

REPORT OF THE 2006 ATLANTIC SWORDFISH STOCK ASSESSMENT SESSION

(Madrid, September 4 to 8, 2006)

SUMMARY

The objective of the meeting was to conduct an assessment of northern and southern Atlantic swordfish, following the request from the Commission contained in the [Rec. 02-02] and [Rec. 03-03] by ICCAT. A review of information used in the assessment was conducted by the Group including the conclusion of the ICCAT 2006 Swordfish Stock Structure Workshop held in March. Projections were carried out using different approaches. The Group also evaluated recovery scenarios for both northern and southern Atlantic swordfish.

1. Opening, adoption of the Agenda, and introductions

The meeting was held at the ICCAT Secretariat in Madrid. Mr. Driss Meski, ICCAT Executive Secretary, opened the meeting and welcomed participants.

Dr. John Neilson (Canada), meeting Chairman, welcomed meeting participants (“the Group”) and thanked the Secretariat for the effort made to prepare the meeting. Dr Neilson proceeded to review the Agenda which was adopted without changes (**Appendix 1**). In reviewing the Agenda, Dr. Neilson reminded participants that it had been prepared to address the objectives presented in the Swordfish Workplan for 2006 (**Appendix 2**).

A list of meeting participants is attached as **Appendix 3** and the list of scientific documents presented at the meeting is attached as **Appendix 4**.

Drs. Travassos (Brazil) and Neilson chaired the sessions for the southern and northern Atlantic stocks, respectively. The following participants served as Rapporteurs for various sections of the report:

<i>Section</i>	<i>Rapporteurs</i>
1, 10, 11	P. Pallarés
2	G. Scott
3	J. Neilson, P. Travassos
4	J. Mejuto, K. Yokawa
5	M. Ortiz, S. Paul
6	C. Porch, L. Brooks
7	C. Porch, V. Restrepo, L. Brooks
8	C. Porch, L. Brooks
9	J. Neilson

2. Review of recommendations from the 2006 SWO Stock Structure Workshop

A Workshop on swordfish stock structure took place in Crete in early 2006, in response to Resolution [99-03], at which 13 scientific documents on swordfish biology were presented (SCRS/2006/010). While the delineation between stock boundaries remains imprecise, the results of the research presented gave general support to the stock structure currently assumed for Atlantic Swordfish (Mediterranean and North and South Atlantic stocks). The Workshop agreed that delimitation between these three stocks cannot be improved upon without intensified collaborative and multi-disciplinary research. Similarly, the classification of swordfish caught near the boundaries to their stock of origin is subject to uncertainty and cannot be made accurately without intensified collaborative and multi-disciplinary research taking into account fine-scale (e.g., 1° squares) and quarterly sampling strata. A summary of the available information regarding stock structure is provided in SCRS/2006/010 and repeated in this report in **Table 1**.

Considering these conclusions, the Group concluded that the traditional North and South Atlantic management units would continue to be used as the basis for the current assessments.

3. Biological data, including tagging information

Three papers were presented at the meeting pertaining to this subject. SCRS/2006/119 presented an analysis of the genetic and growth patterns of three swordfish specimens (two males and one female) tagged with traditional tags and later recaptured over a period of time ranging from 2.7 to 5.4 years. Two of these specimens were tagged and recaptured in the NW Atlantic, while the third individual was tagged and recaptured in the NE Atlantic. These three specimens were genotyped for four microsatellite loci and were analyzed together with additional genotyped specimens from Atlantic and Mediterranean areas using a Bayesian cluster analyses. The results suggest that the three recaptured swordfish have a genetic profile that is characteristic of the Atlantic. The growth patterns were seen to differ in two of the specimens analyzed (male and female): the male was assumed as a single ring pattern, while the female was found to have a mostly double ring pattern. The age estimation of these two specimens according to these observations was consistent with previous growth studies. The third specimen that is known to be a male at least 6 years of age, tagged and recaptured in the NW Atlantic, was not consistent with previous growth studies. The authors concluded that more work is required to document the process and frequency of ring formation. The Group noted that these results, although based on a small sample, seem to imply that different ring formation rates may be found within a single stock of swordfish. If this conclusion is correct, this may further complicate investigations of direct age determination from hard parts of swordfish, a previous recommendation of the Group. The authors recommended improving the protocols for recaptures of tagged Atlantic swordfish made by all fleets to include the routine sampling of tissues and hard parts.

