	50396	53935	49230	56068	46258	54621
5	34198	44905	51727	42350	40187	34665	36545	34972	37482	30647	34384
6	23945	31021	34424	24031	23680	22174	22703	22528	24910	20064	22027
7	15866	19768	22148	16315	15783	13778	13932	14242	15063	13372	13791
8	10586	11974	12548	11143	10484	8336	8618	8568	9088	8159	8229
9	6278	7554	7439	6520	6280	4710	4585	4838	5317	4530	4689
10	3582	4532	4695	3864	3754	2824	2831	3064	3235	3001	2961
11	2568	3066	3012	2388	2265	1799	2074	2022	2252	2101	2224
12	1891	2266	2171	1677	1603	1276	1425	1483	1528	1422	1538
13	1271	1406	1542	1018	1057	753	799	907	969	997	1055
14	844	885	856	604	628	498	506	618	680	730	858
15+	9785	7645	7705	5512	5403	3691	4484	4610	5108	4962	5933
TOTAL	273267	381197	475822	459328	406159	371163	336148	338479	386046	343714	384427
5+	110814	135022	148267	115422	111124	94504	98502	97852	105632	89985	97689
10+	19941	19800	19981	15063	14710	10841	12119	12704	13772	13213	14569

MALES											
AGE	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
0	1066	3862	1945	6504	2254	4010	3411	4729	3650	3273	4683
1	14451	21161	22273	43245	37133	25449	22970	20976	26728	23297	22261
2	23714	35603	35634	49789	44856	44059	28703	34223	38893	37864	43169
3	24261	30255	40210	35752	31499	32057	27183	26556	32051	27635	37256
4	18847	21358	27486	21061	19771	17511	18402	15967	19350	15463	20633
5	15903	16882	20465	14779	14234	11524	12948	11516	12782	10654	13727
6	10231	11144	12807	8944	8570	7124	7386	7051	7983	6682	8403
7	7058	7474	9098	5987	5808	4683	4774	4695	5289	4193	5062
8	4948	5081	6074	4484	4411	3171	3413	3259	3703	2884	3435
9	3114	3065	3488	3248	3054	1930	2112	1957	2256	1744	2045
10	1906	1905	2118	1926	1737	1186	1297	1238	1389	1131	1268
11	1551	1566	1645	1352	1180	932	1004	1030	1063	917	1002
12	1266	1253	1337	1103	915	752	826	818	843	722	760
13	924	856	886	679	656	477	492	558	612	525	609
14	639	543	578	430	392	297	313	346	392	329	367
15+	9377	6985	7033	5096	4655	3222	3684	3978	4518	3807	4350
TOTAL	139256	168993	193077	204379	181125	158384	138918	138897	161502	141120	169030
5+	56917	56754	65529	48028	45612	35298	38249	36446	40830	33588	41028
10+	15663	13108	13597	10586	9535	6866	7616	7968	8817	7431	8356

FEMALES											
AGE	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
0	1248	3153	4952	3915	1097	2212	2103	2919	1816	1759	2997
1	14634	22817	50256	40221	31419	21245	19708	18637	23444	20805	20387
2	22171	40644	61841	59681	51652	50661	36245	41991	47936	48961	51597
3	21166	34524	45606	48691	42911	46571	43389	41365	49828	43875	49768
4	20895	32799	37352	35047	32443	32886	35533	33263	36718	30794	33988
5	18295	28024	31262	27572	25954	23141	23597	23455	24700	19993	20657
6	13713	19877	21618	15087	15111	15050	15317	15477	16927	13382	13623
7	8809	12294	13050	10328	9975	9095	9158	9547	9774	9179	8729
8	5638	6894	6474	6658	6074	5165	5205	5308	5385	5275	4794
9	3164	4488	3951	3272	3226	2780	2473	2881	3061	2786	2644
10	1675	2626	2577	1938	2017	1638	1534	1826	1846	1870	1693
11	1017	1500	1367	1036	1085	867	1070	992	1189	1184	1222
12	625	1013	834	575	688	524	599	665	685	700	778
13	346	551	656	338	401	275	308	349	357	472	446
14	205	343	278	173	237	201	192	272	288	401	491
15+	408	659	672	416	748	469	800	632	590	1155	1583
TOTAL	134009	212206	282746	254948	225038	212780	197231	199579	224544	202591	215397
5+	53895	78269	82739	67393	65516	59205	60253	61404	64802	56397	56660
10+	4276	6692	6384	4476	5176	3974	4503	4736	4955	5782	6213

Table 5. CPUE indices for north Atlantic swordfish age-structured assessments based on Gompertz growth ageing for males and females combined.

Year	JLLN1	JLLN2	JLLN3	JLLN4	JLLN5+	USN1	USN2	USN3	USN4	USN5+	ESPN1	ESPN2	ESPN3	ESPN4	ESPN5	CAN2	CAN3	CAN4	CAN5	Biomass
63																				931.42
64																				344.10
65																				216.56
66																				201.78
67																				234.11
68																				199.99
69																				173.55
70																				202.02
71																				
72																				
73																				
74																				
75																				302.61
76																				251.16
77																				278.46
78	0.0033	0.0217	0.0747	0.1064	0.2507															467.12
79	0.0136	0.0505	0.0885	0.0740	0.1402															243.83
80	0.0048	0.0376	0.0791	0.0597	0.1655															312.23
81	0.0037	0.0446	0.0900	0.0896	0.1130	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000										225.12
82	0.0018	0.0292	0.0693	0.0759	0.1472	1.2896	0.8141	0.8046	0.8812	0.8280										256.45
83	0.0010	0.0190	0.0737	0.0716	0.0867	1.1818	0.9351	0.6677	0.5499	0.4783	0.2586	0.6258	1.0003	1.0249	1.0800					207.81
84	0.0060	0.0392	0.0765	0.0785	0.1094	1.2345	1.0029	0.8257	0.6106	0.3906	0.2519	0.5317	1.0235	1.0580	1.1219					204.45
85	0.0043	0.0344	0.0708	0.0850	0.0965	1.5250	1.0265	0.8701	0.6755	0.4054	0.2565	0.7233	1.0564	1.0377	1.0122					188.32
86	0.0033	0.0293	0.0713	0.0701	0.0991	2.0635	1.5856	0.8859	0.5467	0.2621	0.4068	0.7441	0.9409	0.8020	0.8247					177.99
87	0.0018	0.0183	0.0576	0.0546	0.0851	1.6550	1.6171	0.9429	0.5170	0.2195	0.5263	0.9819	1.0435	0.7829	0.7241					153.07
88	0.0019	0.0227	0.0596	0.0690	0.1029	1.9035	1.7011	0.9886	0.5269	0.2048	0.5931	0.8856	0.9270	0.6889	0.6395	2.519	2.444	2.076	1.751	146.10
89	0.0048	0.0419	0.0741	0.0685	0.0751	1.7563	1.8468	0.8831	0.4846	0.2270	0.5253	1.0535	0.8426	0.6278	0.5599	2.503	2.579	1.502	2.010	139.26
90	0.0018	0.0259	0.0660	0.0620	0.0739	1.3895	1.3583	0.9232	0.4774	0.2110	0.3309	1.2730	1.1910	0.6778	0.5611	3.953	3.435	2.527	4.013	141.83
91	0.0005	0.0072	0.0517	0.0757	0.1104			0.9592	0.5864	0.2532	0.2893	0.9146	1.2216	0.7960	0.6374	1.775	3.092	2.160	2.921	138.52
92	0.0014	0.0127	0.0301	0.0363	0.0607			0.8022	0.4775	0.2036	0.3234	0.8969	1.1151	0.8030	0.7088	3.516	2.590	1.854	2.653	126.86
93	0.0043	0.0185	0.0442	0.0480	0.0622			0.7017	0.4303	0.1945	0.3696	0.8351	0.9010	0.6276	0.5741	2.236	2.643	1.378	2.091	115.53
94	0.0011	0.0221	0.0477	0.0323	0.0474			0.7500	0.4344	0.1633	0.3540	0.8746	0.7496	0.5120	0.4627	1.564	1.418	0.958	1.842	98.79
95	0.0011	0.0197	0.0448	0.0310	0.0465			0.8125	0.4786	0.1871	0.3601	1.0649	0.9968	0.5731	0.4836	1.605	1.672	0.915	1.677	111.25

Notes: JLLN1 - Japanese longline north Atlantic, age 1, etc.

USN1 - U.S. longline north Atlantic, age 1, etc.

ESPN1 - Spanish longline north Atlantic, age 1, etc.

CAN2 - Canadian longline north Atlantic, age 2, etc.

Table 6. Sex-specific CPUE indices for north Atlantic swordfish, ages 1 through 10+.

A) Japanese longline CPUE

YEAR	JLLN1	JLLN2	JLLN3	JLLN4	JLLN5	JLLN6	JLLN7	JLLN8	JLLN9	JLLN10
86	0.00313	0.01749	0.04127	0.04189	0.05367	0.03317	0.01871	0.01316	0.01016	0.02194
87	0.00159	0.00987	0.02776	0.03589	0.04637	0.02962	0.01918	0.01087	0.00714	0.01953
88	0.00229	0.01172	0.02677	0.04042	0.05356	0.03197	0.02034	0.01425	0.01043	0.02300
89	0.00612	0.02683	0.04145	0.04444	0.05185	0.03051	0.01816	0.01067	0.00761	0.01544
90	0.00331	0.01604	0.03516	0.04112	0.04871	0.02780	0.01886	0.01108	0.00634	0.01264
91	0.00046	0.00392	0.01905	0.04399	0.06174	0.03935	0.02249	0.01497	0.00839	0.02629
92	0.00153	0.00763	0.01476	0.02271	0.03243	0.01914	0.01369	0.00901	0.00500	0.01445
93	0.00473	0.01070	0.02426	0.02937	0.03760	0.02241	0.01251	0.00642	0.00491	0.01711
94	0.00133	0.01414	0.02765	0.02658	0.02769	0.01603	0.01143	0.00491	0.00263	0.01325
95	0.00133	0.01394	0.02769	0.02689	0.02790	0.01678	0.01198	0.00525	0.00276	0.01331

B) U.S. longline CPUE

YEAR	USN1	USN2	USN3	USN4	USN5	USN6	USN7	USN8	USN9	USN10+
86	1.54523	1.20967	0.85193	0.88541	0.96567	1.00721	0.82363	0.78048	0.61110	0.43289
87	1.49895	1.15342	0.88030	0.80079	0.79812	0.78479	0.62450	0.60045	0.44382	0.29960
88	1.56533	1.31855	0.94237	0.77162	0.78760	0.73422	0.53741	0.49436	0.44050	0.26254
89	1.81446	1.14649	0.88251	0.80173	0.82860	0.76906	0.60992	0.59443	0.44427	0.28279
90	1.19438	1.19520	0.90496	0.78175	0.76306	0.70755	0.53286	0.42584	0.30852	0.14783
91			1.05668	0.92934	0.94529	0.89103	0.66620	0.49779	0.36244	0.22403
92			0.74346	0.65523	0.67302	0.62687	0.53145	0.45798	0.31665	0.16417
93			0.74737	0.65589	0.75071	0.67710	0.51133	0.45398	0.39816	0.21025
94			0.77219	0.65227	0.65656	0.56750	0.43879	0.39126	0.27902	0.15492
95			0.82168	0.64823	0.65318	0.62021	0.49686	0.53142	0.42338	0.26495

C) Spanish longline CPUE

YEAR	ESPN1	ESPN2	ESPN3	ESPN4	ESPN5	ESPN6	ESPN7	ESPN8	ESPN9	ESPN10
86	0.54916	0.78298	0.70181	0.64143	0.47556	0.31178	0.19266	0.12421	0.08293	0.16411
87	0.87341	1.09907	0.94207	0.76568	0.53049	0.33568	0.22584	0.13414	0.09751	0.17494
88	0.90799	0.87926	0.74246	0.63350	0.42110	0.25281	0.18291	0.12240	0.08511	0.13635
89	0.90806	0.94785	0.65551	0.53974	0.38281	0.23298	0.16522	0.10868	0.08773	0.13241
90	0.61795	1.25953	0.91332	0.59878	0.39177	0.25103	0.15514	0.08771	0.06866	0.11757
91	0.52207	0.91236	0.91433	0.71723	0.44388	0.26731	0.15398	0.09861	0.06678	0.12790
92	0.56715	0.83648	0.78484	0.67593	0.45721	0.27769	0.16236	0.09214	0.06444	0.13849
93	0.62323	0.77690	0.66880	0.54192	0.35255	0.23947	0.13990	0.08124	0.05923	0.11853
94	0.63087	0.83077	0.56902	0.44637	0.29017	0.18795	0.12515	0.07570	0.05946	0.10260
95	0.65634	0.98797	0.73643	0.52118	0.32168	0.20247	0.12493	0.07723	0.05603	0.10716

NOTES: JLLN1 - Japanese longline north Atlantic, age 1, etc.
USN1 - U.S. longline north Atlantic, age 1, etc.
ESPN1 - Spanish longline north Atlantic, age 1, etc.

Table 7. Biomass based CPUE indices for south Atlantic swordfish.

Year	Japan	Spain
1975	57.74	
1976	54.47	
1977	68.90	
1978	73.16	
1979	63.21	
1980	71.96	
1981	79.86	
1982	64.68	
1983	62.62	
1984	78.85	
1985	74.23	
1986	71.30	
1987	74.65	
1988	66.33	
1989	51.26	462.00
1990	59.35	356.90
1991	40.40	352.40
1992	37.61	314.60
1993	49.88	319.90
1994	43.45	370.00
1995	35.40	380.80

Table 8. Estimates from ASPIC production model analyses. Base case estimates are bias-corrected: approximate confidence intervals are given in parentheses. Conventional point estimates are shown for some of the sensitivity runs. When estimated, the median bias was usually found to be less than $\pm 4\%$.

	MSY (Mt/yr)	F95/Fmsy	B96/Bmsy	Replacement yield in 1996
<i>North Atlantic</i>				
Base case	13,000 (5,290 - 16,480)	2.05 (1.07 - 3.82)	0.58 (0.41 - 1.04)	11,360 (7,120 - 169,710)
Add 15% to 1991-1995 catches*	12,550	2.80	0.50	9,380
<i>South Atlantic</i>				
Base case	14,220 (5,230 - 16,870)	1.24 (0.94 - 1.93)	0.99 (0.82 - 1.18)	14,620 (8,400 - 17,140)
Fix $r=0.425$	12,330 (11,460 - 13,890)	1.53 (1.18 - 1.87)	0.99 (0.86 - 1.17)	12,330 (11,220 - 13,510)
Exclude CPUE data prior to 1980*	14,110	1.45	0.89	13,920
Exclude Spanish CPUE data*	13,650	1.53	0.87	13,410
<i>Total Atlantic</i>				
Base case	19,710 (8,600 - 29,480)	2.31 (1.53 - 6.19)	0.74 (0.58 - 0.92)	19,400 (7,900 - 27,170)

* Estimates not bias-corrected

Table 9. Abundance estimates (number of fish at beginning of year) from the base case VPA for north Atlantic swordfish.

AGE	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96
1	443437	451238	431964	435738	492429	512743	531039	637693	657700	672725	667211	646691	553478	544326	524029	556659	562846	584592	0
2	318549	357273	360064	330322	343424	384159	393563	408011	492517	496378	482854	470067	461149	409978	407839	392670	406241	417612	440116
3	226690	243415	267819	253369	239093	251978	265462	275009	281548	319902	300363	277013	282584	273305	257482	246061	222093	234632	231504
4	176089	153028	169241	174657	171038	155672	156661	167202	165856	152829	164248	157100	145946	151095	142448	138496	114815	110083	102179
5+	372730	357624	329707	312252	317772	302175	269957	259784	249836	213506	163069	159070	152510	151770	151465	143822	127353	110044	84813

Table 10. Fishing mortality rate estimates from the base case VPA for north Atlantic swordfish.

AGE	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95
1	0.016	0.026	0.068	0.038	0.048	0.065	0.064	0.058	0.081	0.132	0.150	0.138	0.100	0.089	0.089	0.115	0.098	0.084
2	0.069	0.088	0.151	0.123	0.110	0.170	0.158	0.171	0.232	0.302	0.356	0.309	0.323	0.265	0.305	0.370	0.349	0.390
3	0.193	0.163	0.227	0.193	0.229	0.275	0.262	0.306	0.411	0.467	0.448	0.441	0.426	0.452	0.420	0.562	0.502	0.631
4	0.250	0.261	0.294	0.247	0.307	0.414	0.370	0.416	0.577	0.751	0.522	0.529	0.476	0.493	0.515	0.596	0.589	0.754
5+	0.218	0.228	0.256	0.215	0.267	0.287	0.256	0.288	0.399	0.519	0.522	0.529	0.476	0.493	0.515	0.596	0.589	0.754

Table 11. Midyear biomass at age estimates from the base case VPA for north Atlantic swordfish.

AGE	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95
1	5811403	5924446	5591313	5764089	6568528	6826519	7120180	8519836	8572366	8433472	8065367	7918976	7241021	6359710	6394681	6752680	6837523	7100862
2	7490588	7857701	7915208	7335664	7676363	8301181	8687193	8879971	10159061	10079642	9287861	9074677	9088940	8253170	8047539	7529983	7872453	7835318
3	7990074	8546828	9085918	8638985	8122557	8623974	8955076	9011205	8629166	9625627	9015361	8223034	8451557	8167101	7799480	6909051	6425979	6271810
4	8661571	7473794	8103923	8576094	8163456	7054444	7186490	7446486	6747751	5718673	6994570	6568593	6214054	6389520	5947992	5562746	4620019	4031009
5+	34053770	32799405	29109891	28469640	28631897	24871222	22394593	21208613	19350853	15320549	11683803	11379552	10996588	11118921	10953995	9930457	9296264	7389842
TOTAL	64007406	62602175	59806252	58784473	59162802	55677340	54343531	55066111	53459197	49177963	45046961	43164832	41992158	40288422	39143688	36684917	35052240	32628842

Table 12. Abundance estimates from the VPA of the preliminary sexed catch data for north Atlantic swordfish.

AGE	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96
1	802751	801032	810044	827539	761836	660796	665553	670514	731483	742274	714594	0
2	596181	630981	616144	597803	602282	561921	498890	506403	513227	553625	567928	546579
3	434595	446723	447891	416683	390921	406208	374789	349938	345968	342027	375084	379662
4	325298	314864	307398	289486	265191	253104	261830	243348	225394	209660	215711	228864
5	226607	230518	209037	193362	186528	170144	161886	165854	154951	134156	130061	127534
6	149312	154731	148330	124664	120230	116577	108120	99685	104337	93177	82286	75601
7	93272	100686	98777	90497	80444	77132	75492	68102	61361	63035	58244	47587
8	66110	62081	64649	60958	59409	51662	50749	49270	42947	36702	39582	35290
9	41090	44594	40054	41640	39880	39203	34791	33792	32626	26989	22713	25006
10+	130516	116887	107585	96201	93420	90235	91960	88726	84508	78715	70570	59052

Table 13. Fishing mortality rate estimates from the VPA of the preliminary sexed catch for north Atlantic swordfish.

AGE	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95
1	0.041	0.062	0.104	0.118	0.104	0.081	0.073	0.067	0.079	0.068	0.068
2	0.089	0.143	0.191	0.225	0.194	0.205	0.155	0.181	0.206	0.189	0.203
3	0.122	0.174	0.236	0.252	0.235	0.239	0.232	0.240	0.301	0.261	0.294
4	0.144	0.210	0.264	0.240	0.244	0.247	0.257	0.251	0.319	0.277	0.326
5	0.182	0.241	0.317	0.275	0.270	0.253	0.285	0.263	0.309	0.289	0.343
6	0.194	0.249	0.294	0.238	0.244	0.235	0.262	0.285	0.304	0.270	0.348
7	0.207	0.243	0.283	0.221	0.243	0.219	0.227	0.261	0.314	0.265	0.301
8	0.194	0.238	0.240	0.224	0.216	0.195	0.207	0.212	0.265	0.280	0.259
9	0.184	0.206	0.228	0.189	0.190	0.142	0.157	0.171	0.197	0.204	0.257
10+	0.184	0.206	0.228	0.189	0.190	0.142	0.157	0.171	0.197	0.204	0.257

Table 14. Midyear biomass at age estimates from the VPA of the preliminary sexed catch data for north Atlantic swordfish.

AGE	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95
1	9464551	8924030	8628147	8823597	8507307	7292102	7083718	7216633	8080233	7984981	7687215
2	11764065	12065925	11502798	10923931	11078779	10509114	9482948	9585144	9551742	10437125	10632085
3	12800868	12857446	12533587	11567366	10850482	11350110	10569325	9801031	9425691	9452240	10137571
4	13009972	12286499	11675628	11197726	10173747	9816935	10104733	9477945	8433050	8027358	7992817
5	11307329	11408488	9943488	9576037	9172236	8478694	7913724	8236849	7508384	6555558	6087017
6	9134714	9394892	8829035	7560970	7250942	7193648	6616653	6054167	6276783	5679419	4729890
7	6612903	7196772	6850692	6591358	5737034	5654814	5530780	4943120	4280409	4616154	4075868
8	5358316	5017024	5063687	5029913	4815590	4325121	4231550	4109999	3441205	3031436	3168521
9	3669263	4164287	3586232	3715949	3534137	3736952	3210117	3202860	3017626	2562509	2016984
10	12398083	11916998	10727034	9408616	9631712	9514106	10154331	9537258	8793302	8985173	7917771
TOTAL	95520063	95232362	89340328	84395462	80751967	77871597	74897881	72165007	68808424	67331953	64445739

Table 15. Inputs to yield per recruit and biomass per recruit analyses.

AGE	Geometric mean PR	Beginning of year	Average weight	
	1993-1995		Mid-year	
1	0.15	6.16	9.98	
2	0.57	15.11	21.55	
3	0.88	29.23	37.97	
4	1.00	47.53	57.63	
5	1.00	67.98	78.35	
6	1.00	88.49	98.24	
7	1.00	107.45	116.04	
8	1.00	123.96	131.19	
9	1.00	137.72	143.59	
10	1.00	148.82	153.46	
11	1.00	157.56	161.17	
12	1.00	164.33	167.09	
13	1.00	169.49	171.58	
14	1.00	173.40	174.97	
15	1.00	176.34	177.51	
16	1.00	178.53	179.41	
17	1.00	180.16	180.81	
18	1.00	181.37	181.86	
19	1.00	182.87	182.63	
20+	1.00	182.93	183.20	

Average weights (kg round) were calculated from a Gomperts growth function with $W_{\infty}=184.8$ kg, $g=0.306$, $t_0=5.0$. Mid-year weights ($t+0.5$) were used for both yield and biomass calculations: $M=0.2$ for all ages.

Table 16. Results from yield per recruit (YPR) and biomass per recruit (BPR) analyses.

	F	YPR	BPR	BPR as % maximum	MSY	B msy
<i>1) Partial recruitment (PR) given by geometric mean of 1993-95 PR's</i>						
	0.213	23.9	67.3	23.1	13150	37090
F max	0.312	24.6	39.8	13.6	13540	21920
F 1995	0.754	21.7	5.8	2.0		
<i>2) Partial recruitment as for (1), except ages 1 and 2 = 0.</i>						
F 0.1	0.260	26.4	62.8	21.5	14580	34640
F max	0.452	27.6	28.1	9.6	15230	15490
F 1995	0.754	27.0	9.9	3.4		

Fishing mortalities refer to the fully-recruited fishing mortality applying to age 4 and older. Biomass values represent mid-year 5+ biomass. The maximum BPR is 291.9 kg per recruit, which is attained at fishing mortality rate of 0. MSY and Bmsy were estimated by multiplying the base case VPA geometric mean recruitment for 1978-94 (551,260) by the YPR and BPR estimates, respectively.

Table 17. Projections for north Atlantic swordfish spawning stock biomass by ADAPT, with 80% confidence intervals (CI and CU); with various hypothetical catches for 1997-2009

YEAR	Spawning biomass (in 10000 MT)			SSB relative to SSB in 1978			SSB relative to SSB in 1995			SSB relative to proxy SSB at MSY		
	CL	MEDI	CU	CL	MEDI	CU	CL	MEDI	CU	CL	MEDI	CU
<i>Catch = 0 MT</i>												
1996	0.48	0.55	0.63	0.13	0.16	0.19	0.68	0.73	0.78	0.09	0.10	0.12
1997	0.56	0.64	0.73	0.15	0.18	0.22	0.77	0.84	0.92	0.10	0.12	0.13
1998	1.12	1.25	1.38	0.30	0.36	0.42	1.48	1.64	1.84	0.21	0.23	0.26
1999	2.27	2.48	2.69	0.59	0.71	0.85	2.90	3.26	3.66	0.42	0.46	0.50
2000	3.12	3.70	4.58	0.84	1.06	1.37	4.08	4.87	6.01	0.58	0.69	0.85
2001	3.84	4.68	5.77	1.06	1.34	1.76	5.02	6.17	7.75	0.71	0.87	1.08
2002	4.62	5.78	7.23	1.27	1.66	2.18	6.05	7.59	9.67	0.86	1.07	1.34
2003	5.95	7.43	9.30	1.62	2.12	2.82	7.76	9.78	12.42	1.09	1.37	1.72
2004	7.34	8.97	11.09	1.99	2.56	3.38	9.49	11.82	14.98	1.35	1.66	2.06
2005	8.60	10.49	12.77	2.34	2.99	3.92	11.07	13.79	17.29	1.58	1.94	2.37
2006	9.71	11.73	14.30	2.60	3.38	4.39	12.53	15.48	19.36	1.79	2.17	2.64
2007	10.82	12.91	15.60	2.90	3.73	4.77	13.87	17.05	21.27	2.00	2.39	2.90
2008	11.65	13.87	16.66	3.10	4.01	5.14	14.90	18.38	22.76	2.15	2.58	3.10
2009	12.42	14.80	17.75	3.28	4.29	5.43	15.80	19.55	24.18	2.29	2.75	3.29
2010	13.11	15.57	18.54	3.45	4.47	5.68	16.76	20.48	25.05	2.43	2.90	3.43
<i>Catch = 2000 MT</i>												
1996	0.48	0.55	0.63	0.13	0.16	0.19	0.68	0.73	0.78	0.09	0.10	0.12
1997	0.54	0.61	0.70	0.15	0.18	0.21	0.74	0.81	0.88	0.10	0.11	0.13
1998	0.99	1.11	1.24	0.26	0.32	0.38	1.31	1.47	1.64	0.18	0.21	0.23
1999	1.89	2.11	2.33	0.50	0.61	0.73	2.46	2.77	3.14	0.35	0.39	0.43
2000	2.51	3.05	3.90	0.68	0.88	1.16	3.30	4.02	5.11	0.46	0.57	0.72
2001	3.02	3.81	4.90	0.84	1.10	1.47	3.97	5.02	6.52	0.56	0.71	0.91
2002	3.59	4.70	6.09	1.00	1.35	1.82	4.76	6.16	8.10	0.67	0.87	1.13
2003	4.71	6.13	7.98	1.30	1.75	2.40	6.19	8.05	10.54	0.87	1.13	1.47
2004	5.92	7.54	9.60	1.62	2.15	2.90	7.71	9.90	12.82	1.10	1.40	1.78
2005	7.09	8.93	11.16	1.93	2.55	3.42	9.12	11.69	15.04	1.30	1.65	2.07
2006	8.08	10.06	12.58	2.19	2.92	3.84	10.54	13.31	17.01	1.50	1.87	2.32
2007	9.13	11.18	13.82	2.47	3.23	4.21	11.73	14.74	18.86	1.69	2.07	2.57
2008	9.96	12.12	14.84	2.66	3.50	4.58	12.75	16.05	20.24	1.84	2.25	2.76
2009	10.69	13.02	15.91	2.86	3.78	4.86	13.71	17.20	21.54	1.97	2.41	2.95
2010	11.38	13.80	16.70	3.02	3.96	5.10	14.56	18.09	22.46	2.10	2.57	3.09
<i>Catch = 4000 MT</i>												
1996	0.48	0.55	0.63	0.13	0.16	0.19	0.68	0.73	0.78	0.09	0.10	0.12
1997	0.51	0.59	0.67	0.14	0.17	0.20	0.71	0.77	0.85	0.09	0.11	0.12
1998	0.86	0.98	1.11	0.23	0.28	0.34	1.15	1.29	1.45	0.16	0.18	0.21
1999	1.52	1.76	1.98	0.41	0.50	0.61	2.02	2.31	2.63	0.28	0.33	0.37
2000	1.89	2.43	3.26	0.52	0.70	0.96	2.51	3.20	4.22	0.35	0.45	0.60
2001	2.22	2.98	4.00	0.63	0.86	1.20	2.94	3.92	5.34	0.41	0.55	0.75
2002	2.58	3.63	4.94	0.73	1.04	1.46	3.44	4.76	6.52	0.48	0.67	0.92
2003	3.37	4.77	6.54	0.96	1.36	1.97	4.44	6.27	8.63	0.62	0.89	1.21
2004	4.39	6.03	8.03	1.23	1.71	2.40	5.71	7.86	10.60	0.82	1.12	1.49
2005	5.44	7.26	9.44	1.51	2.07	2.85	7.03	9.50	12.75	1.00	1.34	1.75
2006	6.32	8.30	10.74	1.75	2.41	3.27	8.27	10.97	14.43	1.18	1.54	1.99
2007	7.35	9.35	11.92	2.00	2.69	3.61	9.44	12.28	16.28	1.36	1.74	2.22
2008	8.09	10.20	12.93	2.19	2.94	3.91	10.40	13.54	17.52	1.49	1.90	2.40
2009	8.83	11.06	13.97	2.37	3.22	4.22	11.36	14.63	18.79	1.63	2.06	2.59
2010	9.48	11.83	14.71	2.53	3.40	4.47	12.30	15.50	19.72	1.75	2.20	2.72

Table 17. Projections for north Atlantic swordfish spawning stock biomass by ADAPT, with 80% confidence intervals (CI and CU); with various hypothetical catches for 1997-2009

YEAR	Spawning biomass (in 10000 MT)			SSB relative to SSB in 1978			SSB relative to SSB in 1995			SSB relative to proxy SSB at MSY		
	CL	MEDI	CU	CL	MEDI	CU	CL	MEDI	CU	CL	MEDI	CU
<i>Catch = 0 MT</i>												
1996	0.49	0.55	0.63	0.13	0.16	0.19	0.68	0.73	0.79	0.22	0.25	0.29
1997	0.57	0.64	0.73	0.15	0.19	0.22	0.78	0.85	0.93	0.25	0.29	0.33
1998	1.12	1.24	1.37	0.30	0.36	0.42	1.47	1.63	1.82	0.50	0.56	0.62
1999	2.25	2.46	2.66	0.58	0.70	0.84	2.87	3.22	3.62	1.01	1.10	1.20
2000	3.07	3.65	4.53	0.83	1.05	1.35	4.02	4.81	5.94	1.38	1.64	2.02
2001	3.80	4.63	5.72	1.05	1.33	1.74	4.97	6.12	7.71	1.70	2.08	2.59
2002	4.60	5.76	7.21	1.27	1.65	2.17	6.01	7.56	9.65	2.07	2.58	3.23
2003	5.92	7.40	9.31	1.61	2.11	2.81	7.72	9.74	12.41	2.65	3.32	4.17
2004	7.31	8.95	11.08	1.98	2.56	3.38	9.45	11.80	14.94	3.25	4.02	4.99
2005	8.58	10.47	12.75	2.34	2.99	3.92	11.04	13.77	17.27	3.83	4.70	5.76
2006	9.69	11.71	14.29	2.60	3.38	4.38	12.52	15.43	19.33	4.35	5.25	6.41
2007	10.81	12.90	15.58	2.90	3.72	4.77	13.85	17.03	21.24	4.83	5.77	7.05
2008	11.64	13.85	16.64	3.10	4.01	5.15	14.87	18.38	22.74	5.25	6.24	7.52
2009	12.41	14.79	17.74	3.28	4.28	5.43	15.79	19.54	24.18	5.53	6.65	7.97
2010	13.09	15.57	18.53	3.45	4.47	5.68	16.75	20.47	25.03	5.86	7.00	8.32
<i>Catch = 2000 MT</i>												
1996	0.49	0.55	0.63	0.13	0.16	0.19	0.68	0.73	0.79	0.22	0.25	0.29
1997	0.54	0.62	0.70	0.15	0.18	0.21	0.74	0.81	0.89	0.24	0.28	0.32
1998	0.99	1.11	1.24	0.26	0.32	0.38	1.31	1.46	1.64	0.44	0.50	0.56
1999	1.87	2.09	2.31	0.49	0.60	0.72	2.43	2.74	3.11	0.84	0.94	1.03
2000	2.47	3.01	3.86	0.67	0.87	1.15	3.26	3.97	5.05	1.10	1.35	1.73
2001	2.98	3.77	4.85	0.83	1.09	1.47	3.93	4.97	6.48	1.33	1.71	2.18
2002	3.56	4.67	6.06	1.00	1.34	1.81	4.73	6.12	8.05	1.61	2.09	2.71
2003	4.66	6.09	7.95	1.30	1.74	2.39	6.15	8.03	10.53	2.09	2.73	3.54
2004	5.90	7.51	9.58	1.62	2.15	2.89	7.67	9.87	12.79	2.63	3.37	4.31
2005	7.05	8.89	11.13	1.93	2.54	3.41	9.09	11.65	15.01	3.17	3.97	5.03
2006	8.06	10.03	12.55	2.18	2.91	3.83	10.51	13.28	16.95	3.62	4.51	5.64
2007	9.10	11.16	13.79	2.46	3.23	4.20	11.69	14.71	18.83	4.06	5.00	6.24
2008	9.94	12.10	14.82	2.65	3.49	4.58	12.73	16.01	20.18	4.48	5.44	6.68
2009	10.67	12.98	15.88	2.86	3.77	4.85	13.67	17.16	21.51	4.74	5.84	7.13
2010	11.36	13.77	16.68	3.02	3.95	5.09	14.54	18.05	22.43	5.08	6.19	7.47
<i>Catch = 4000 MT</i>												
1996	0.49	0.55	0.63	0.13	0.16	0.19	0.68	0.73	0.79	0.22	0.25	0.29
1997	0.52	0.59	0.68	0.14	0.17	0.20	0.71	0.78	0.86	0.23	0.26	0.31
1998	0.85	0.98	1.11	0.23	0.28	0.34	1.15	1.29	1.45	0.38	0.44	0.50
1999	1.50	1.74	1.96	0.40	0.50	0.61	1.99	2.28	2.61	0.68	0.78	0.88
2000	1.86	2.40	3.22	0.52	0.69	0.95	2.47	3.16	4.17	0.84	1.08	1.45
2001	2.19	2.95	3.97	0.62	0.85	1.19	2.90	3.87	5.28	0.98	1.33	1.79
2002	2.55	3.60	4.91	0.73	1.03	1.45	3.40	4.73	6.48	1.14	1.61	2.20
2003	3.34	4.74	6.52	0.95	1.36	1.95	4.39	6.24	8.57	1.51	2.13	2.91
2004	4.36	5.99	8.01	1.22	1.70	2.39	5.67	7.82	10.58	1.97	2.68	3.60
2005	5.40	7.21	9.40	1.50	2.07	2.83	6.99	9.45	12.70	2.42	3.21	4.25
2006	6.27	8.26	10.72	1.74	2.40	3.26	8.23	10.92	14.38	2.83	3.70	4.81
2007	7.30	9.32	11.90	1.99	2.68	3.59	9.38	12.23	16.23	3.26	4.18	5.36
2008	8.06	10.16	12.89	2.18	2.93	3.90	10.36	13.48	17.46	3.63	4.57	5.82
2009	8.80	11.03	13.92	2.37	3.21	4.20	11.31	14.59	18.73	3.90	4.95	6.26
2010	9.45	11.80	14.70	2.52	3.39	4.46	12.26	15.45	19.66	4.23	5.30	6.58

Table 17. Projections for north Atlantic swordfish spawning stock biomass by ADAPT, with 80% confidence intervals (CI and CU); with various hypothetical catches for 1997-2009