The second document (SCRS/2006/031) was originally intended for presentation at the March 2006 Swordfish Stock Structure Workshop, but the authors were unable to attend. The paper was tabled for the information of the Group. The paper described the artisanal swordfish fishery off the Côte d'Ivoire. The fishery is exploited using drifting gill nets and is located in waters off Abidjan at the limit of the continental shelf. The fishery has been operation for more than 15 years. An analysis of the length composition of fish landed from 1988 to 2004 was done, and indicated that most of the landed catch had not reached the length of first maturity. The authors discuss the implications of this finding in terms of impacts on the population, and compare with other swordfish fisheries employing similar fishing gear.

Document, SCRS/2006/118 provided biological information on size and sex-ratios at size from fishing areas near Uruguay, south of 25° latitude S. The sex-ratio at size observed was characteristic of a “feeding region” as described for other Atlantic regions, with a linear increase of the female percentage over size, confirming previous data and assumption for this region. Sporadic observations of males as large as 290 cm LJFL were also noted.

Concerning tagging, the Secretariat made the updated database available to the Group. The Group recalled that this database had been useful during the stock structure Workshop in Crete. It was noted that the Secretariat should remove tag positions at 0 degrees, which actually correspond with missing data. The resulting inferred linear movements from release-recovery data are given in **Figure 1**.

4. Catch data, including fisheries trends

4.1 Overview

Directed surface longline fisheries from Canada, EC-Spain and the United States have operated since the late 1950s or early 1960s in the North Atlantic. The harpoon fisheries have existed at least since the late 1800s in the NW Atlantic. Other directed swordfish fisheries include longline fleets from Brazil, Morocco, Namibia, EC-Portugal, South Africa, Uruguay, and Venezuela, among other. Additionally, some driftnet activities occur around the Gibraltar areas, such Morocco, and in other Atlantic areas (e.g., off the coast of West Africa).

The primary by-catch or opportunistic fisheries that take swordfish are tuna fleets from Chinese Taipei, Japan, Korea and EC-France. The tuna longline fishery started in 1956 and has operated throughout the Atlantic since then, with substantial catches of swordfish in some years that are produced as a by-catch in their fisheries

targeting different tuna species. **Figure 2** shows the geographical distribution of swordfish catches in the Atlantic.

As a result of ICCAT and domestic regulatory recommendations, there were significant recent events during the last decade in the fisheries of some nations. Starting in February 2000, Japanese vessels fishing in the North Atlantic were domestically required to discard all swordfish as the Japanese block quota had been reached. In 2001, U.S. pelagic longline fishing was prohibited or restricted in five areas and times to reduce incidental catches including juvenile swordfish and by-catches. The Canadian directed swordfish fishery, which used to continue into October, since 1999 has finished at the end of August due to reduced quota. Finally, a further change in the fishery has resulted from changes in technology, i.e. there has been a change in the type or style of longline gear used by many Spanish vessels that have changed from the traditional multifilament to monofilament gear. The Group noted these recent developments and their potential effect on the available data, its continuity and complexity and therefore its interpretation. Specific research actions concerning these issues are needed in the near future.

The SCRS scientists believe that ICCAT Task I landings data provide minimum estimates because of unreported catch of swordfish made in association with illegal, unreported and unregulated (IUU) fishing activities. However, the amount of NEI swordfish catch by IUU vessels was not estimated during this meeting.

Total Atlantic

The total Atlantic estimated catch of swordfish (North and South, including reported discards) reached 24.830 t in 2005 which represented a significant decrease from the historical peak of 38.624 t in 1995 (**Table 2** and **Figure 3**). As a substantial number of countries have not yet reported their 2005 catches and because of unknown IUU catches, this value should be considered provisional and subject to further revision.

North Atlantic

For the past decade, the North Atlantic estimated catch (landings plus discards) has averaged about 14,200 t per year (**Table 2** and **Figure 3**), although the 2001 reported landings and discards were already reduced to 10,011 t because the ICCAT regulatory recommendations. The reporting of catches in 2005 (including discards) represent a 40% decrease since the 1987 peak in North Atlantic landings (20,236 t), in response to ICCAT recommendations. These reduced landings have also been attributed in the past to shifts in fleet distributions, including the movement of some vessels years to the South Atlantic or out of the Atlantic. In addition, some fleets, including at least the United States, EC-Spain, EC-Portugal and Canada, have changed operating procedures to opportunistically target tuna and/or sharks, taking advantage of market conditions and higher relative catch rates of these species previously considered as by-catch in some fleets.