YEAR	Spawning biomass (in 10000 MT)			SSB relative to SSB in 1978			SSB relative to SSB in 1995			SSB relative to proxy SSB at MSY		
	CL	MEDI	CU	CL	MEDI	CU	CL	MEDI	CU	CL	MEDI	CU
<i>Catch = 6000 MT</i>												
1996	0.49	0.55	0.63	0.13	0.16	0.19	0.68	0.73	0.79	0.22	0.25	0.29
1997	0.49	0.56	0.65	0.13	0.16	0.19	0.67	0.74	0.82	0.22	0.25	0.29
1998	0.72	0.85	0.99	0.20	0.24	0.30	0.98	1.12	1.27	0.32	0.38	0.44
1999	1.15	1.40	1.64	0.31	0.40	0.49	1.54	1.83	2.13	0.52	0.63	0.74
2000	1.29	1.82	2.59	0.36	0.52	0.75	1.72	2.39	3.33	0.58	0.81	1.17
2001	1.40	2.14	3.11	0.40	0.61	0.92	1.88	2.81	4.10	0.63	0.96	1.40
2002	1.57	2.55	3.79	0.45	0.73	1.11	2.10	3.35	4.97	0.71	1.14	1.71
2003	2.03	3.30	4.99	0.58	0.94	1.47	2.66	4.34	6.52	0.92	1.48	2.24
2004	2.77	4.35	6.32	0.80	1.23	1.85	3.63	5.62	8.31	1.25	1.93	2.83
2005	3.62	5.33	7.50	1.01	1.53	2.23	4.74	7.08	10.18	1.62	2.38	3.40
2006	4.38	6.34	8.74	1.23	1.82	2.64	5.83	8.30	11.58	1.97	2.82	3.91
2007	5.26	7.22	9.80	1.45	2.08	2.92	6.86	9.53	13.18	2.36	3.24	4.42
2008	5.96	8.04	10.73	1.64	2.32	3.21	7.71	10.62	14.53	2.67	3.60	4.84
2009	6.63	8.92	11.71	1.84	2.57	3.49	8.61	11.73	15.61	2.97	3.98	5.29
2010	7.30	9.63	12.49	1.98	2.77	3.74	9.52	12.58	16.58	3.29	4.33	5.60
<i>Catch = 8000 MT</i>												
1996	0.49	0.55	0.63	0.13	0.16	0.19	0.68	0.73	0.79	0.22	0.25	0.29
1997	0.46	0.53	0.62	0.13	0.15	0.18	0.64	0.71	0.78	0.21	0.24	0.28
1998	0.59	0.73	0.87	0.16	0.21	0.26	0.81	0.96	1.10	0.27	0.33	0.39
1999	0.80	1.07	1.33	0.22	0.30	0.39	1.09	1.40	1.71	0.36	0.48	0.60
2000	0.75	1.25	1.97	0.21	0.35	0.57	1.00	1.63	2.52	0.34	0.56	0.88
2001	0.68	1.37	2.30	0.19	0.39	0.66	0.91	1.78	2.95	0.30	0.61	1.02
2002	0.64	1.53	2.69	0.19	0.43	0.77	0.87	1.98	3.46	0.29	0.68	1.21
2003	0.75	1.90	3.43	0.21	0.54	0.98	1.00	2.48	4.48	0.34	0.86	1.55
2004	1.00	2.59	4.51	0.30	0.73	1.29	1.33	3.37	5.84	0.45	1.15	2.02
2005	1.22	3.29	5.48	0.35	0.94	1.61	1.59	4.33	7.31	0.56	1.46	2.48
2006	1.45	4.08	6.55	0.41	1.16	1.93	1.95	5.30	8.53	0.64	1.83	2.93
2007	1.73	4.78	7.47	0.49	1.36	2.18	2.29	6.23	9.89	0.76	2.12	3.35
2008	2.18	5.45	8.27	0.62	1.55	2.46	2.84	7.16	11.09	0.97	2.46	3.71
2009	2.78	6.26	9.11	0.76	1.78	2.70	3.64	8.20	12.06	1.23	2.78	4.12
2010	3.18	6.90	9.86	0.89	1.96	2.92	4.25	8.97	13.00	1.45	3.07	4.41
<i>Catch = 10000 MT</i>												
1996	0.49	0.55	0.63	0.13	0.16	0.19	0.68	0.73	0.79	0.22	0.25	0.29
1997	0.43	0.51	0.59	0.12	0.15	0.18	0.60	0.67	0.74	0.19	0.23	0.27
1998	0.47	0.60	0.75	0.13	0.17	0.22	0.64	0.79	0.95	0.21	0.27	0.34
1999	0.47	0.75	1.03	0.14	0.21	0.30	0.63	0.99	1.32	0.21	0.33	0.46
2000	0.25	0.73	1.38	0.07	0.20	0.39	0.34	0.94	1.75	0.11	0.33	0.62
2001	0.05	0.63	1.48	0.01	0.18	0.42	0.06	0.82	1.89	0.02	0.28	0.66
2002	0.00	0.52	1.62	0.00	0.15	0.46	0.00	0.72	2.06	0.00	0.23	0.73
2003	0.00	0.50	1.88	0.00	0.15	0.55	0.00	0.66	2.46	0.00	0.23	0.86
2004	0.00	0.52	2.53	0.00	0.15	0.72	0.00	0.71	3.33	0.00	0.24	1.14
2005	0.00	0.48	3.22	0.00	0.15	0.90	0.00	0.66	4.13	0.00	0.21	1.45
2006	0.00	0.45	3.85	0.00	0.13	1.13	0.00	0.59	5.04	0.00	0.20	1.72
2007	0.00	0.35	4.55	0.00	0.10	1.29	0.00	0.46	5.89	0.00	0.16	2.05
2008	0.00	0.23	5.15	0.00	0.06	1.50	0.00	0.30	6.64	0.00	0.10	2.31
2009	0.00	0.08	5.65	0.00	0.02	1.63	0.00	0.11	7.28	0.00	0.04	2.53
2010	0.00	0.00	6.18	0.00	0.00	1.78	0.00	0.00	8.16	0.00	0.00	2.80

Table 17. Projections for north Atlantic swordfish spawning stock biomass by ADAPT, with 80% confidence intervals (CI and CU); with various hypothetical catches for 1997-2009

YEAR	Spawning biomass (in 10000 MT)			SSB relative to SSB in 1978			SSB relative to SSB in 1995			SSB relative to proxy SSB at MSY		
	CL	MEDI	CU	CL	MEDI	CU	CL	MEDI	CU	CL	MEDI	CU
Catch of Status Quo 16710 MT												
1996	0.49	0.55	0.63	0.13	0.16	0.19	0.68	0.73	0.79	0.22	0.25	0.29
1997	0.31	0.39	0.49	0.09	0.11	0.14	0.43	0.52	0.61	0.14	0.18	0.22
1998	0.01	0.18	0.36	0.00	0.05	0.10	0.01	0.24	0.45	0.00	0.08	0.16
1999	0.00	0.00	0.13	0.00	0.00	0.04	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.06
2000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2001	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2002	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2003	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2004	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2005	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2006	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2007	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2008	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2009	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2010	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Catch from Status Quo F												
1996	0.49	0.55	0.63	0.13	0.16	0.19	0.68	0.73	0.79	0.22	0.25	0.29
1997	0.38	0.44	0.51	0.10	0.13	0.15	0.52	0.58	0.64	0.17	0.20	0.23
1998	0.33	0.40	0.47	0.09	0.11	0.14	0.44	0.53	0.60	0.15	0.18	0.21
1999	0.31	0.38	0.47	0.09	0.11	0.14	0.41	0.52	0.60	0.14	0.17	0.21
2000	0.23	0.31	0.44	0.06	0.09	0.12	0.30	0.41	0.56	0.10	0.14	0.20
2001	0.16	0.24	0.37	0.05	0.07	0.11	0.22	0.32	0.47	0.07	0.11	0.16
2002	0.12	0.19	0.29	0.03	0.06	0.08	0.16	0.26	0.38	0.06	0.09	0.13
2003	0.10	0.16	0.26	0.03	0.05	0.07	0.13	0.21	0.33	0.04	0.07	0.12
2004	0.09	0.14	0.24	0.02	0.04	0.07	0.11	0.19	0.30	0.04	0.06	0.11
2005	0.07	0.12	0.21	0.02	0.04	0.06	0.09	0.17	0.26	0.03	0.06	0.09
2006	0.05	0.10	0.18	0.02	0.03	0.05	0.07	0.13	0.24	0.02	0.04	0.08
2007	0.04	0.08	0.15	0.01	0.02	0.04	0.06	0.11	0.20	0.02	0.04	0.07
2008	0.03	0.07	0.13	0.01	0.02	0.04	0.04	0.09	0.17	0.01	0.03	0.06
2009	0.03	0.06	0.11	0.01	0.02	0.03	0.03	0.08	0.14	0.01	0.03	0.05
2010	0.02	0.05	0.10	0.01	0.01	0.03	0.03	0.07	0.13	0.01	0.02	0.04
Catch from Phse-in of F0.1												
1996	0.49	0.55	0.63	0.13	0.16	0.19	0.68	0.73	0.79	0.22	0.25	0.29
1997	0.45	0.51	0.58	0.12	0.15	0.17	0.62	0.67	0.73	0.20	0.23	0.26
1998	0.63	0.70	0.78	0.17	0.20	0.24	0.84	0.92	1.03	0.28	0.31	0.35
1999	1.06	1.16	1.26	0.28	0.33	0.40	1.36	1.52	1.73	0.47	0.52	0.57
2000	1.25	1.50	1.90	0.34	0.43	0.58	1.64	1.99	2.52	0.56	0.68	0.86
2001	1.40	1.74	2.22	0.39	0.50	0.68	1.83	2.29	3.02	0.63	0.78	1.01
2002	1.49	1.92	2.47	0.41	0.55	0.74	1.96	2.50	3.29	0.66	0.86	1.11
2003	1.68	2.21	2.90	0.47	0.63	0.88	2.23	2.89	3.86	0.75	0.99	1.29
2004	2.13	2.75	3.55	0.58	0.79	1.09	2.77	3.61	4.74	0.95	1.23	1.60
2005	2.47	3.20	4.07	0.68	0.91	1.24	3.19	4.21	5.47	1.12	1.43	1.84
2006	2.77	3.50	4.45	0.75	1.00	1.36	3.59	4.62	6.02	1.24	1.57	2.00
2007	3.01	3.75	4.79	0.81	1.08	1.43	3.92	4.94	6.42	1.36	1.68	2.16
2008	3.17	3.93	4.95	0.86	1.14	1.50	4.08	5.17	6.65	1.42	1.76	2.22
2009	3.24	4.08	5.10	0.87	1.17	1.55	4.21	5.36	6.94	1.45	1.84	2.30
2010	3.36	4.15	5.17	0.90	1.20	1.57	4.33	5.46	7.02	1.50	1.86	2.34
Y/R at Fmax (kg)										24.28	24.57	24.88
Fmax										0.31	0.31	0.33
S/R at Fmax (kg)										38.46	40.12	41.36
SSB at Fmax (mt)										21420	22340	23090
MSY proxy (mt)										13510	13690	13880
Max Rec										552000	556800	561700

Table 18. Regulations on catches and actual catches by nations.

COUNTRY	1988	Regulation (1990)	1991	1992	1993	1994	Reg. (1994)*	1995
NORTH ATLANTIC								
ESPANA	9799	Catch < 1988 level	6633	6672	6598	6185	Quota=6230	6952
U.S.A	6171	Catch < 1988 level	4278	3852	3782	3366	Quota=3970	4026
CANADA	898		1026	1547	2234	1676	Quota=1500	1610
PORTUGAL	617		773	542	1961	1599	Quota=1500	1733 **
CHINA.TAIWAN	18	Incid. catch < 10%	574	132	98	372	< 1993 level	429
CUBA	832	Incid. catch < 10%	23	27	16	0	< 1993 level	0
FRANCE	0		75	75	95	46	< 1993 level	46
GRANADA	56		2	3	13	0	< 1993 level	0
JAPAN	621	Incid. catch < 10%	992	1064	1126	978	Inc. cat. < 8%	1203
KOREA	30	Incid. catch < 10%	3	3	19	16	< 1993 level	16
LIBERIA	19		0	7	14	26	< 1993 level	0
MAROC	196		192	352	460	335	< 1993 level	336
MEXICO	0		0	0	6	14	< 1993 level	0
NEI	207		43	35	111	0	< 1993 level	0
SENEGAL	0		6	6	0	0	< 1993 level	0
ST.LUCIA	0		0	0	0	1	< 1993 level	0
ST.VINCENT	0		0	3	23	0	< 1993 level	0
TRINIDAD & TOBA	42		71	562	125	0	< 1993 level	0
UNITED KINGDOM	0		0	0	2	3	< 1993 level	1
VENEZUELA	2		78	103	73	69	< 1993 level	54
DISCARDS								
U.S.A	0		247	383	408	708		526
SOUTH ATLANTIC								
ANGOLA	84		0	0	0	0	< 250 mt	0
ARGENTINA	198		88	88	14	24	< 250 mt	24
BENIN	19		28	26	28	0	< 250 mt	0
BRAZIL	1162		1387	1910	1850	1571	< 1993-4 level	1501
CHI-TAIWAN	614		837	1271	651	2210	< 1993-4 level	2151
COTE D'IVOIRE	12		21	15	19	24	< 250 mt	24
CUBA	159		209	246	159	0	< 250 mt	0
ESPANA	4393		5760	5651	6974	7937	< 1993-4 level	11290
GHANA	235		235	235	0	0	< 250 mt	0
JAPAN	4453		4459	2870	5256	5142	< 1993-4 level	4084
KOREA	1012		147	147	198	164	< 250 mt	164
NEI-1	0		0	0	0	0	< 250 mt	0
PORTUGAL	0		0	0	0	0	< 250 mt	227
SOUTH AFRICA	4		5	9	4	1	< 250 mt	0
TOGO	0		5	5	8	14	< 250 mt	0
URUGUAY	427		156	210	260	165	< 1993-4 level	428

* Regulations did not become in effect until Oct. 1995.

** 1995 Azorian catch assumed the same as 1994

Table 19. Estimated incidental swordfish catch (in MT and %) for major Atlantic longline fisheries which do not have direct effort on swordfish.

YEAR	CHINA-TAIWAN			JAPAN			KOREA		
	SWO	TOTAL	SWO(%)	SWO	TOTAL	SWO(%)	SWO	TOTAL	SWO(%)
NORTH									
1978	126	10331	1.22	946	12902	7.33	634	16583	3.82
1979	260	8384	3.10	542	13084	4.14	303	11493	2.64
1980	103	8229	1.25	1167	20990	5.56	284	8742	3.25
1981	140	7967	1.76	1315	22977	5.72	136	10926	1.24
1982	200	11791	1.70	1755	25451	6.90	198	8302	2.38
1983	209	15635	1.34	537	12316	4.36	53	4483	1.18
1984	126	15920	0.79	665	13086	5.08	32	6800	0.47
1985	117	16125	0.73	921	17491	5.27	160	5757	2.78
1986	121	21454	0.56	807	12534	6.44	68	3250	2.09
1987	40	7304	0.55	413	9981	4.14	60	797	7.52
1988	18	2184	0.82	621	14892	4.17	30	602	4.98
1989	13	1376	0.94	1572	26274	5.98	320	5155	6.21
1990	207	6151	3.37	1051	17240	6.10	51	2564	1.99
1991	574	4183	13.72	992	16893	5.87	3	83	3.60
1992	132	6368	2.07	1064	20484	5.19	3	645	0.46
1993	98	13445	0.73	1126	14181	7.94	19	112	16.90
1994	372	12520	2.97	978	16361	5.98	16	140	11.46
1995	429	6305	6.80	1203	21503	5.59	16	65	24.77
SOUTH									
1978	481	24151	1.99	503	18164	2.77	699	16971	4.12
1979	994	25273	3.93	782	24916	3.14	303	16394	1.85
1980	540	22513	2.40	2029	22723	8.93	399	17707	2.25
1981	406	21404	1.90	2170	25157	8.63	311	18005	1.73
1982	400	26348	1.52	3287	34527	9.52	486	15208	3.20
1983	201	11478	1.75	1908	18287	10.43	409	13423	3.05
1984	153	8960	1.71	4395	29662	14.82	625	7695	8.12
1985	215	21363	1.01	4613	35756	12.90	917	12495	7.34
1986	166	29596	0.56	2913	24924	11.69	369	6451	5.72
1987	260	32010	0.81	2620	23412	11.19	666	7046	9.45
1988	614	25072	2.45	4453	36907	12.07	1012	7501	13.49
1989	469	22653	2.07	4019	36615	10.98	776	7343	10.57
1990	693	27990	2.48	6708	43297	15.49	50	1358	3.68
1991	837	24929	3.36	4459	37010	12.05	147	1794	8.20
1992	1271	26018	4.89	2870	31716	9.05	147	637	23.09
1993	651	31911	2.04	5256	38000	13.83	198	719	27.55
1994	2210	46461	4.76	5142	38594	13.32	164	1006	16.30
1995	2151	38869	5.53	4084	37186	10.98	164	413	39.67

Table 20. Estimated number of swordfish landed by size intervals less than 125 cm and equal or greater than 125 cm in lower jaw-fork length for the north Atlantic Ocean.

YEAR	<125	>125	Total	%	<125	>125	Total	%	<125	>125	Total	%	<125	>125	Total	%
	Canada				Japan				Portugal				Espana			
1978	1585	32204	33788	4.7	309	11180	11488	2.7	29	210	239	12.2	5841	44762	50603	11.5
1979	779	35777	36556	2.1	1099	6995	8094	13.6	58	368	425	13.5	5080	32926	38006	13.4
1980	3614	27666	31280	11.6	1375	14283	15658	8.8	38	202	241	15.9	9563	51105	60668	15.8
1981	113	7054	7167	1.6	1037	18223	19259	5.4	41	195	236	17.3	11299	55651	66951	16.9
1982	741	8803	9544	7.8	671	20516	21186	3.2	16	154	170	9.3	7112	58873	65985	10.8
1983	1617	14998	16614	9.7	158	7993	8151	1.9	25	139	164	15.2	20152	105469	125621	16.0
1984	788	7714	8501	9.3	1009	9879	10888	9.3	30	176	206	14.7	15633	93596	109229	14.3
1985	881	9181	10062	8.8	724	14066	14790	4.9	56	242	299	18.8	22198	110623	132817	16.7
1986	3090	17357	20447	15.1	323	10457	10780	3.0	2772	6825	9596	28.9	41856	152096	193951	21.6
1987	5352	16962	22314	24.0	622	7324	7946	7.8	7021	17213	24233	29.0	64538	191089	255624	25.2
1988	2923	14876	17799	16.4	732	11500	12232	6.0	4375	10684	15059	29.1	78685	138597	217291	36.2
1989	3449	17536	20984	16.4	1494	24558	26052	5.7	2402	4756	7157	33.6	48646	105943	154600	31.5
1990	1443	12080	13523	10.7	597	16198	16795	3.6	4151	8897	13048	31.8	43376	111943	155324	27.9
1991	1825	14164	15989	11.4	409	14627	15035	2.7	9875	11403	21277	46.4	27783	118479	146263	19.0
1992	4093	22373	26467	15.5	621	11468	12088	5.1	11855	7027	18881	62.8	33308	113805	147115	22.6
1993	5617	33165	38782	14.5	744	14152	14896	5.0	12284	32796	45080	27.2	41215	112105	153328	26.9
1994	2897	23518	26415	11.0	398	14138	14536	2.7	10923	25679	36604	29.8	45138	103688	148833	30.3
1995	1556	16579	18135	8.6	473	16055	16528	2.9	11515	29814	41329	27.9	48630	123402	172047	28.3
	U.S.A. (excluding discards)				Others				Total (Excluding discards)				U.S. Discards			
1978	3644	49582	53226	6.8	623	14375	14997	4.2	6189	107549	113738	5.4				
1979	11057	59104	70161	15.8	2741	14536	17277	15.9	15733	116780	132513	11.9				
1980	25839	83129	108969	23.7	1890	13052	14942	12.7	32757	138332	171090	19.1				
1981	14494	63786	78280	18.5	993	9909	10902	9.1	16678	99166	115844	14.4				
1982	25611	76995	102606	25.0	635	10682	11317	5.6	27673	117150	144823	19.1				
1983	28208	66155	94363	29.9	1040	13703	14743	7.1	31048	102987	134035	23.2				
1984	31776	74109	105885	30.0	877	7400	8277	10.6	34480	99277	133757	25.8				
1985	31007	73814	104822	29.6	852	9582	10434	8.2	33521	106885	140406	23.9				
1986	42492	86290	128782	33.0	1633	15888	17521	9.3	50310	136816	187125	26.9				
1987	51618	87878	139495	37.0	3507	22676	26183	13.4	68121	152051	220172	30.9				
1988	61998	109075	171073	36.2	5396	20248	25645	21.0	75424	166383	241808	31.2				
1989	66010	108878	174888	37.7	5151	17331	22481	22.9	78505	173058	251562	31.2				
1990	46316	96810	143127	32.4	6764	22524	29288	23.1	59271	156509	215780	27.5				
1991	21518	77172	98690	21.8	2720	15850	18570	14.6	36347	133216	169562	21.4	18315	2259	20574	89.0
1992	5437	72316	77753	7.0	4474	20461	24934	17.9	26479	133644	160123	16.5	26500	4618	31118	85.2
1993	4280	72553	76833	5.6	8228	15624	23852	34.5	31153	168290	199443	15.6	29050	4121	33171	87.6
1994	3768	66028	69796	5.4	3192	11917	15109	21.1	21177	141280	162459	13.0	28109	4209	32318	87.0
1995	3963	82034	85997	4.6	3414	11695	15109	22.6	20921	156176	177097	11.8	29446	5913	35359	83.3

Table 21. Estimated number of swordfish landed by size intervals less than 125 cm and equal or greater than 125 cm in lower jaw-fork length for the south Atlantic Ocean.

YEAR	<125	>125	Total	%	<125	>125	Total	%	<125	>125	Total	%	<125	>125	Total	%
	Japan				Espana				Others				Total			
1978	15	3852	3867	0.4					622	16499	17121	3.6	637	20351	20988	3.0
1979	42	8311	8353	0.5					927	24759	25686	3.6	968	33070	34038	2.8
1980	100	21783	21883	0.5					1800	37885	39684	4.5	1900	59668	61567	3.1
1981	169	19779	19947	0.8					1928	18720	20648	9.3	2096	38499	40595	5.2
1982	1826	42862	44687	4.1					4647	41412	46059	10.1	6473	84273	90746	7.1
1983	390	23417	23807	1.6					4783	47408	52190	9.2	5173	70825	75997	6.8
1984	743	51311	52054	1.4					12176	71512	83688	14.5	12919	122823	135742	9.5
1985	947	57290	58237	1.6					10203	74901	85104	12.0	11150	132191	143341	7.8
1986	157	33301	33458	0.5	252	1207	1459	17.3	7004	43741	50744	13.8	7413	78248	85661	8.7
1987	350	30025	30374	1.2					6012	47329	53341	11.3	6362	77354	83715	7.6
1988	1473	55473	56946	2.6	13418	63085	76503	17.5	4645	62094	66739	7.0	19536	180652	200188	9.8
1989	2494	59996	62490	4.0	27656	112899	140556	19.7	10697	83934	94631	11.3	40847	256829	297676	13.7
1990	585	83177	83762	0.7	15034	104024	119060	12.6	1556	56907	58462	2.7	17174	244108	261283	6.6
1991	497	53189	53685	0.9	12484	99259	111743	11.2	861	40471	41332	2.1	13841	192919	206760	6.7
1992	443	36669	37112	1.2	13534	96211	109746	12.3	2291	63713	66004	3.5	16268	196593	212862	7.6
1993	602	54519	55121	1.1	18224	107224	125449	14.5	748	36886	37634	2.0	19574	198629	218204	9.0
1994	851	55270	56121	1.5	20552	129310	149864	13.7	2465	57988	60454	4.1	23869	242568	266438	9.0
1995	1277	40773	42050	3.0	37558	194192	231752	16.2	15828	61868	77696	20.4	54662	296833	351497	15.6

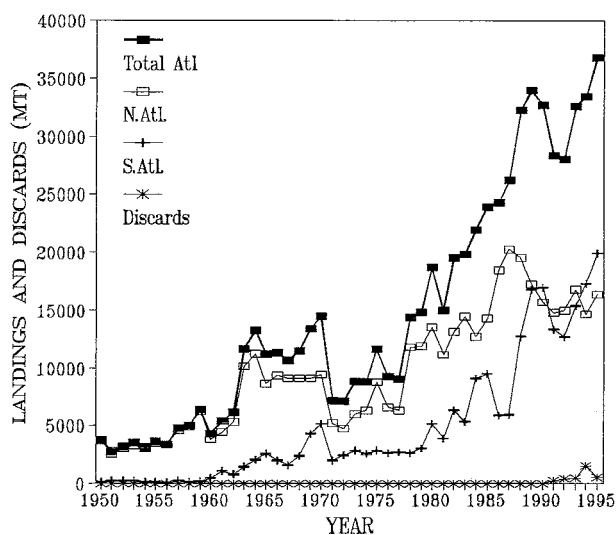


Fig. 1. Reported total catch (in MT) of Atlantic swordfish by area, 1950-1995. Mediterranean catches are in Table 1.

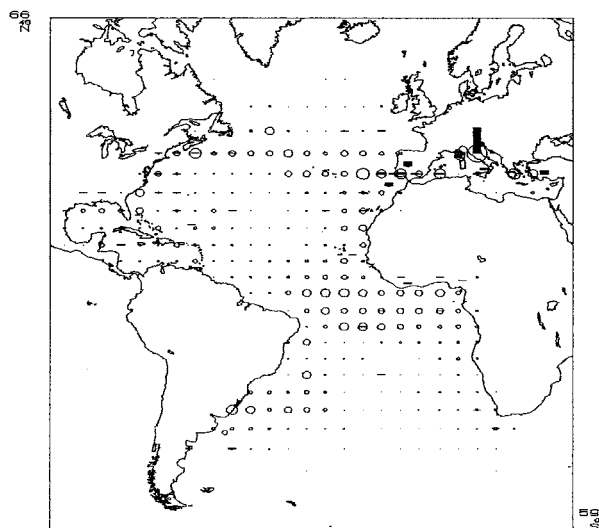


Fig. 2. Relative geographical distribution of reported landings of swordfish by longline (circle) and surface (histogram) gears, cumulative for 1990-94.

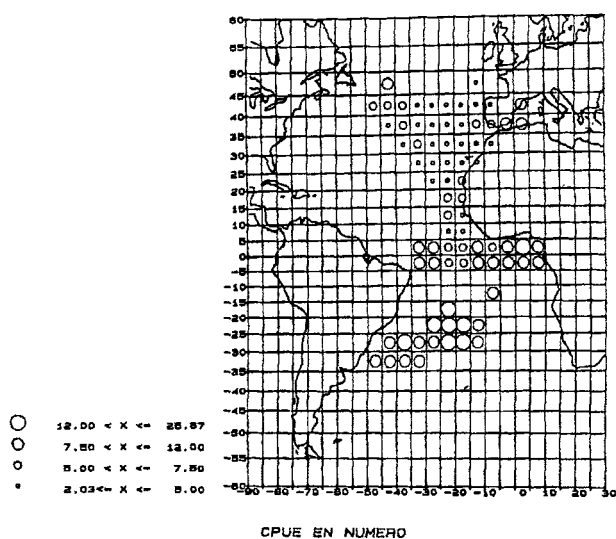


Fig. 3. Distribution of Spanish longline nominal CPUE (fish per 1000 hooks) by 5-degrees rectangle for 1995.

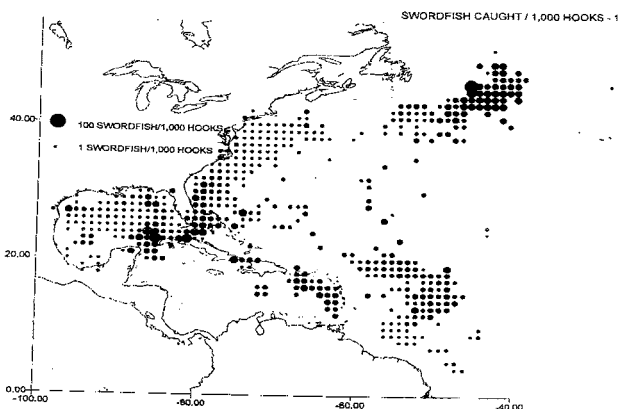


Fig. 4. Distribution of U.S. longline nominal CPUE (fish/1000 hooks) by 1-degree rectangle for 1995.

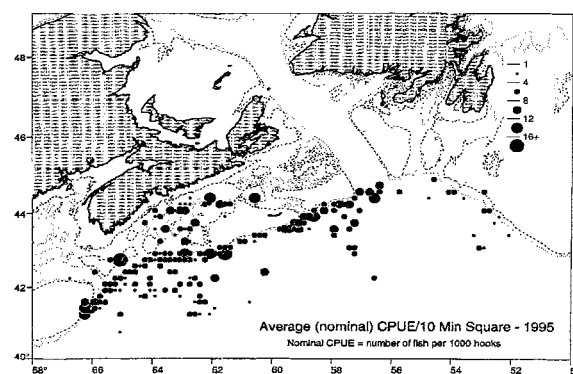


Fig. 5. Distribution of Canadian nominal CPUE (number of fish/1000 hooks) aggregated by 10-minute rectangles for 1995.

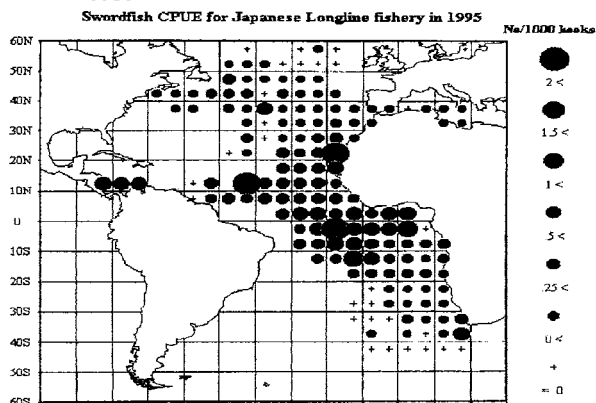


Fig. 6. Distribution of Japanese nominal CPUE (number of fish/1000 hooks) aggregated by 5-degree rectangles for 1995.

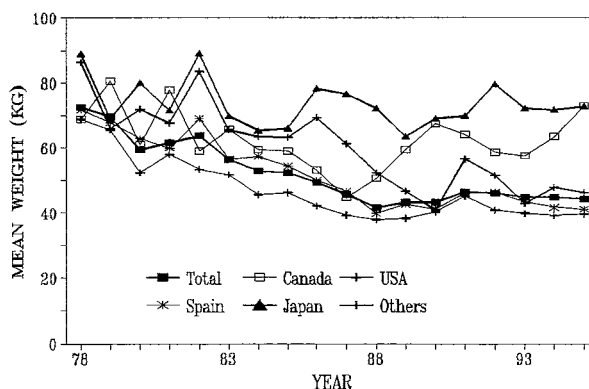


Fig. 7. Average weight of swordfish caught by various fisheries in the north Atlantic, as calculated for the catch-at-size data base.

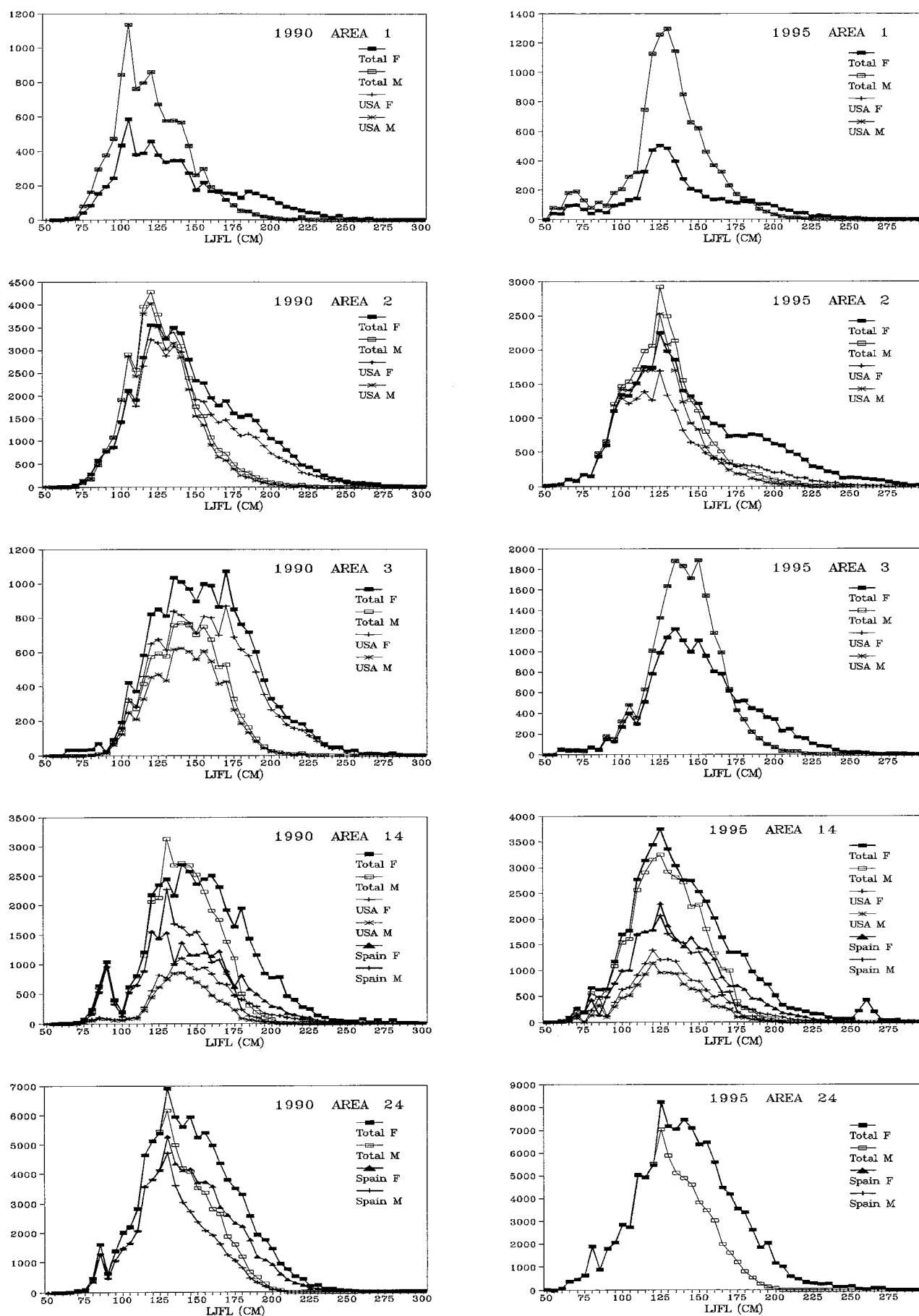


Fig. 8. Comparison of catch at size for north Atlantic swordfish between two sexes, by area, for 1990 and 1995.

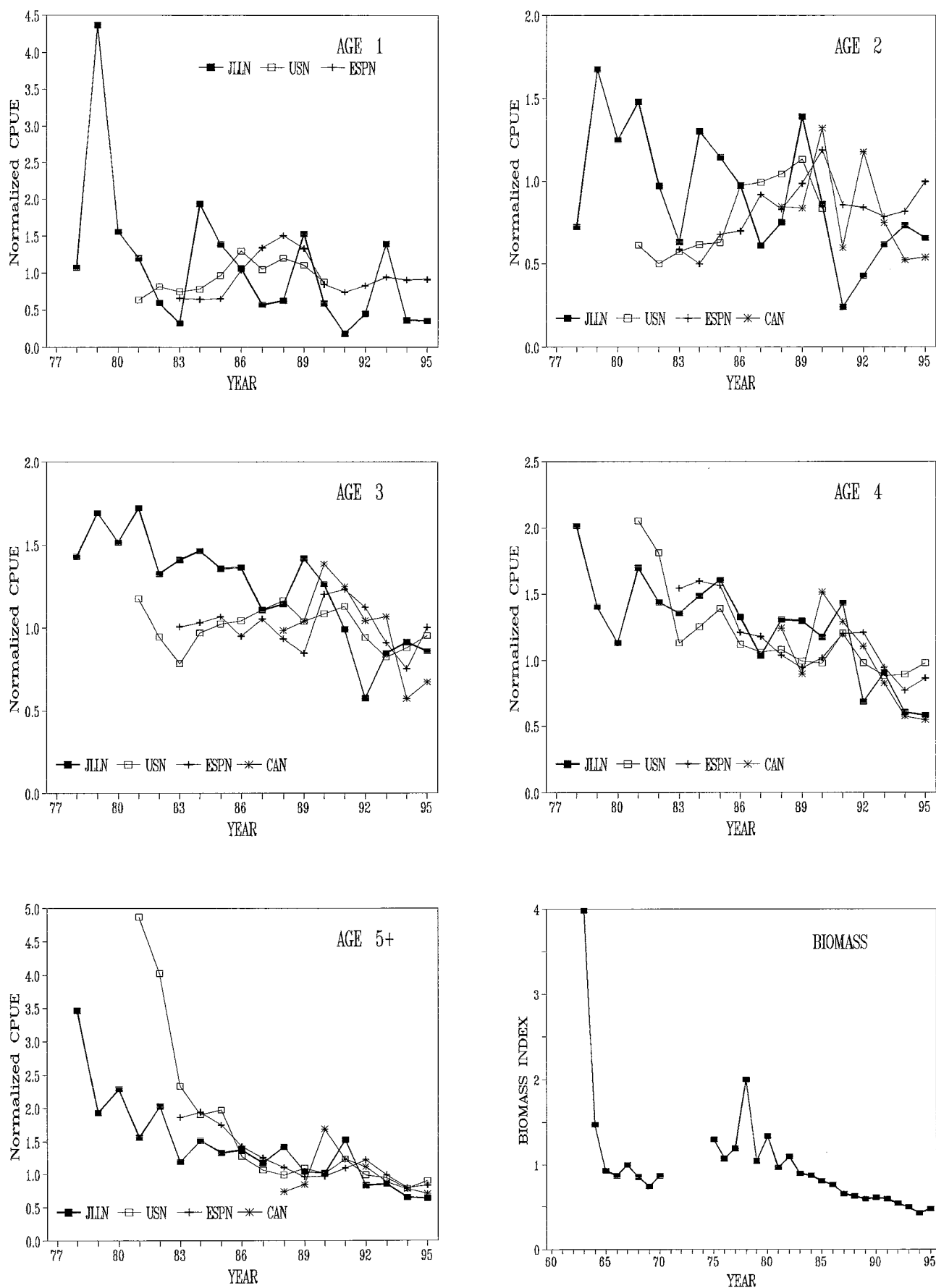


Fig. 9. Age-specific standardized catch rate series using the Gomperts ageing method for males and females combined and biomass index available for use in resource assessments. Each series is acaled by the mean of the overlapping time series (hence units on y-axis are no meaningful).