South Atlantic

The historical trend of catch (landings plus discards) can be divided in two periods: before and after 1980. The first one is characterized by relatively low catches, generally less than 5,000 t (with an average value of 2,300 t). After 1980, landings increased continuously up to a peak of 21,780 t in 1995, levels that match the peak of North Atlantic harvest (20,236 t). This increase of landings was, in part, due to progressive shifts of fishing effort to the South Atlantic, primarily from the North Atlantic, as well as other waters. Expansion of fishing activities by southern coastal countries, such as Brazil and Uruguay, also contributed to this increase in catches. The reduction in catch following the peak in 1995 resulted from regulations and partly due to a shift to other oceans and target species. In 2004, the 12,902 t reported catches were about 40% lower than the 1995 reported level. The reported 2005 catch is 12,687 t, and should be considered provisional and probably an underestimate.

4.2. Recent developments

Because of the broad geographical distribution of the Atlantic swordfish in coastal and offshore areas, generally ranging from 45°N to 45°S, this species is available to a large number of fishing countries (see **Table 2** for details). However, information about fishing activities and new developments is only available for some fishing countries and reported to this working group. Argentina has provided information about minor fishing activities in the South Atlantic during recent years, suggesting fishing activity since the 1980 probably incompletely reported during some periods. Vanuatu has also reported recent catches in the North Atlantic for 2004 and 2005. The Group notes that the summaries below are limited to those reported directly to the meeting. The reports received represent 90% of the total N. and S. Atlantic landings for recent years.

Brazil: Up to 1979, swordfish were caught as by-catch in the tuna longline fishery and annual catches in general did not exceed 500 t. During the eighties some opportunistic catches were taken in directed swordfish fishing, which resulted in increased catches that, in some years, were around 1,000 t.

Up to 1990 the majority of foreign chartered longliners were Japanese flagged vessels that started operations in 1977 targeting yellowfin and moved to bigeye. From 1991 through 1994, Chinese Taipei flagged vessels comprised the major part of the chartered fleet and albacore replaced bigeye as the target species. In more recent years, this fleet has been comprised mainly of medium-sized vessels that operated targeting either yellowfin or bigeye to supply the fresh tuna market.

It was only in 1992 that direct swordfish fishery was introduced in Brazilian waters, by foreign flagged chartered vessels using monofilament longline. Starting in 1994, Brazilian longliners began to change to the monofilament longline and the major part of the Brazilian longline fleet is now targeting this species. In 1996, Spanish flagged leased vessels started operations in Brazilian waters targeting swordfish.

As a result of an increased number of vessels conducting directed swordfish fisheries and due to the expansion of the fishing area to offshore waters, swordfish catches increased continuously until 1999 when the highest catch of 4,721 t was recorded. Since then, some chartered vessels targeting swordfish stopped operations and catches have shown a decreasing trend levelling off around 3,000 between 2002 and 2004. In 2005, longline catches increased again, up to 3,785 t, showing an increase of about 30% in relation to 2004. This increase in swordfish catches was mainly the result of an increase of the fishing effort.

Canada: Canadian swordfish landings in 2005 were 1,558 tons, taken by longline (1,364 t) and harpoon (193 t). Based on data from at-sea observers, an estimated 106 t were discarded dead from the longline fleet. Only 48 of the 77 licensed longline vessels landed fish in 2005, a significant decrease relative to the mid-1990s when all, or nearly all, of the swordfish longline licenses were active. The reduced effort in recent years is a result of a combination of factors including reduced quota, increased opportunities for fishing other species, relatively low market value, and the introduction of an Individual Transferable Quota (ITQ) management system in 2002. Prior to the inception of ITQs in 2002, pelagic longliners targeted “tunas” early and late in the season, before and after the swordfish quota was caught. Under the ITQ system, longliners use their quota for swordfish or use it for by-catch to target the tunas. This has resulted in a longer fishing season for swordfish than in previous years, ending in November, rather than September.