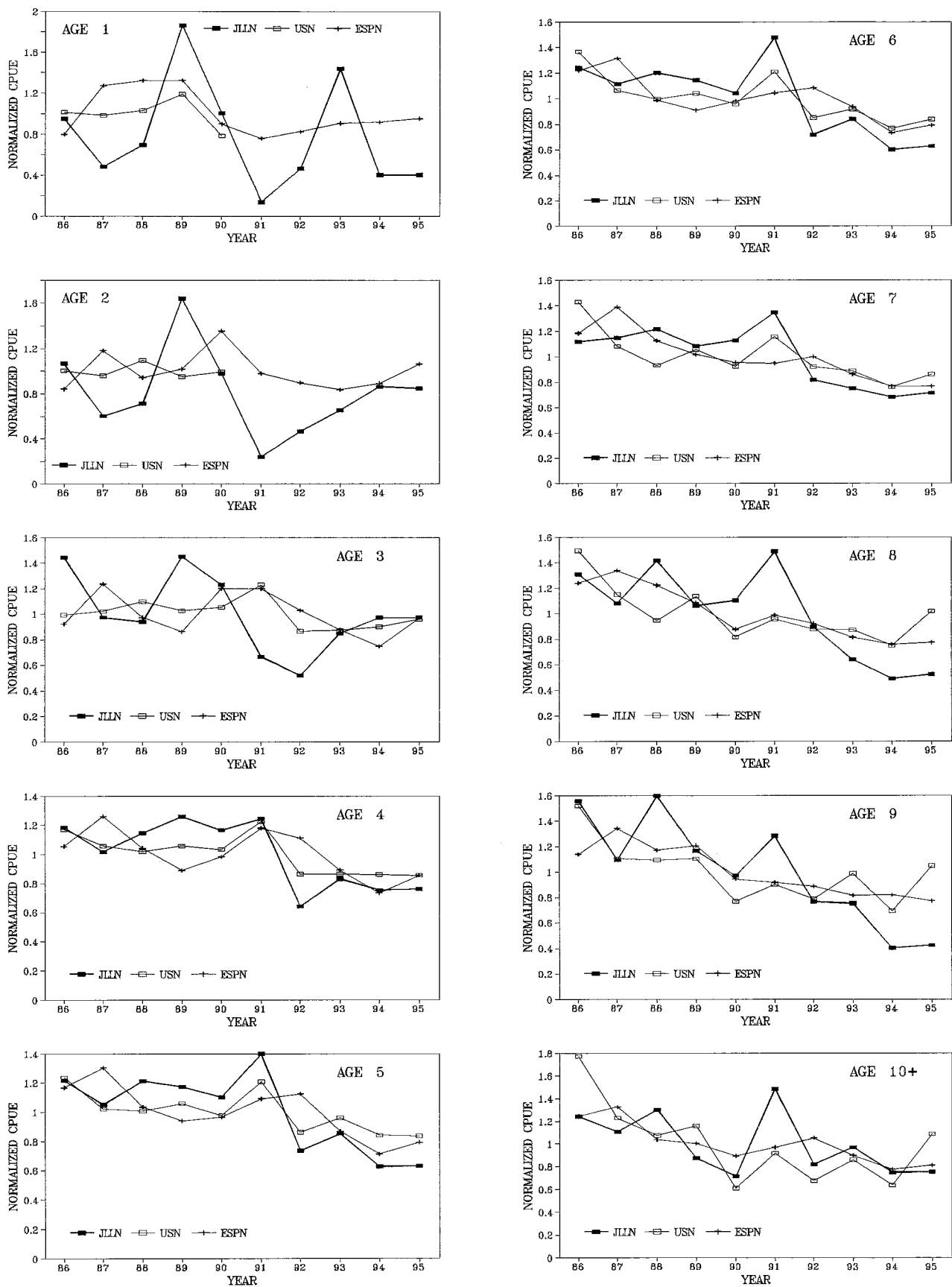


Fig. 10. Age-specific standardized catch rates series using sex-specific ageing and sex-ratio at size data, for north Atlantic swordfish.

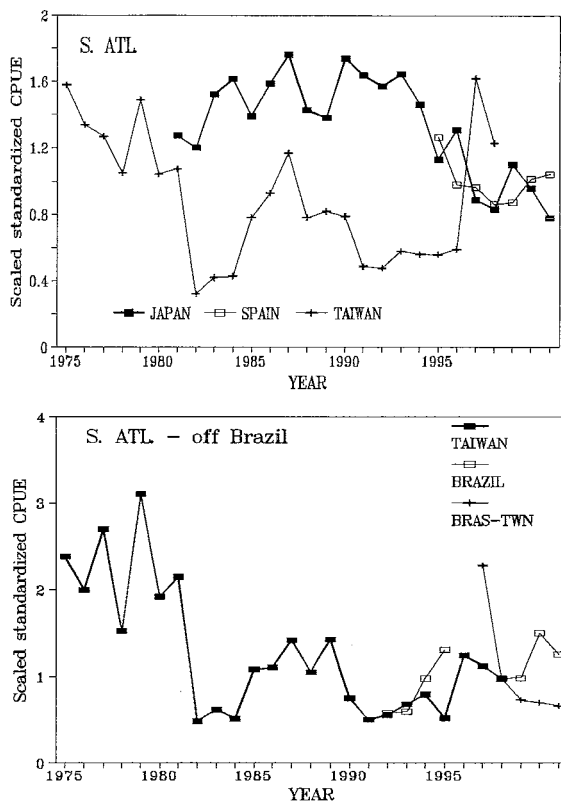


Fig. 11. Comparison of CPUEs among the different fleets. Top figure shows the CPUE trends in the entire south Atlantic; bottom figure shows the trend in the waters off Brazil. Taiwanese CPUE is in number of fish and the rest is in biomass per effort. * see text.

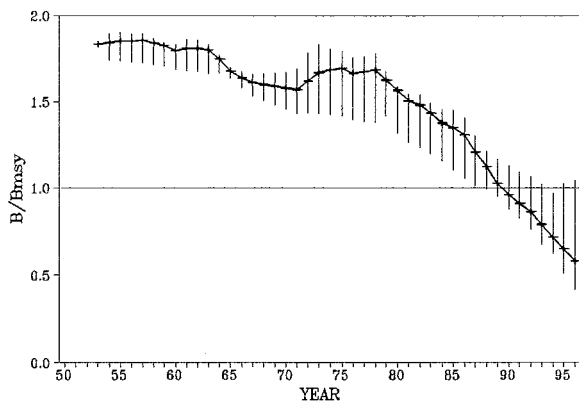


Fig. 12. North Atlantic swordfish biomass ratio relative to B_{MSY} from the base case ASPIC model (bars are bootstrap 80% confidence intervals).

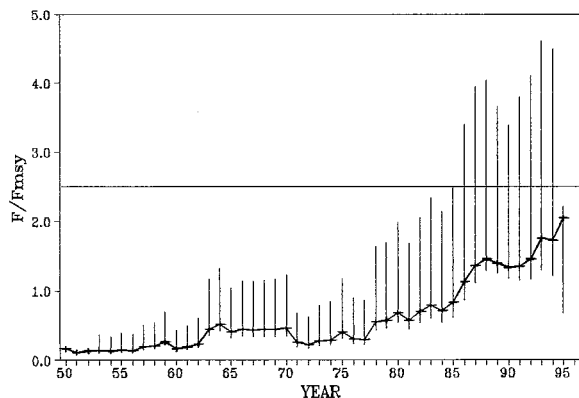


Fig. 13. North Atlantic swordfish fishing mortality rate relative to F_{MSY} from the base case ASPIC model (bars are bootstrap 80% confidence intervals).

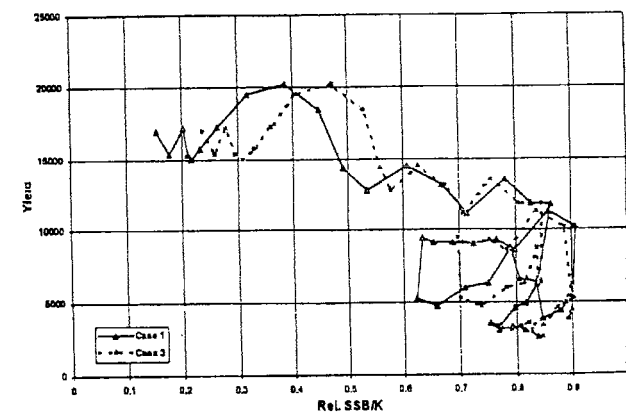
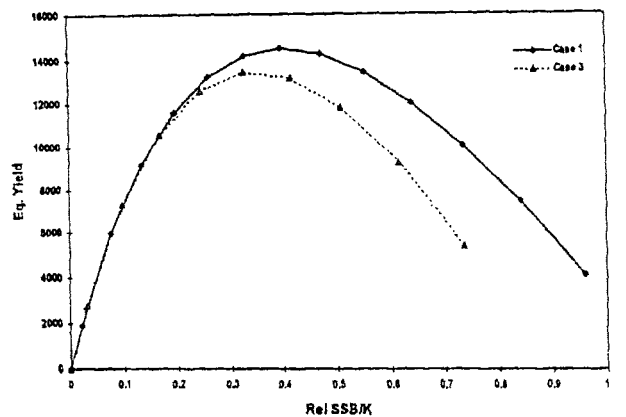
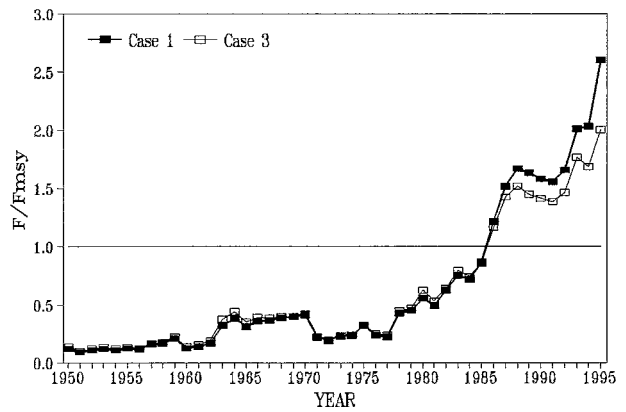
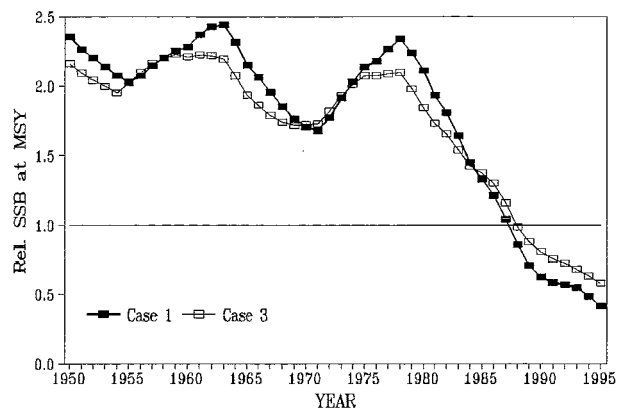


Fig. 14. ASPM sensitivity trials for north Atlantic swordfish. Case 1 represents the runs with an input length based selectivity from SCRS/94/11. Case 3 represents runs with an input age-specific selectivity taken from the base case VPA.

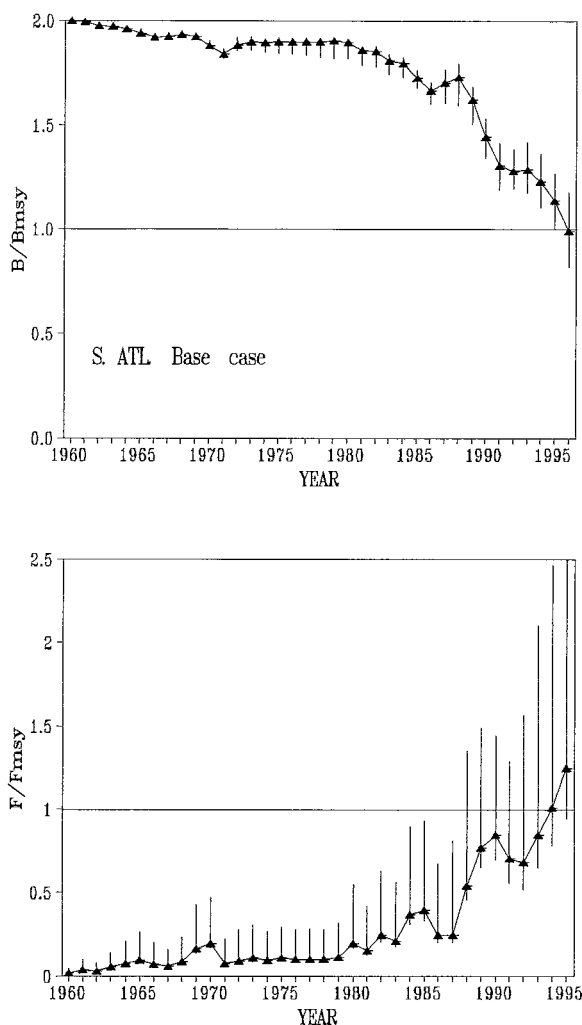


Fig. 15. Relative biomass and relative fishing mortality trajectories from the ASPIC production model for the south Atlantic. Bars indicate approximate 80% confidence intervals.

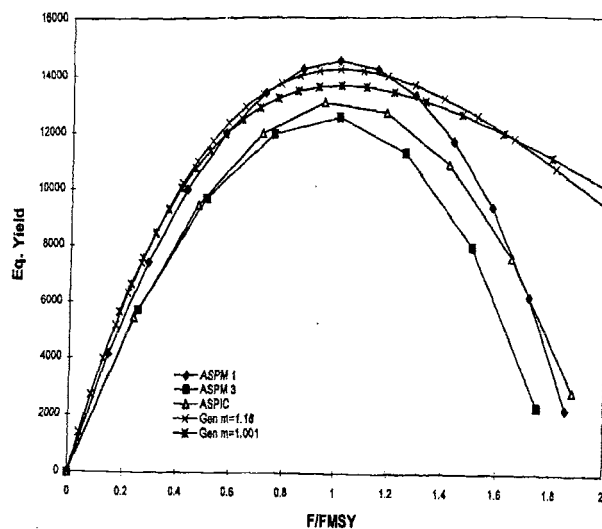


Fig. 16. Equilibrium yield as a function of F/F_{MSY} from different production model analysis. Production models include the age structured production model (ASPM) from case 1 and 3, the ASPIC model, and a generalized production model for $m=1.18$ and $m=1.001$.

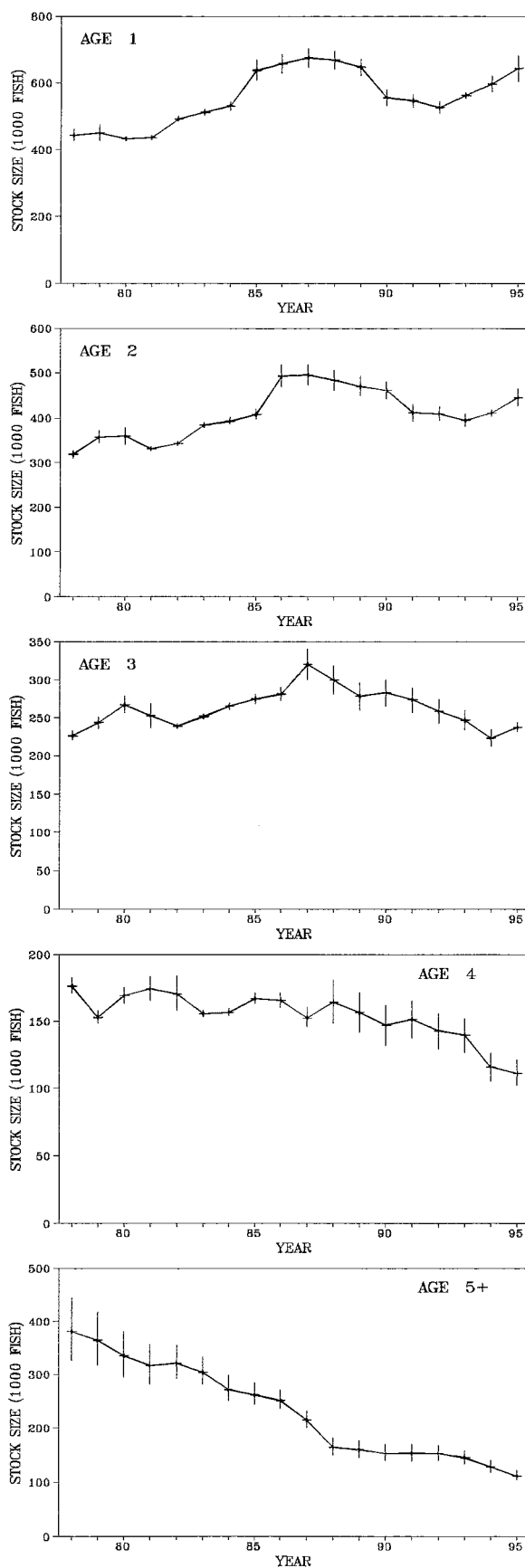


Fig. 17. Estimated stock size (in 1000 fish) of age groups at the beginning of years of north Atlantic swordfish from VPA base case. Bars represent approximate 80% confidence intervals.

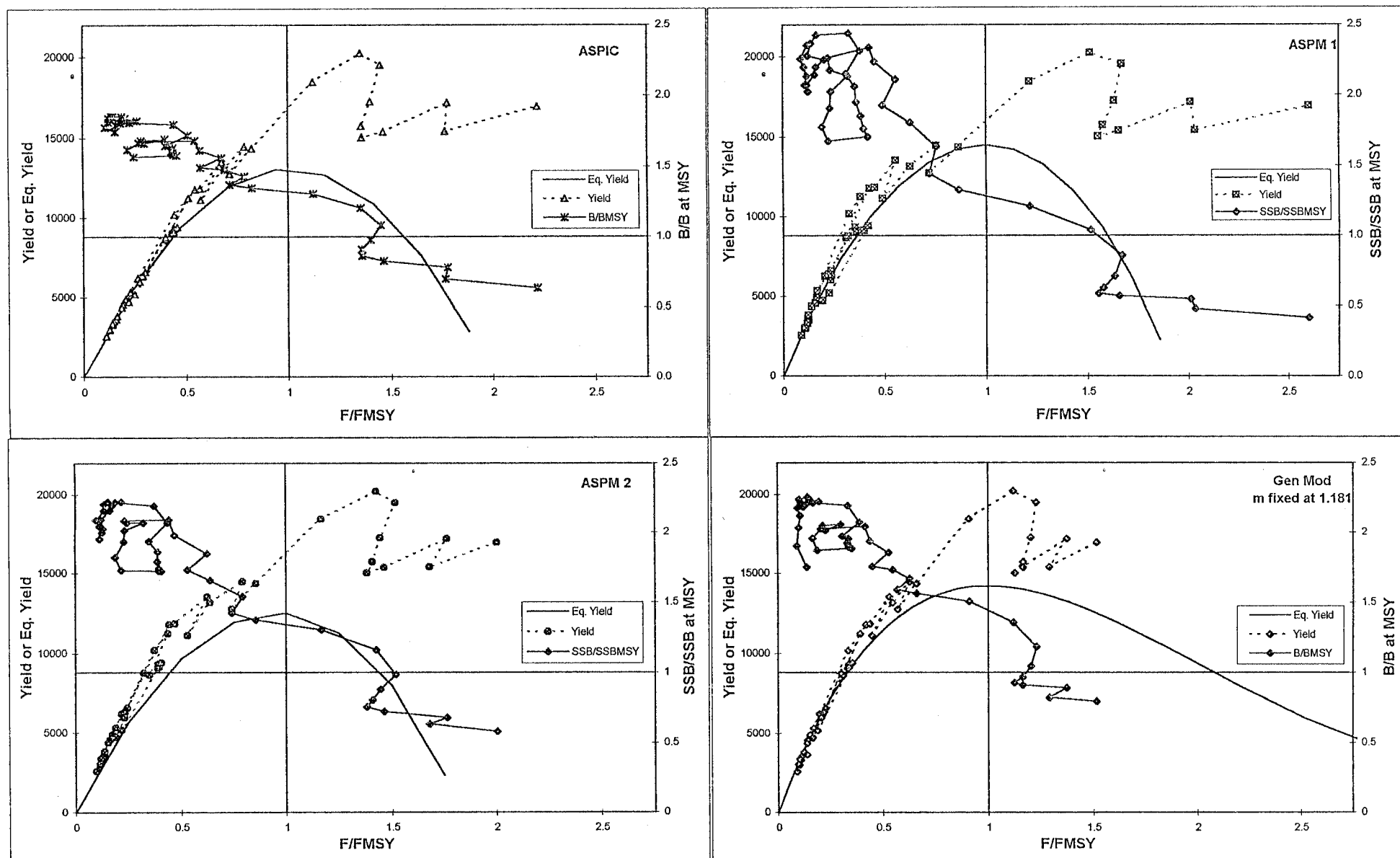


Fig. 16 bis. Equilibrium yield curves (solid curves) for four production model fits to north Atlantic swordfish catch and effort data. Relative fishing mortality rates ($F/FMSY$) corresponding to realized yields and relative biomass trajectories are indicated. Recent year model predictions are in the right quadrant of these figures in all cases, indicating that fishing mortality rates are higher than $FMSY$ and biomass levels are below that which could produce MSY .