Chinese Taipei: The Chinese Taipei longline fishery started its operation in the Atlantic Ocean in the 1960s and has fished widely throughout the Atlantic, targeting mostly on albacore, bigeye or yellowfin tunas in the 1990s. Swordfish was mainly a by-catch to the tuna fishery, although some small longliners had been targeting the species for fresh fish market and some large longliners had access in the past to fishing in the Brazilian waters for swordfish seasonally. For the northern stock, the annual catch was less than 300 t in the 1980s and increased to 400-600 t during 1991-1997. The increase was mainly due to the development of deep longline operations in the tropical area for bigeye and yellowfin tunas. Due to an additional catch reduction regulation by ICCAT, the catch decreased to a level of 300 t. The catch was further decreased to a preliminary estimate of 140 t in 2005. For the southern stock, the annual catch was about 200-800 t in the 1980s, but increased to 850-2,900 t in the 1990s accompanied by an increase of deep longline operations. Due to the enhanced catch regulation, the catch was then reduced to around 1,100 t in 1998. The catch was further decreased to a preliminary estimate of 744 t in 2005.

EC-Portugal 2006: There have been a few changes in the Portuguese swordfish longline fisheries in recent years, further to those produced by regulations. The North Atlantic fleet has become more of a multi-species fishery, mostly due to changes in the market (increases in the price of other species like sharks). Additionally, many vessels have changed fishing gear, from traditional multifilament to monofilament gear (Florida style). Swordfish landings in 2005 amounted to 900 t in the North Atlantic and 493 t in the South Atlantic.

EC-Spain: An extensive description of the recent fishery, catch, effort and nominal CPUEs, is found in SCRS/2006/150, including North and South nominal catch per effort information for the period 1986-2004, as well as in documents previously presented. Landings in the North during 2005 were 5,521 t, a 21% decline from the peak landings reported in 1995. There were some changes in the Spanish fisheries in most recent years, additionally to those produced by regulations. As it was already reported over the past few years, the North Atlantic fleet has kept a multi-species fishery due to changes in the market (increases in the price of other species) and to a shift of some vessels out of the Atlantic. Additionally, most of the vessels have already gone

from the traditional multifilament to monofilament gear. In the South Atlantic reported catches for 2005 were 5,402 t, a 52% decline from the peak catches in 1995 (11,290 t).

Ghana: Swordfish are caught primarily from small drifting nets employed from large dugout canoes used off the central and western shores of Ghana. Swordfish are not targeted specifically but occur among other billfishes including the sailfish (*Istiophorus albicans*), blue marlin (*Makaira nigricans*) and white marlin (*Tetrapturus albidus*). Traditionally, fishermen living along the coast have been engaged in the fishery since its inception in 1974. There are currently over 400 drift gill net canoes operating with catches fluctuating annually between 50 to 700 t. No major developments have occurred in the fishery since it was introduced.

Japan: North Atlantic Japanese longliners discarded/released all their swordfish catch in the period between February 2000 and December 2003 because of domestic regulations. Though the Japanese government requested all Japanese longliners to submit their dead discarded and live released swordfish in the same format as the logbook, availability of these data from the reporting system is quite low (Yokawa, 2006). The number of dead discarded and live released swordfishes was reported every 10 day period although no information for the location of these catches was provided. This information was used in the estimation to the total catch. The Japanese government requested Japanese longliners to continue releasing their live swordfish catch after 2003 until the present. The amount of these live released catch was also estimated using the data from the radio reporting system. The estimated total catch (including live release) decreased from 1090 tons in 2000 to 396 tons in 2003, increased in 2004 to 926 tons, and decreased in 2005 to 324 tons. The estimated decreasing trend of the total catch in the 2000-2003 period was caused, at least in part, by the increase of the reporting ratio of swordfish to the radio reporting system. The ratio of vessels reported swordfish catches in 2000-2003 were largely lower than those in 2004 and 2005, when Japanese longliners are allowed to retain their dead swordfish catch. Japanese longliners are required to report their landings in the logbook system. The data of the radio reporting system in 2004 and 2005 are supposed to be more reliable than those in 2000-2003, as they require consistency between the data in the log-book and the radio reporting system. The observed decrease in the catch in 2005 is mainly due to the decrease of the number of longliners.

The South Atlantic swordfish catch of Japanese longliners fluctuated between 123 tons and 339 tons in the period of 2000-2005. This is mainly due to the yearly shift of the main fishing ground of Japanese longliners targeting bigeye tunas in the eastern tropical Atlantic laying across the boundary of the north and south stock units of swordfish. The effort of Japanese longliners in the recent years tends to be more concentrated in the upwelling areas where they can catch higher quality of bigeye tuna. This supposed to give the negative impact on the swordfish catches as the catch ratio of swordfish in these upwelling areas is generally lower than adjacent areas.