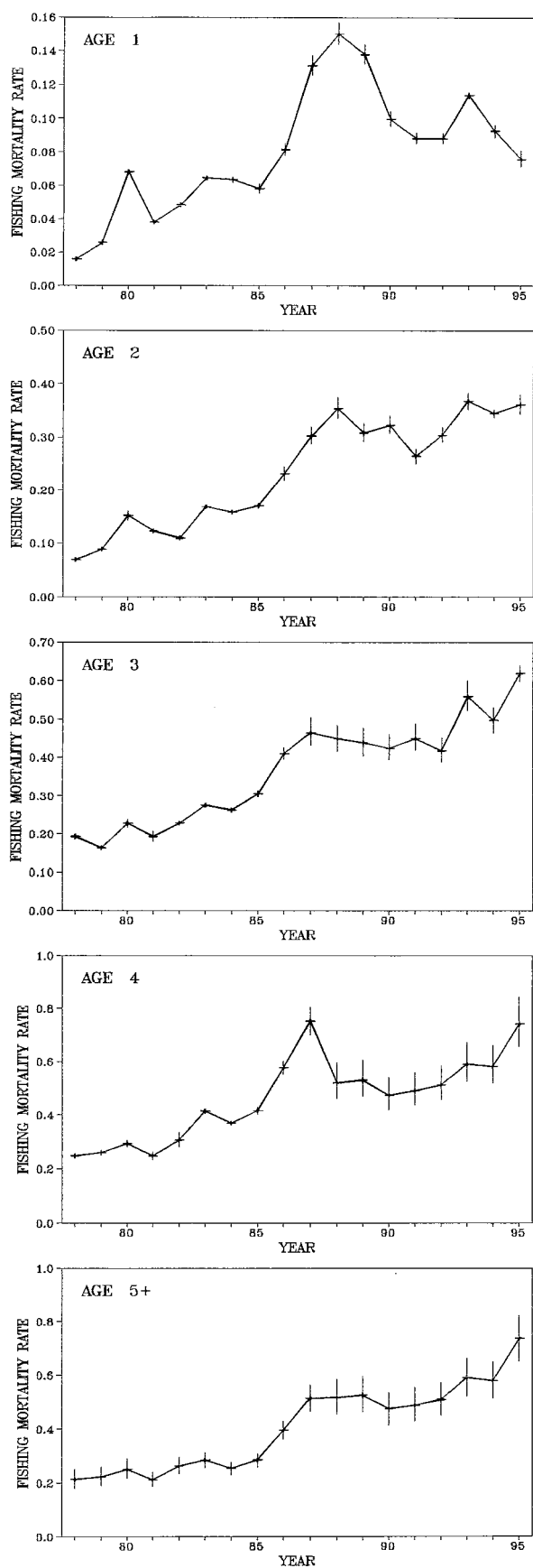


Fig. 18. Estimated age-specific fishing mortality rate for north Atlantic swordfish from VPA base case. Bars represent approximate 80% confidence intervals.

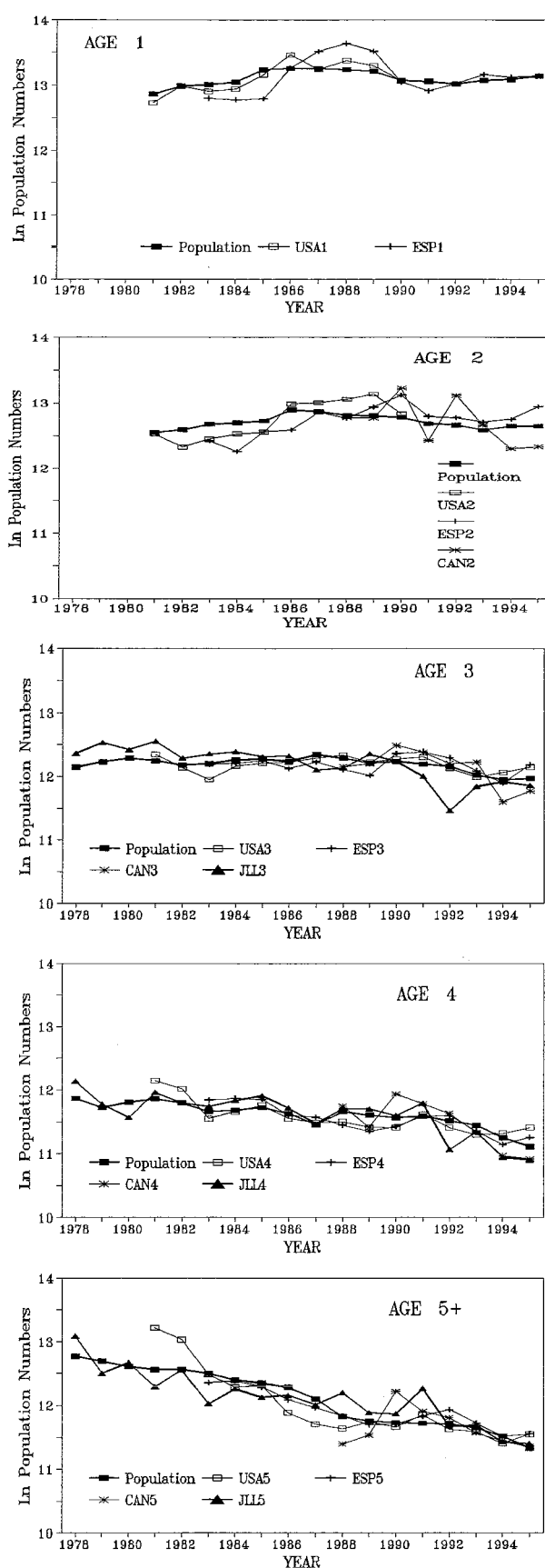


Fig. 19. Comparison of age-specific stock sizes estimated by VPA base case with various age-specific abundance indices.

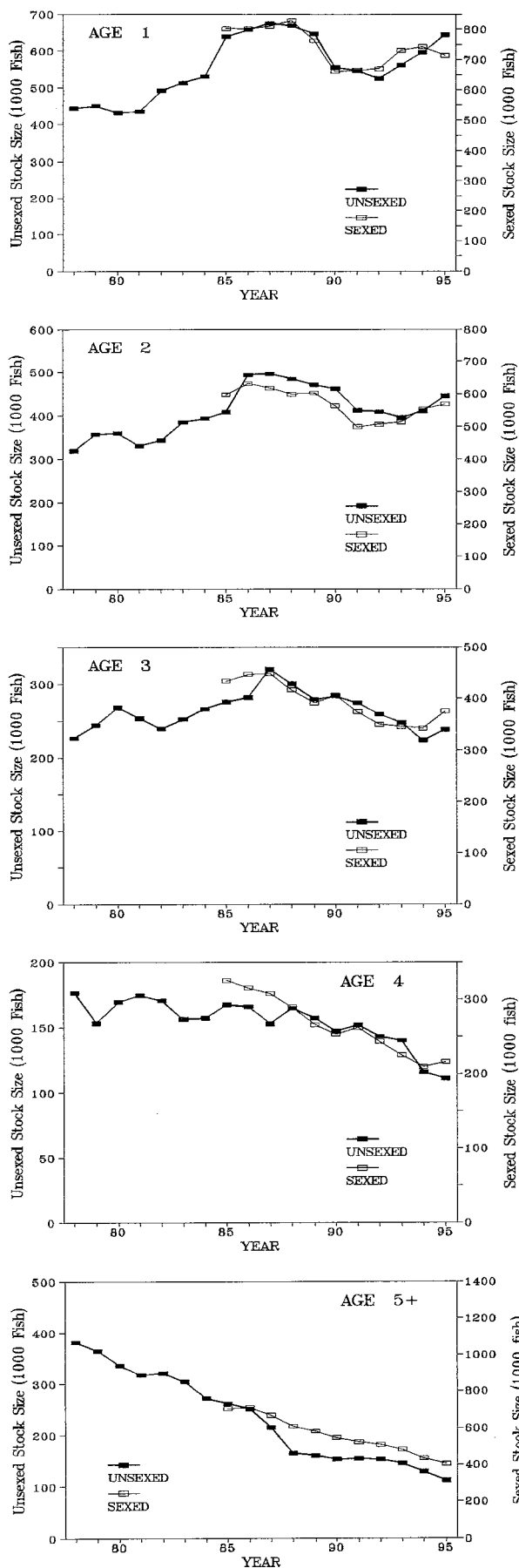


Fig. 20 North Atlantic swordfish numbers at age from sexed and unsexed VPA's (unsexed plots are medians from bootstrap; sexed plots are deterministic results).

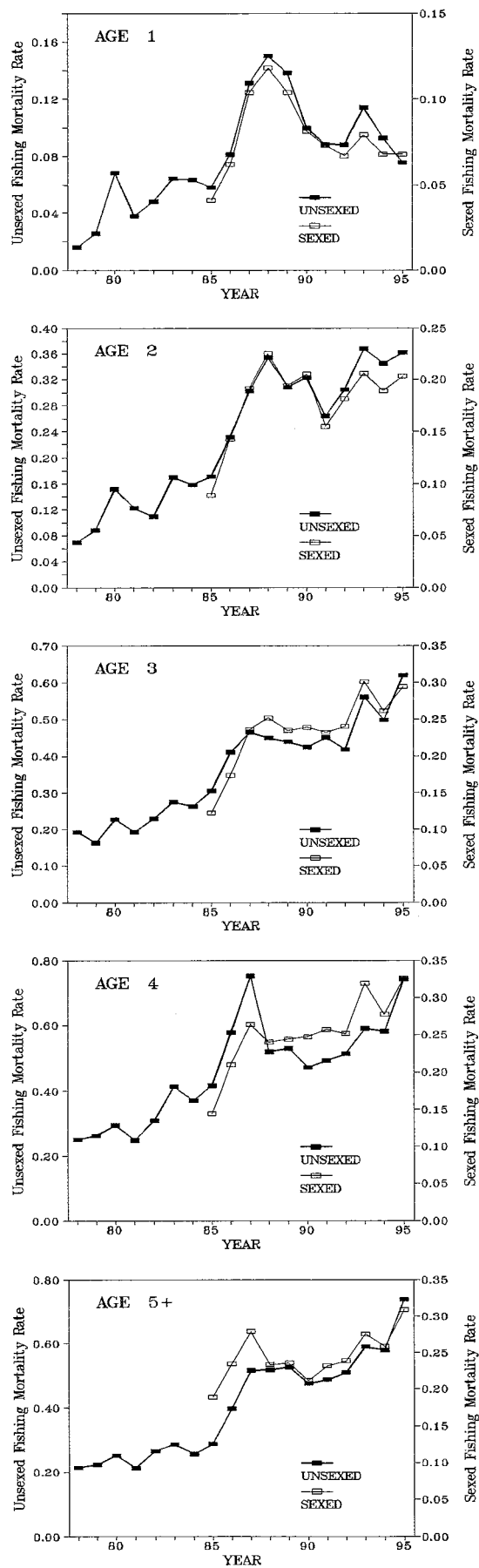


Fig. 21 North Atlantic swordfish fishing mortality rate at age from sexed and unsexed VPA's (unsexed plots are medians from bootstrap; sexed plots are deterministic results).

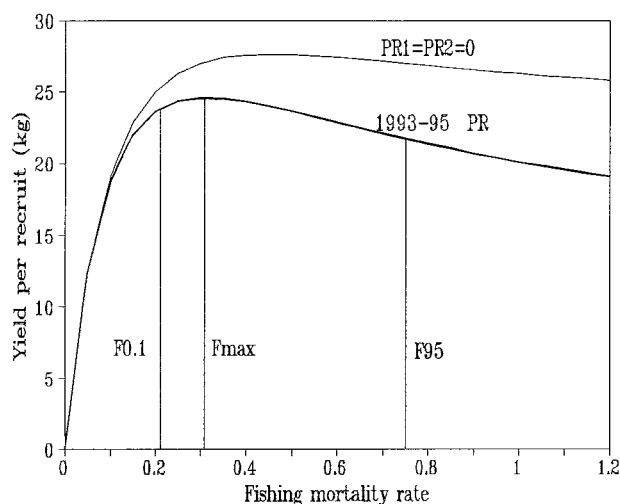


Fig. 22. Yield per recruit (YPR) results for the two runs summarized in Tables 15 and 16.

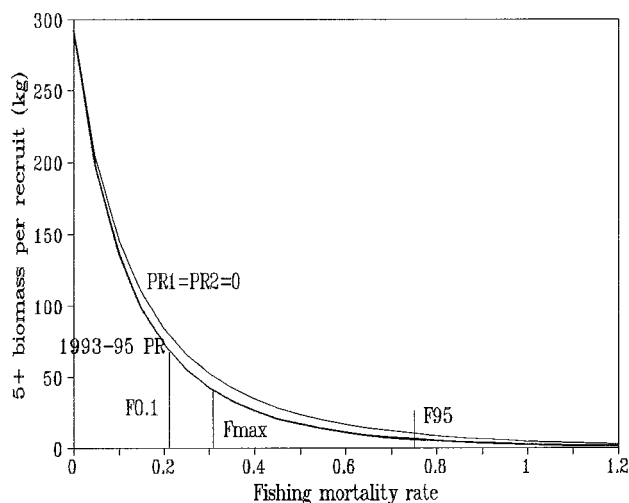


Fig. 23. Results of 5+ biomass per recruit (BPR) for the two runs summarized in Tables 15 and 16.

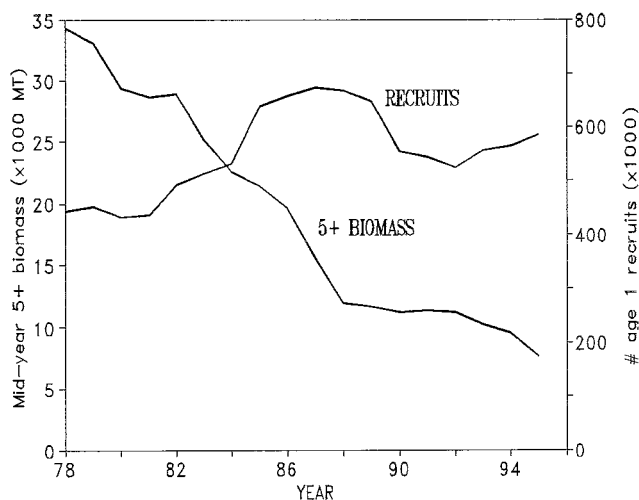


Fig. 24. Recruitment and 5+ biomass estimates from the base case unsexed VPA.

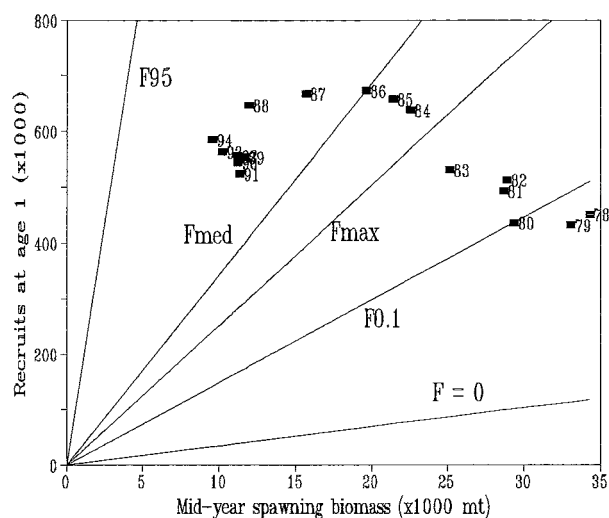


Fig. 25. Stock-recruitment (S-R) relationship using mid-year 5+ biomass to represent spawning biomass. Lines through the origin for $F=0$, $F_{0.1}$, F_{MAX} and F_{95} are based on the yield per recruit analysis. F_{MED} is the median of the observed R/SSB ratios for 1978-94.

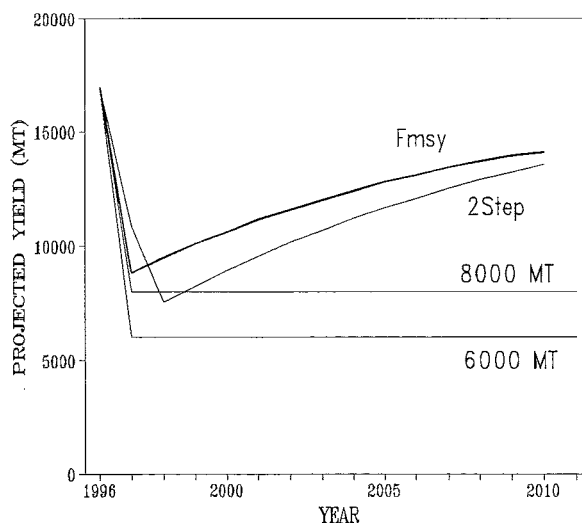
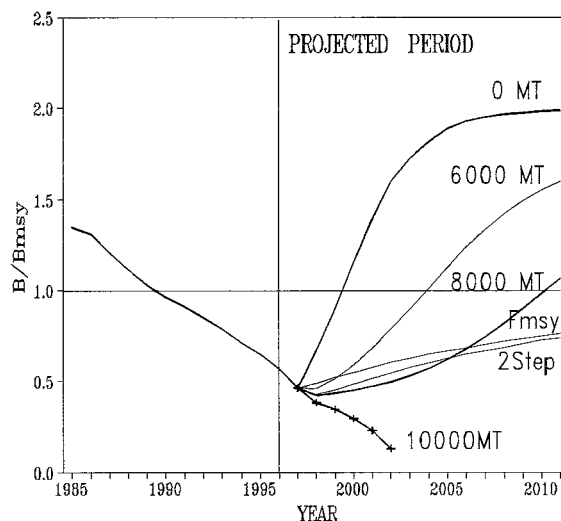


Fig. 26. North Atlantic swordfish ASPIC model projections for constant catch and fishing mortality rate scenarios. Top figure indicates biomass relative to MSY biomass and the bottom figure shows yield in 1000 MT. Yield of 10000 MT and greater were not sustainable and is not shown.