Morocco: A description of the fishery is provided in SCRS/2006/125. In Morocco, swordfish fish is currently carried out by a coast comprised of about 340 vessels, of which 20 operate in the Atlantic. These vessels use driftnet and surface longline as the major fishing gears.

However, in the Moroccan South Atlantic, swordfish have also been targeted in the last three years by a freezer longline fleet, with vessels measuring from 20 to 27 m in length. These vessels use surface longline as the fishing gear and they mostly land at the port of Dakhla. While their number does not exceed 10, these vessels fish mainly off the coast and their sets last from 10 to 20 days.

The major fishing zones are located in the area of the influence of the Strait of Gibraltar (5-30 nautical miles from the coast) and along the Moroccan South Atlantic coasts. Swordfish fishing is carried out during the two periods of passage of this recourse along the Moroccan coasts. These two periods are usually from April to November.

The Atlantic catches of swordfish have fluctuated in the last ten years between 114 t and 462 t. These have, however, shown a stable trend at about 325 t in the last three years. The catches taken by longline have increased slightly since 2003 and amounted to 325 t in 2005. It is important to note here that the geographic breakdown of the catches of this species is done according to the fishing zone where the catch is made, which is imperatively indicated in the ICCAT Statistical Document established to this effect. According to the Moroccan administrative sub-division, the catches made in the Strait of Gibraltar are included in the Mediterranean catches.

The size of the swordfish caught in the Strait of Gibraltar and in the Moroccan North Atlantic zone varies in a range from 85 to 260 cm. The average sizes in these areas are on the order of 146 cm and 137 cm fork length, respectively.

United States: For 2005, the provisional estimate of U.S. vessel landings and dead discards of swordfish was 2,424 t (2,162 landed North Atlantic and 262 dead discards NATL). This estimate is 10% lower than the estimate of 2,670 t for 2004.

Swordfish landings are monitored in-season from reports submitted by dealers, vessel owners and captains, NMFS port agents, and mandatory daily logbook reports submitted by U.S. vessels permitted to fish for swordfish. This fishery is also being monitored via a scientific observer sampling program, instituted in 1992. Approximately 8% of the longline fleet-wide fishing effort is randomly selected for observation during the fishing year. The observer sampling data, in combination with logbook reported effort levels, support estimates of approximately 19,559 fish discarded dead in 2005, representing an estimated 262 t of swordfish, overall. For the North Atlantic, the estimated tonnage discarded dead in 2005 is 262 t, of which 252 is estimated due to longline gear. Overall, the estimates of dead discarded catch declined by 5% (13 t) compared to the 2004 level. This fishery is still subject to domestic management actions including time-area closures and others implemented in 2000. During the year 2001, U.S. pelagic longline fishing was prohibited or restricted in the five areas and times shown in **Figure 4**. The three southern areas, (Charleston Bump, Florida East Coast, and Desoto Canyon), were selected, at least in part, to reduce the catch of swordfish <125 cm and other by-catch. The bluefin tuna area was closed primarily to reduce the catch of bluefin smaller than legal size for sale by U.S. fishers. Longline vessels were allowed to fish in the Northeast Distant Area if they participated in a turtle study and carried an observer. The number of longline vessels in the U.S. fishery targeting swordfish has declined steadily since the mid-1990s. Reported effort (hooks) declined initially but has remained fairly stable since 1998. Some of the effort previously reported from the Florida East Coast fishing area appears to have redistributed into the Gulf of Mexico and up to the South Atlantic and Mid-Atlantic Bight.

Uruguay: Document provides information on the Uruguayan fishery between 2001 and 2005 from its national observer program. The reported catches for 2005 from the South Atlantic were 843 t. Surface longline fishing started in 1969 in Uruguay with a tuna vessel that operated until 1974. There were no tuna vessels in operation from 1974 to 1981. In 1981 the activity was reinitiated with fishing by a longline fleet. In the 1981 to 1991 period this fleet, comprised of vessels of Japanese origin and fishing methods, was directed mainly at swordfish, yellowfin tuna and bigeye tuna, except for some Chinese vessels that operated approximately one year and targeted albacore. These vessels ceased operations in 1992, with the introduction of a fleet of longliners of American and Spanish origin, with the corresponding change in the fishing method. Currently, the vessels that fish are almost all reefers (“fresqueros”) which use an American type drift monofilament longline and their main target species is swordfish and, to a lesser degree, bigeye tuna and yellowfin tuna, as well some shark species. The major fishing area during the entire period was the Uruguayan Exclusive Economic Zone and adjacent international waters, between 30° and 38° South latitude. However, during the initial period some vessels fished in extensive areas of the Atlantic Ocean. During the first stage (1981-1991), the fleet reached 13 vessels, all of them large freezer vessels. Since 1991 only one vessel has operated, although currently the fleet has reached 12 vessels, mostly less than 24 m. The catches for the 1982-2005 period varied between 156 t (1991) and 1,927 t. (1984), fluctuating at about 800 t in the last 10 years.