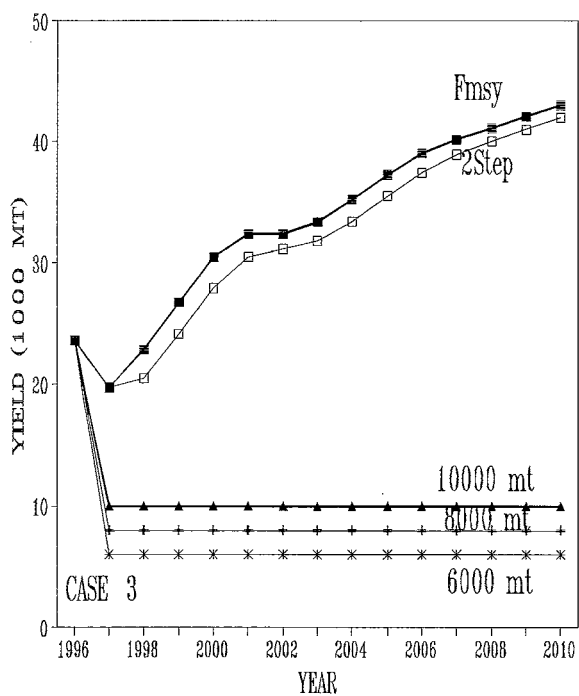
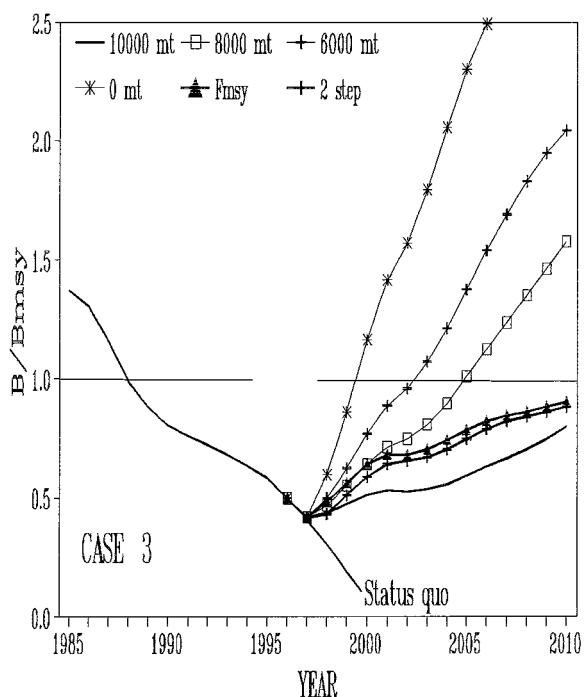
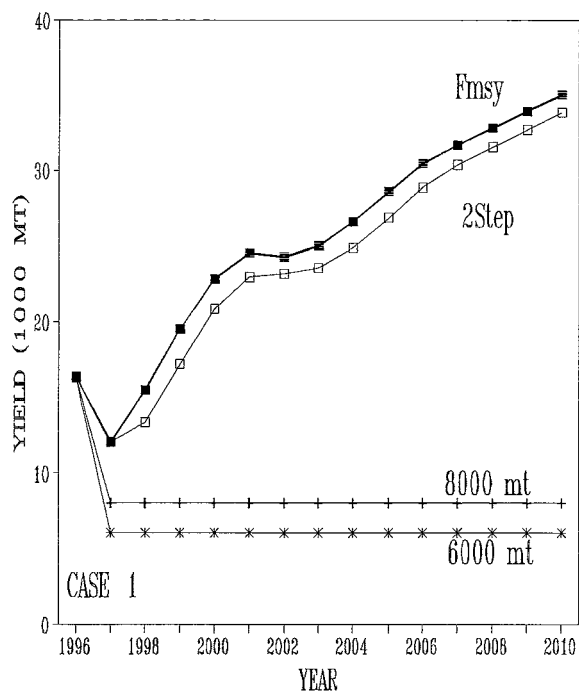
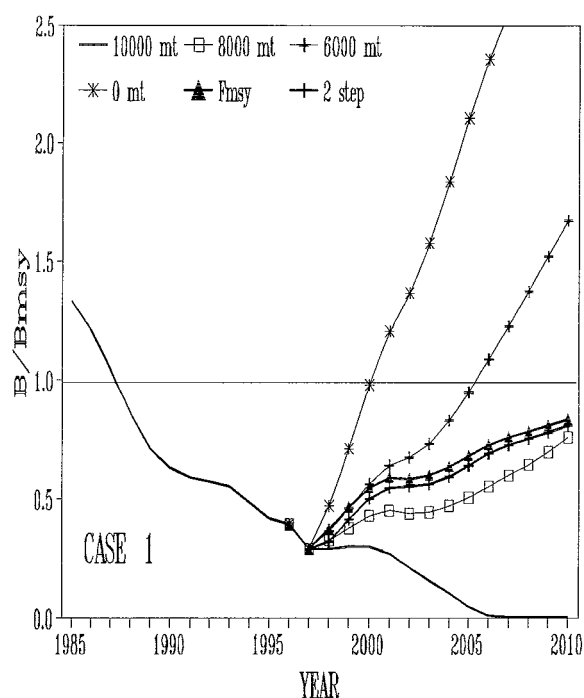
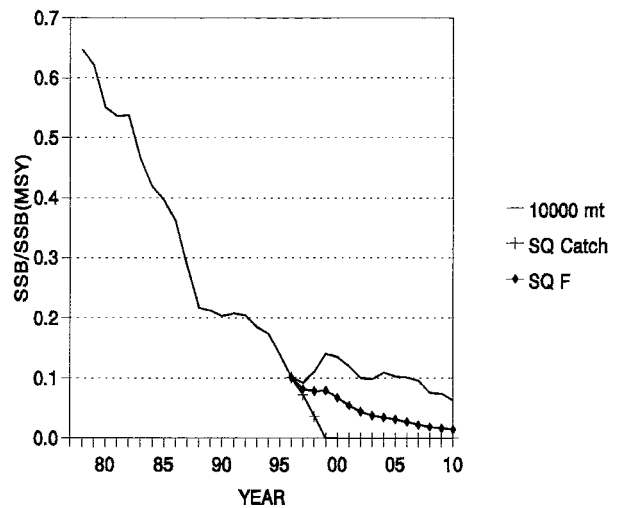
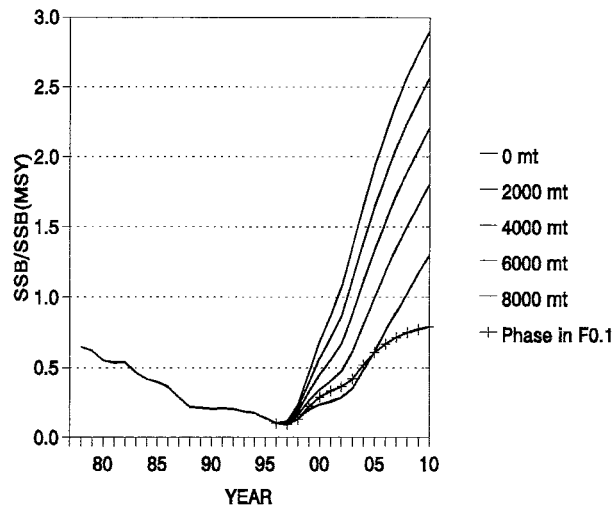
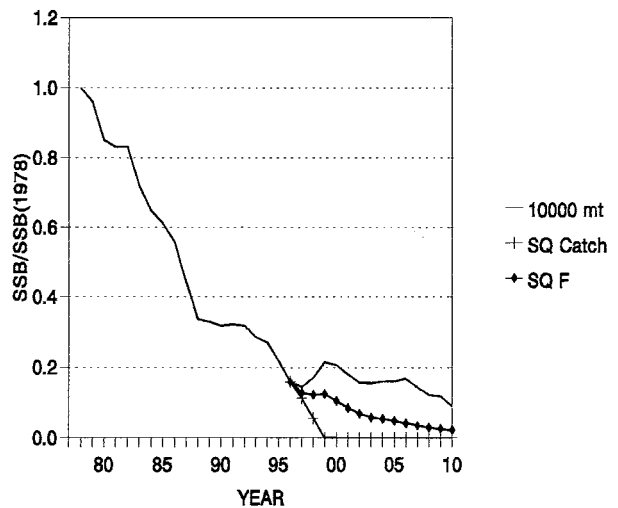
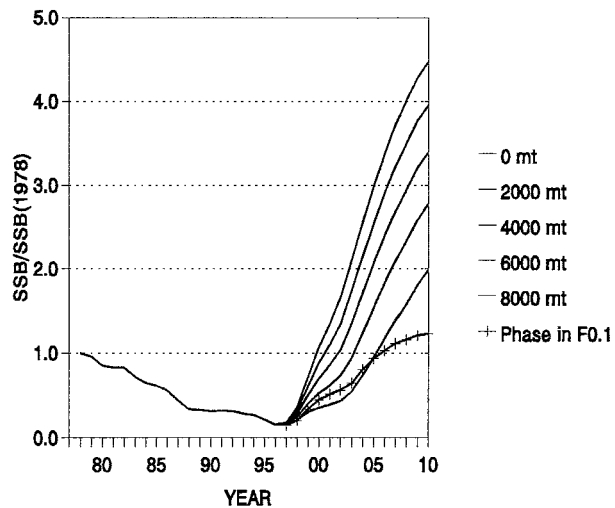


Fig. 27. Forward projection of ASPM results for cases 1 and 3. The left hand plates represent projected (1996-2010) relative biomass trends under the catch and fishing mortality rate scenarios projected. Right hand plates represent yield trajectories under the scenarios indicated. See text for description. Constant catch yield trajectories that are higher than model predicted sustainable levels are not show in the yield trajectories.

Median SSB relative to SSB at MSY



Median SSB relative to 1978 SSB



Median SSB relative to 1995 SSB

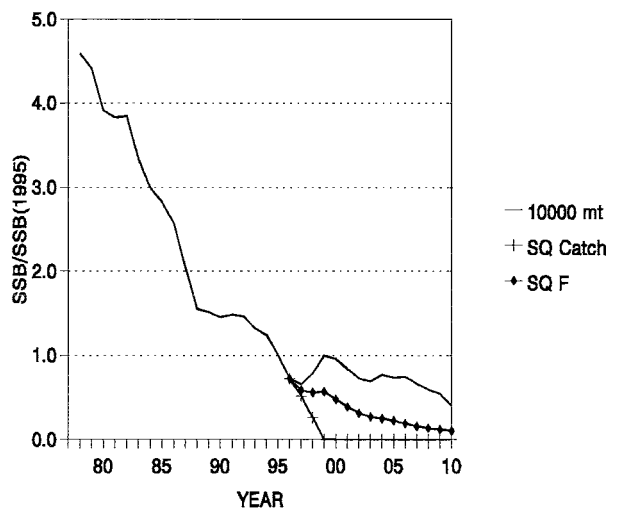
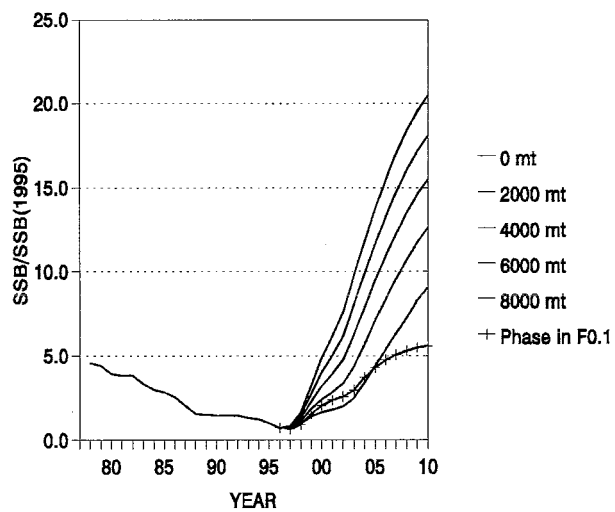


Fig. 28 Median spawning stock biomass (SSB) trajectories for north Atlantic swordfish from ADAPT, using alternative catch scenarios for 1997-2010. Left figures are with scenarios producing sustainable yield while the yield with the scenarios shown on right figures are not sustainable.

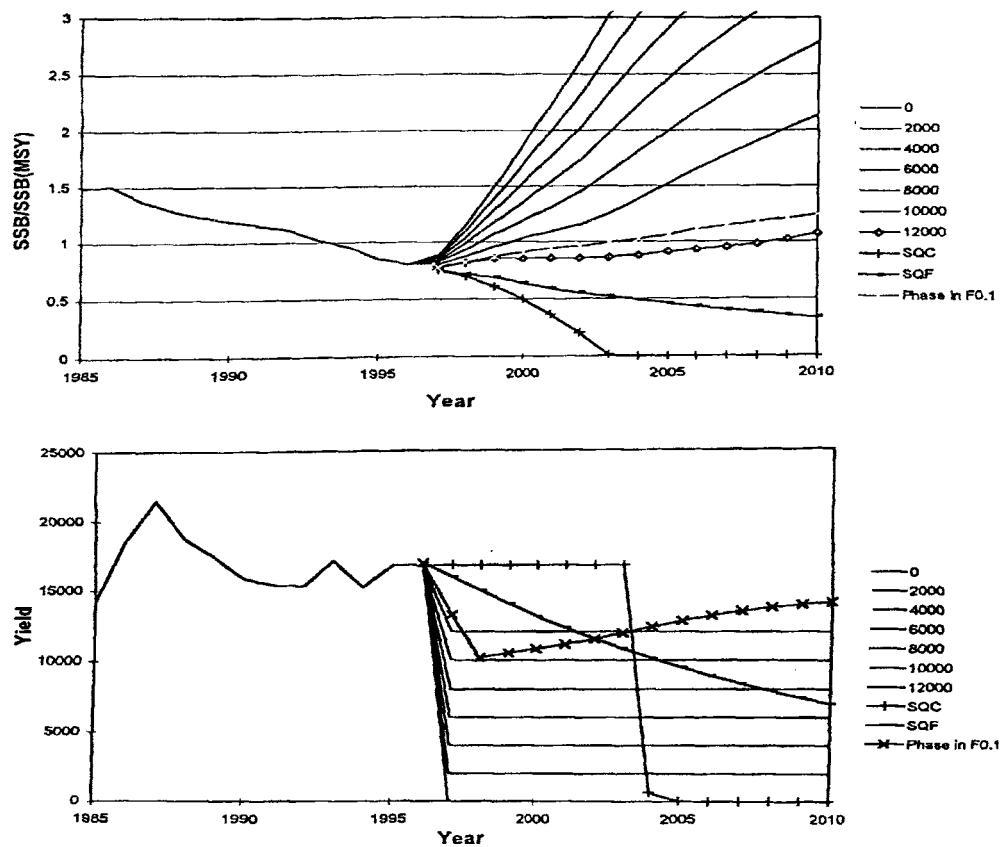


Fig. 29. Projection plots of SSB/SSB at MSY (top figure) and yield (bottom figure) using various levels of catch, status quo catch (SQC), status quo fishing mortality (SQF) and phased in $F_{0.1}$, based on ADAPT model fits.

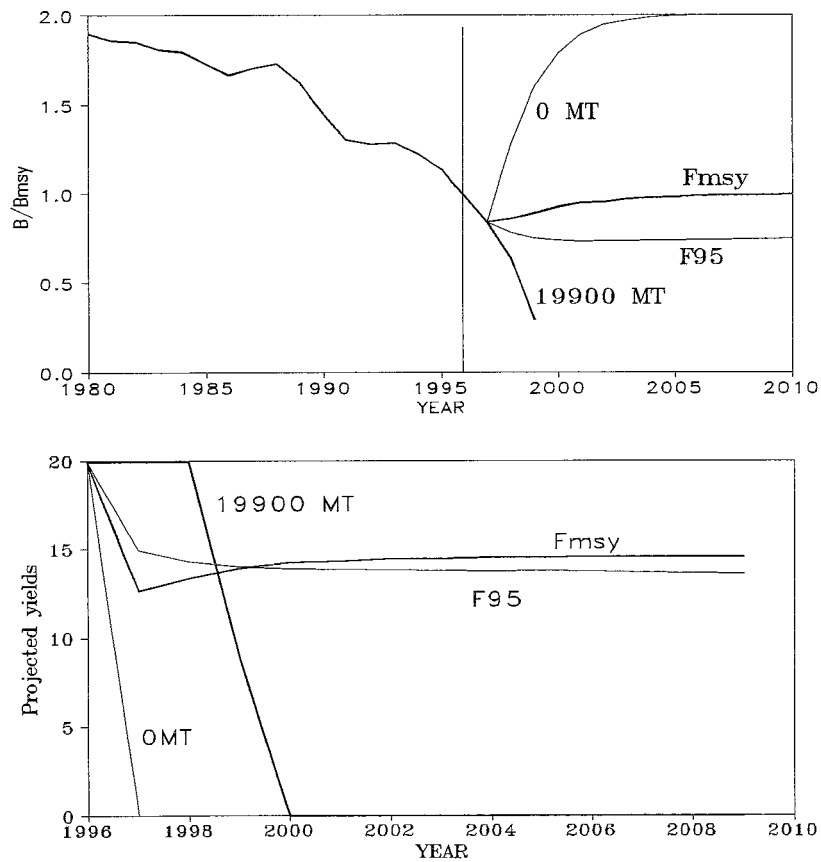


Fig. 30. Projected yields and relative biomass trajectories from the ASPIC production model for the south Atlantic.

Appendix 1 / Appendice 1 / Apéndice 1

List of participants
Liste des participants
Lista de participantes

BRAZIL / BRÉSIL / BRASIL

MENESES DE LIMA, J.H.
 CEPENE/IBAMA
 Rua Samuel Hardman S/N
 55578-000 Tamandaré, PE
 Tel: (081) 675-1109
 Fax: (081) 527-1090
 email: meneses@ibama.gov.br

CANADA

FOWLER, M.
 Department of Fisheries & Oceans
 Marine Fish Division
 Bedford Institute of Oceanography
 P.O. Box 1006
 Dartmouth, Nova Scotia B2Y 4A2
 Tel: (902) 426-3529
 Fax: (902) 426-1506
 email: m_fowler@bionet.bio.dfo.ca

GAVARIS, S.
 Department of Fisheries & Oceans
 Biological Station
 St. Andrews, New Brunswick E0G 2X0
 Tel: (506) 529-8854
 Fax: (506) 529-5862
 email: sgavaris@sta.dfo.ca

LOCH, J.
 Department of Fisheries & Oceans
 Marine fish division
 Bedford Institute of Oceanography
 P.O. Box 1006
 Dartmouth, Nova Scotia B2Y 4A2
 Tel: (902) 426-3490
 Fax: (902) 426-8484

NEILSON, J.
 Department of Fisheries & Oceans
 Biological Station
 St. Andrews, New Brunswick E0G 2X0
 Tel: (506) 529-8854
 Fax: (506) 529-5862
 email: neilson@sta.dfo.ca

O'BOYLE, Robert
 Department of Fisheries & Oceans
 Marine Fish Division
 Bedford Institute of Oceanography
 P.O. Box 1006
 Dartmouth, Nova Scotia B2Y 4A2
 Tel: (902) 426-4890
 Fax: (902) 426-1506
 email: r_oboyale@bionet.bio.dfo.ca

PORTER, J.M.
 Department of Fisheries & Oceans
 Biological Station
 St. Andrews, New Brunswick E0G 2X0
 Tel: (506) 529-8854
 Fax: (506) 529-5862
 email: porter@sta.dfo.ca

STONE, H.H.
 Department of Fisheries & Oceans
 Biological Station
 St. Andrews, New Brunswick E0G 2X0
 Tel: (506) 529-8854
 Fax: (506) 529-5862
 email: hstone@sta.dfo.ca

JAPAN / JAPON / JAPÓN

SUZUKI, Z.
 National Research Institute
 of Far Seas Fisheries
 5-7-1 Orido
 Shimizu 424, Shizuoka
 Tel: (81-54) 336-6000
 Fax: (81-54) 335-9642
 email: suzuki@enyo.attrc.go.jp

UOZUMI, Y.
 National Research Institute
 of Far Seas Fisheries
 5-7-1 Orido
 Shimizu 424, Shizuoka
 Tel: (81-54) 336-6000
 Fax: (81-54) 335-9642
 email: uozumi@enyo.attrc.go.jp

SPAIN / ESPAGNE / ESPAÑA

de la SERNA ERNST, J.M.
 Instituto Español de Oceanografía
 Laboratorio de Málaga
 Puerto Pesquero s/n
 29640 Fuengirola, Málaga
 Tel: (34 5) 247 6955
 Fax: (34 5) 246 3808