4.3 Catch data

The Secretariat presented summarized catch tables by gear and country (**Table 2**). The Group noted that many fleets had not submitted data in time for the assessment. For the purposes of the analyses used in the assessment, data for 2005 were carried over from the previous years for those fleets that did not submit data. Affected countries in the North were Barbados, Philippines, St. Vincent and the Grenadines, Senegal, and UK Bermuda. In the South, a roll-over of landings from 2004 to 2005 was necessary only for the Philippines (1 t).

Vanuatu also reported landings in 2004 and 2005, representing the first time that country reported North Atlantic swordfish landings. Vanuatu and Saint Vincent and the Grenadines catches which had been reported as unclassified areas were assigned to the North Atlantic. Further, the Group reviewed the landings of Nigeria (south Atlantic), and considered the issue raised in the 2002 assessment of an unusually large catch (857 t) reported in 1994. Given that there were no landings of that magnitude in adjacent years for that country, and based on further information received by the Secretariat, a decision was made to omit this value from the catch table.

The size information and the catch data available during the meeting were reviewed by the Group. The Secretariat noted that the majority of the 2005 information was submitted after the deadline, and consequently some delay was encountered in the work to assimilate and disseminate the data. For the Northern stock, updated

catch at size or size-sampling information data since the last assessment were reported for the following nations/fleets and years:

- Japan 1998-2005
- USA 2001-2005
- Spain 2001-2004
- Canada 2001-2005
- Chinese Taipei 1981- 2004
- Morocco gillnet 2001-2005
- Portugal longline 2001-2005
- Venezuela gillnet 2001
- Mexico longline 2001

For the Southern stock:

- Chinese Taipei 1981-2004
- Spain 2001-2004
- Brazil longline 2001 to 2005
- Namibia for 2001 and 2005
- South Africa 2001 to 2005
- Portugal 2002 and 2005
- Côte d'Ivoire 2003 and 2004
- Japan 2001 to 2004

To update the catch at size created during the last assessment in 2002, the Secretariat presented the substitution table for the years 2001 to 2005 for the North and the South Atlantic stock (**Tables 3 and 4** provide details of the substitutions made for years 2001-2005 for the north and south stocks, respectively). With some small changes, the Group accepted the proposals made by the Secretariat to create the catch at size. The Group further recommended that this table become the template for further updates of the catch at size information for these stocks. Following the procedures of the 2002 stock assessment, the “unisex” Gompertz growth curve adopted by the Group since 1989 was used to convert catch at size to catch at age using the AGEIT program. The resulting catches at age matrices are shown in **Table 5** and **6** for the north and south stocks, respectively.

5. Relative abundance indices

5.1 Relative abundance indices – North

Indices of abundance by age combined sex for north Atlantic swordfish stock show consistent patterns for all ages (2-5+) between the different target fisheries, only the by-catch fisheries show a divergent trend. For ages 3 to 5+, indices indicated an increase in biomass since 2000 for age 3, and since 1998 for age 5+ (**Figure 5**). In contrast, for age 2 indices show a decline in recent years compared to 1999. No updated index was available for age 1 recruits in the recent period. The biomass index that included all major fisheries shows a slightly increasing trend from 1998 through 2005 (**Table 8 and Figure 6**).

The biomass index for the North Atlantic swordfish stock was created during the meeting (SCRS/2006/129). Data from Canada, Japan, USA, Portugal and Spain were submitted by their scientists, and from those 5 series, the data from Canada, Japan, USA, and Spain were standardized using a GLM assuming a delta lognormal distribution (**Table 7 and Figure 5**). Concerns regarding the reliability of the Japanese catch data since 2000 were raised by the Japanese scientist due to the low reporting of discarded and released swordfish. The Group recommended excluding the information from 2000 to 2005 from the standardization of catch rates. Following the 2002 assessment, the biomass index was restricted to the periods 1963 to 1970 and 1975 to 2005. In the past, only positive swordfish catch records were included, and although the proportion of zero catch is low (less than 5%), it was considered by the authors appropriate to use a delta lognormal model rather than excluding data. Other modifications of the standardization model included the re-categorization of the target factor. In the past, this factor considered 10 levels (10% increments of the percentage from 0 to 100%), while in the present analysis the target variable was defined in 4 groups, as 25% percentiles increments. This change gives a more balanced input matrix and reduces the number of parameters estimated. Further discussion with the Group indicated that data from the Spanish fleet may require further revision, in particular for the classification of the gear type. It

was decided by the Group to exclude the data classified as gear “multifilament” from 2001 forward from the Spain input data from the current analyses.