MEJUTO, J.
 Instituto Español de Oceanografía
 P.O. Box 130
 15080 La Coruña
 Tel: (34 81) 205 362
 Fax: (34 81) 229 077

**UNITED STATES / ETATS-UNIS /
ESTADOS UNIDOS**

HOEY, J.J.
National Fisheries Institute
1901 North Fort Myer Drive
Suite 700
Arlington, Virginia 22209
Tel: (703) 524-8884
Fax: (703) 524-4619

JONES, C.D.
NMFS-Southeast Fisheries Science Center
75 Virginia Beach Drive
Miami, Florida 33149
Tel: (305) 361-4288
Fax: (305) 361-4219
email: chris.d.jones@noaa.gov

MACE, P.M.
NMFS-Northeast Fisheries Science Center
166 Water Street
Woods Hole, Massachusetts 02543
Tel: (508) 495-2238
Fax: (508) 495-2293
email: pamela.mace@noaa.gov

PORCH, C.E.
NMFS-Southeast Fisheries Science Center
75 Virginia Beach Drive
Miami, Florida 33149
Tel: (305) 361-4232
email: clay.porch@noaa.gov

POWERS, J.E.
NMFS-Southeast Fisheries Science Center
75 Virginia Beach Drive
Miami, Florida 33149
Tel:(305) 361-4487
Fax:(305) 361-4478
email:joseph.powers@noaa.gov

SCOTT, G.P.
NMFS-Southeast Fisheries Science Center
75 Virginia Beach Drive
Miami, Florida 33149
Tel:(305) 361-4200
Fax:(305) 361-4499
email:gerald.scott@noaa.gov

TURNER, S.C.
NMFS-Southeast Fisheries Science Center
75 Virginia Beach Drive
Miami, Florida 33149
Tel:(305) 361-4482
Fax:(305) 361-4562
email:sturner@sturner.sefsc.noaa.gov

*ICCAT Secretariat / Secrétariat de l'ICCAT /
Secretaría de ICCAT*

MIYAKE, P.M.
Assistant Executive Secretary
ICCAT

Appendix 2 / Appendice 2 / Apéndice 2

List of documents
Liste des documents
Lista de documentos

SCRS/96/25	Data preparation carried out by the Secretariat for the 1996 Swordfish Stock Assessment - ICCAT Secretariat
SCRS/96/111b	Age structured production model specifications, September 1996 - Geromont, H.F.
SCRS/96/130b	An implementation of the age-structured production model with application to West Atlantic bluefin tuna fisheries - Restrepo, V.R.
SCRS/96/135	Standardized CPUEs by age for north Atlantic swordfish caught by Japanese longline fishery - Uozaki, K.
SCRS/96/136	(Rev.) Preparation of data from the Spanish surface longline fleet : creation of basic files to carry out ICCAT Task II and GLM's by sex - Mejuto, J., J.M. de la Serna
SCRS/96/138	Activity of the Spanish surface longline fleet catching swordfish (<i>Xiphias gladius</i>) in the Atlantic, years 1994 and 1995 - Mejuto, J., J.M. de la Serna
SCRS/96/139	Development of a swordfish sex-ratio-at-size relationship for catches from the Canadian Fishery - Stone, H.H., J.M. Porter
SCRS/96/140	Updated age-specific CPUE for Canadian swordfish longline, 1988-1995 - Stone, H.H., J.M. Porter
SCRS/96/141	Updated standardized catch rates by age for the swordfish (<i>Xiphias gladius</i>) from the Spanish longline fleet in the Atlantic, using commercial trips from the period 1983-1995 - Mejuto, J., J.M. de la Serna
SCRS/96/142	A preliminary analysis of gonadal indices of the swordfish (<i>Xiphias gladius</i> L.) in the Atlantic Ocean - Mejuto, J., B. García
SCRS/96/143	Assessing populations of swordfish from the north Atlantic : density dependence, maximum sustainable yield levels and size-classified demographic models - Garcia-Saez, C.
SCRS/96/144	An updated biomass index of abundance for north Atlantic swordfish, 1963-1995 - Hoey, J.J., J. Mejuto, J.M. Porter, H.H. Stone, Y. Uozumi
SCRS/96/145	Standardized catch rates for swordfish (<i>Xiphias gladius</i>) from the U.S. longline fleet through 1995 - Scott, G.P., A. Bertolino
SCRS/96/146	Standardization of biomass CPUE for swordfish caught by Japanese longline fishery in the south Atlantic - Uozumi, Y.
SCRS/96/147	Recent status of the Japanese longline fishery in the Atlantic Ocean laying stress on swordfish catches - Uozumi, Y.
SCRS/96/148	Preliminary analysis on the standardized CPUE for swordfish caught by the Taiwanese longline fishery in the south Atlantic - Uozumi, Y.
SCRS/96/149	Cooperative Tagging Center release and recapture activities for swordfish (<i>Xiphias gladius</i>) : 1961-1996 - Jones, C.D.
SCRS/96/150	Swordfish catch at size and catch at age by sex - Turner, S.C., V.R. Restrepo, F. Arocha
SCRS/96/151	Standardized CPUE for swordfish caught by Santos longliners off southern Brazil (1986-1995) - Arfelli, C.A., Y. Uozumi, A.F. de Amorim
SCRS/96/152	Current evidence for swordfish populations subdivision within the Atlantic Ocean - Alvarado Bremer, J., J. Mejuto, B. Ely
SCRS/96/153	The usefulness of mitochondrial DNA studies to define management units of the swordfish, <i>Xiphias gladius</i> : a review of current literature - Reeb, C., B.A. Block

**Swordfish standardized CPUE (kgs/1000 hooks, Brazil-Taiwan longline fleet
CPUE standardisée de l'Espadon (kg/1000 hameçons), flottille palangrière Brésil-Taiwan
CPUE estandarizada del Pez espada (kg/1000 anzuelos, flota de palangre Brasil-Taiwan**

- (GLM) Multiplicative model with lognormal error assumption

- Main effects used :

year : from 1991 to 1995

quatr: quarters

1 - January - March

2 - April - June

3 - July - September

4 - October - December

area (blocks of 5oS Lat x 5oW Lon) :

1: 00 - 25;

00 - 30;

00 - 35;

05 - 25;

05 - 30;

10 - 30;

10 - 35;

2 : 20 - 35;

25 - 40;

25 - 45;

30 - 40;

30 - 45;

30 - 50;

35 - 40;

35 - 50;

br ; Branch (number of hooks per baskets grouped into three levels)

1 - less than 8

2 - between 8 and 11

3 - higher than 11

Swordfish lognormal GLM model(year quatr AREA BRANCH)

11

Brazil-TAIWAN

LCPUE = ln (1000*CPUE + 1)

09:34 Tuesday, October 8, 1996

TABLE OF BLOCK BY QUATR

BLOCK	QUATR					
Frequency	1	2	3	4	Total	
25	10	2	6	25	43	
30	15	8	8	41	72	
35	9	2	2	11	24	
525	9	3	4	16	32	
530	14	4	6	40	64	
1030	6	0	6	17	29	
1035	3	0	10	15	28	
2035	9	4	3	11	27	
2535	3	2	5	0	10	
2540	2	7	7	5	21	
2545	3	12	18	5	38	
3040	0	5	10	2	17	
3045	3	32	57	6	98	
3050	1	25	48	4	78	
3540	1	8	4	1	14	
3550	1	5	8	2	16	
Total	89	119	202	201	611	

TABLE OF BLOCK BY YEAR

BLOCK	YEAR	91	92	93	94	95
Frequency						
25	0	3	11	6	23	
43						
30	0	4	25	11	32	
72						
35	0	4	14	0	6	
24						
525	0	4	6	4	18	
32						
530	3	6	20	7	28	
64						
1030	3	5	6	6	9	
29						
1035	4	4	6	6	8	
28						
2035	2	4	17	4	0	
27						
2535	0	1	8	1	0	
10						
2540	2	1	12	0	6	
21						
2545	3	5	19	2	9	
38						
3040	1	1	11	2	2	
17						
3045	5	8	32	19	34	
98						
3050	6	6	22	16	28	
78						
3540	0	3	7	2	2	
14						
3550	3	4	5	3	1	
16						
Total	32	63	221	89	206	
611						

TABLE OF BR BY QUATR

BR	QUATR	1	2	3	4	Total
Frequency						
1	6	21	52	7	86	
2	50	57	75	101	283	
3	33	41	75	93	242	
Total	89	119	202	201	611	

TABLE OF BR BY YEAR

BR	YEAR				
Frequency	91	92	93	94	95
Total					
1	0	8	59	7	12
86					
2	32	48	116	56	31
283					
3	0	7	46	26	163
242					
Total	32	63	221	89	206
611					

TABLE OF YEAR BY QUATR

YEAR	QUATR				Total
Frequency	1	2	3	4	
91	0	2	13	17	32
92	24	11	10	18	63
93	28	48	70	75	221
94	15	5	35	34	89
95	22	53	74	57	206
Total	89	119	202	201	611

TABLE OF YEAR BY AREA

YEAR	AREA		Total
Frequency	1	2	
91	10	22	32
92	30	33	63
93	88	133	221
94	40	49	89
95	124	82	206
Total	292	319	611

TABLE OF BR BY AREA

BR	AREA		Total
Frequency	1	2	
1	7	79	86
2	107	176	283
3	178	64	242
Total	292	319	611

TABLE OF AREA BY QUATR

AREA	QUATR				Total
Frequency	1	2	3	4	
1	66	19	42	165	292
2	23	100	160	36	319
Total	89	119	202	201	611

Swordfish Lognormal GLM model(year quatr AREA BRANCH) 10:19 Saturday, October 5, 1996

Brazil-TAIWAN

LCPUE = ln (1000*CPUE + 1)

GLM on swo catch rates, Brazil-Taiwan

General Linear Models Procedure

Class Level Information

Class	Levels	Values
YEAR	5	91 92 93 94 95
QUATR	4	1 2 3 4
AREA	2	1 2
BR	3	1 2 3

Number of observations in data set = 611

General Linear Models Procedure

Dependent Variable: LSWOCR

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	13	291.55189668	22.42706898	10.62	0.0001
Error	597	1261.32084218	2.11276523		
Corrected Total	610	1552.87273887			

R-Square	C.V.	Root MSE	LSWOCR Mean
0.187750	46.02112	1.45353542	3.15840938

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
YEAR	4	33.07547306	8.26886826	3.91	0.0038
QUATR	3	7.24856420	2.41618807	1.14	0.3308
AREA	1	51.07451295	51.07451295	24.17	0.0001
BR	2	130.24076309	65.12038155	30.82	0.0001
QUATR*AREA	3	43.32658004	14.44219335	6.84	0.0002

Parameter	Estimate	T for H0: Parameter=0	Pr > T	Std Error of Estimate
INTERCEPT				
YEAR	2.932745941 B	10.14	0.0001	0.28916681
91	1.159756307 B	3.71	0.0002	0.31294927
92	0.341333056 B	1.41	0.1600	0.24261891
93	0.122481713 B	0.72	0.4699	0.16938848
94	0.078173828 B	0.38	0.7046	0.20607390
95	0.000000000 B	.	.	.
QUATR				
1	-0.837853931 B	-2.08	0.0380	0.40300590
2	-0.465611943 B	-1.60	0.1111	0.29176874
3	0.351618866 B	1.28	0.2018	0.27513461
4	0.000000000 B	.	.	.
AREA				
1	0.566749586 B	2.02	0.0441	0.28097599
2	0.000000000 B	.	.	.
BR				
1	0.832988972 B	3.65	0.0003	0.22799368
2	-0.641949862 B	-3.82	0.0001	0.16796232
3	0.000000000 B	.	.	.
QUATR*AREA				
1 1	0.916458077 B	2.03	0.0428	0.45148694
1 2	0.000000000 B	.	.	.
2 1	0.960336997 B	2.11	0.0350	0.45454258
2 2	0.000000000 B	.	.	.
3 1	-0.714302402 B	-1.92	0.0557	0.37262791
3 2	0.000000000 B	.	.	.
4 1	0.000000000 B	.	.	.
4 2	0.000000000 B	.	.	.

NOTE: The X'X matrix has been found to be singular and a generalized inverse was used to solve the normal equations. Estimates followed by the letter 'B' are biased, and are not unique estimators of the parameters.

General Linear Models Procedure
Least Squares Means

YEAR	LSWOCR LSMEAN	Std Err LSMEAN	Pr > T HO:LSMEAN=0	LSMEAN Number
91	4.34690658	0.28770071	0.0001	1
92	3.52848333	0.20028902	0.0001	2
93	3.30963198	0.11599526	0.0001	3
94	3.26532410	0.18042266	0.0001	4
95	3.18715027	0.14041256	0.0001	5

SWO

Pr > |T| H0: LSMEAN(i)=LSMEAN(j)

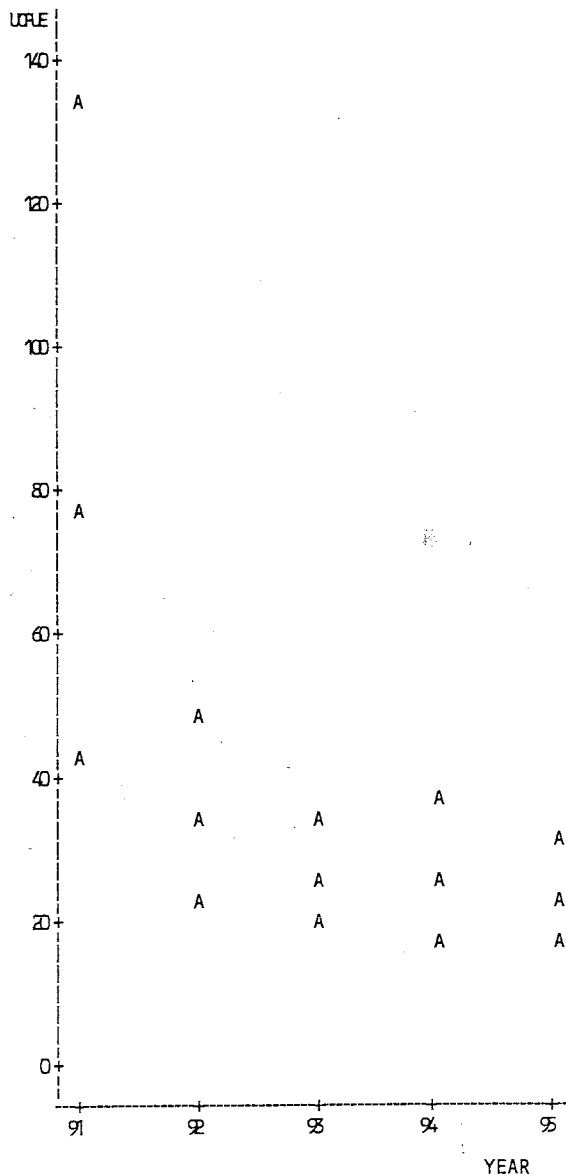
i/j	1	2	3	4	5
1	.	0.0140	0.0004	0.0005	0.0002
2	0.0140	.	0.3118	0.2898	0.1600
3	0.0004	0.3118	.	0.8150	0.4699
4	0.0005	0.2898	0.8150	.	0.7046
5	0.0002	0.1600	0.4699	0.7046	.

NOTE: To ensure overall protection level, only probabilities associated with pre-planned comparisons should be used.

OBS	YEAR	ACPUE	LCPUE	UCPUE
1	91	76.2392	42.9483	134.748
2	92	33.0723	22.0097	49.453
3	93	26.3750	20.8081	33.363
4	94	25.1886	17.3880	36.298
5	95	23.2193	17.3925	30.892

standardized CPUE with 95% CI

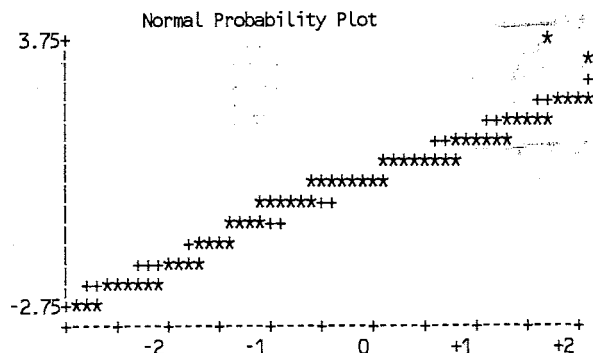
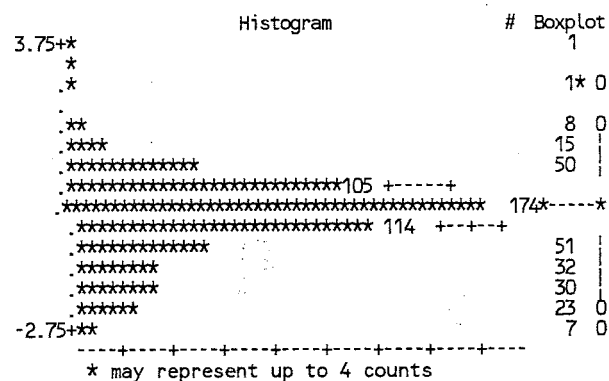
Plot of UCPUE*YEAR. Legend: A = 1 obs, B = 2 obs, etc.
 Plot of ACPUE*YEAR. Legend: A = 1 obs, B = 2 obs, etc.
 Plot of LCPUE*YEAR. Legend: A = 1 obs, B = 2 obs, etc.



Std Dev	1.001289	Variance	1.002581
Skewness	-0.46496	Kurtosis	0.813929
USS	611.5742	CSS	611.5742
CV	-3602346	Std Mean	0.040508
T:Mean=0	-0.00069	Pr> T	0.9995
Num ^= 0	611	Num > 0	354
M(Sign)	48.5	Pr>= M	0.0001
Sgn Rank	8195	Pr>= S	0.0604
W:Normal	0.961004	Pr<W	0.0001

Quantiles(Def=5)				
100%	Max	3.970673	99%	2.131518
75%	Q3	0.60318	95%	1.454612
50%	Med	0.155637	90%	1.111353
25%	Q1	-0.47218	10%	-1.393
0%	Min	-2.93837	5%	-1.91495
1%		-2.66482		
Range		6.909048		
Q3-Q1		1.075361		
Mode		-1.34952		

Extremes			
Lowest	Obs	Highest	Obs
-2.93837 (	208)	2.27121 (	404)
-2.93837 (	191)	2.317597 (	466)
-2.92245 (	341)	2.338055 (	354)
-2.92245 (	340)	3.105156 (	363)
-2.92245 (	338)	3.970673 (	443)



standardized residuals
 hrank-10 is true name of class

HRANK	Frequency	Percent	Cumulative Frequency	Cumulative Percent
7.0	7	1.1	7	1.1
7.5	23	3.8	30	4.9
8.0	30	4.9	60	9.8
8.5	32	5.2	92	15.1
9.0	51	8.3	143	23.4
9.5	114	18.7	257	42.1
10.0	174	28.5	431	70.5
10.5	105	17.2	536	87.7
11.0	50	8.2	586	95.9
11.5	15	2.5	601	98.4
12.0	8	1.3	609	99.7
13.0	1	0.2	610	99.8
13.5	1	0.2	611	100.0

standardized residuals
 Univariate Procedure
 Variable=SRESID

Moments

N 611
 Mean -0.00003
 Sum Wgts 611
 Sum -0.01698