Standardized, age-specific catch rate information for the North Atlantic swordfish stock from the Canadian (SCRS/2006/116) and U.S. (SCRS/2006/124) longline fisheries were updated through 2005 using previously presented analyses. Age-specific CPUE of swordfish caught by Japanese longliners in the North Atlantic was presented for the period 1975-2005 (SCRS/2006/021), standardized using the methods from the 1999 assessment (Anon., 2000). For the period February 2002 through December 2003, Japanese longliners discarded all their swordfish catch, and continuing from 2003 to the current period, Japanese longliners continue releasing their live swordfish catches. Data from the radio reporting system, which report the number of live and dead swordfish releases in 10 day intervals (without information for the location of these catches), was used in the estimation of live and dead discards. Standardized CPUE showed unrealistic drops for the period 2000-2003 for all age groups, coinciding with a period of low reporting. This strongly indicates that the estimated abundance index values in 2000-2003 underestimated the level of the stock. Thus, the Group resolved not to use these values in the stock assessment. The available standardized CPUE from the Spanish longline fleet was from the 2002 stock assessment, updated to 2001 (Anon., 2003).

Table 7 and **Figure 5** present scaled age-specific standardized catch rates available for the VPA assessment of the North Atlantic stock.

According with the 2006 Workplan and because not all fisheries have age- and -sex specific indices, it was agreed that VPA analyses would be restricted to age-specific, combined sex evaluations. The Canadian age-specific, combined sex index used in the VPA was estimated at the meeting by adding the standardized CPUE of males and females of each age class (age 2-5+) and the variance of this pooled index was estimated as the sum of the variance estimates for each sex.

The Group observed that indices of abundance for swordfish by age and sex, or age combined sex, were calculated using different growth models. It was recommended that future evaluations used consistent growth models for standardization purposes but also for the methods of sizing and ageing the catch information.

5.2 Relative abundance indices – South

For the 2006 assessment, there was improvement in the information level available from fisheries harvesting southern Atlantic stock swordfish (**Table 9, Figure 7**). Nominal and standardized catch rate patterns from several fisheries were provided and fell into two general patterns, generally reflecting targeted and by-catch fisheries (**Figures 8 and 9**). Although the by-catch and targeted fisheries patterns were similar in the early part of the available time-series, the patterns diverged starting in the mid 1990's and without additional research it will not be possible to resolve if either pattern best reflects the total biomass trend. It was noted that there was little overlap in fishing area and strategies between the by-catch and targeted fleets used for estimating CPUE pattern, and that the by-catch and targeted fisheries CPUE trends could track different components of the population. This view was supported to some degree by the limited size-frequency information for southern stock swordfish catch, but much additional research and data collection would also be required to test this hypothesis.

5.2.1 Swordfish targeted fisheries

Two standardized CPUE indices from Brazilian swordfish targeting fleets were presented at the meeting. Document SCRS/2006/126 presented results from a cluster analysis to investigate changes in target species and fishing strategy of the Brazilian longline fleet (chartered and national) from 1978 to 2005. The cluster analysis successfully grouped the longline sets by the target species, clearly reflecting the differences among fleets as well as in the fishing strategies. The database generated by that analysis was then used to standardize the CPUE of swordfish caught by the Brazilian longline fishery from 1978-2005 (SCRS/2006/127). Results suggest that the use of cluster analysis to previously group the longline sets as a way to take into account the targeting strategy might be an important tool to generate standardized CPUE series by the GLM method, particularly in the case of a fishery, such as the Brazilian tuna longline fishery, made up by several fleets, with a high degree of variance in the fishing strategy over time. It was recognized, however, that one potential bias of that method is that the cluster analysis will not consider a set as targeting swordfish if swordfish catches are null or if its proportion is considerably lower than those obtained for other fish species in the same set, a flaw that could result in artificially higher CPUEs. This bias, however, may have been minimized by including all clusters as a factor in the GLM analysis. It was also noted that the use of aggregated data by fleet, for instance, not considering the

proportion of catches in each set, may cause an opposite bias, since a variable part of the fishing effort deployed by it might not have been directed to the expected target species, thus artificially lowering its relative abundance.

Discussion of this approach resulted in a recommendation to investigate the method through simulation to permit evaluating the potential sources of bias in approach. Such simulations have been carried out for simpler methods which use catch of other species to index the degree of targeting (SCRS/00/21). That set of simulations found that certain approaches using catch of other species could lead to serious bias in measures of relative abundance. The Group was concerned that the methods may have introduced a positive bias in the inferred relative abundance trend and believes that the pattern resulting may be an overly optimistic representation of the recent trend in southern Atlantic swordfish biomass.

The Group suggested a comparison of standard CPUE estimates derived from cluster analysis against estimates using the proportion of swordfish catch to other species catch, a common approach used in other standardization models. The Group also suggested the application of the cluster analysis in the summary of trip data. It was argued that within a trip, the likelihood of shifting fishery tactics is smaller compared to different trips, as captains have economic objectives that determined the objective of their trip. This may be applied primarily to oceanic trips, rather than coastal-short trips where normally the catch is more opportunistic. In general, the Group recognized the importance of evaluating catch rates as a function of the catch composition. Whether using cluster analysis, proportions of catch or direct measurements of targeting, this factor has shown to be very important in standardization analyses.

Catch and effort data (1971-2005) of swordfish caught off southern Brazil by the tuna fleet based in Santos were also standardized using a GLM approach, and AIC and deviance analysis to select the relevant factors (SCRS/2006/117). The final standardized index showed fluctuations without a clear trend for the whole period. This is generally associated to changes in fishery strategies, but the use of data aggregated by month does not allow the model to clearly explain the target. The result suggests that the swordfish from the south Atlantic stock is not strongly affected by the fishery. However this interpretation must be carefully analyzed due to the low fishing effort of Santos longliners and the small area of operation. It was suggested by the Group to split the series at the period of the longline type change. The Group also noted that the recent declining tendency in the Santos standardized CPUE was opposite in direction from the pattern modeled in SCRS/2006/127, especially if the time-series was separated to deal with the transition from multifilament to monofilament longline gear, which may have resulted in substantially higher per hook catch rates for swordfish (and other species), as seen in other fleets. Further research into methods to control for this feature was recommended.

A nominal CPUE index for Uruguay was presented in document SCRS/2006/118. Swordfish catch and size information was collected by the *Programa Nacional de Observadores de la Flota Atunera-PNOFA* (National Observer Program of the Tuna Fleet) and catch from logbooks of the pelagic longline fleet of Uruguay from 2001-2005 were presented. The percent of coverage was 7% and 35% of the total effort of the fleets, respectively. Preliminary analyses focus on the spatio-temporal distribution of effort and catch by size. A total of 9,604 fish were measured (66-455 LJFL cm). In addition, ratios of sex by size were evaluated and compared to other areas. It was observed the increase of female proportion in function of size. Catch rates were analyzed by size categories, < 125 LJFL cm, 125-160 LJFL cm, and > 160 LJFL cm, and by area and season. Results indicate that smaller fish concentrate near the coast in the fall-spring time, while large animal show a more oceanic distribution with an apparent trophic migration between northern and southern areas following main prey species.

The Group suggested that attempts be made to standardize the Uruguayan catch rate data to permit more direct comparison with the results from other swordfish fleets in the region.

SCRS/2006/128 used GRASP (Generalized Regression Analysis and Spatial Prediction) to map the spatial distribution of swordfish in the south Atlantic, based on generalized additive models (GAMs) relating catch to environmental predictor variables. Catch information from 38,000 Brazilian pelagic longline sets from 1980 to 2000 and size frequency data from 5,000 longline sets from 1982 to 2000 were obtained from ICCAT database. The results highlighted the importance of environmental variables for the fishery and for the spatial distribution of different size classes of swordfish (small, intermediate and large). The distribution of swordfish was closely associated with convergence zones (inter-tropical and sub-tropical), especially in the months of greatest intensity. Spatial distribution patterns differed for the three studied size classes. The smallest size classes were found mainly in coastal zones and in areas with a shallow mixed layer (< 20 m). In contrast, intermediate sized swordfish were mostly associated with the inter-tropical convergence and mixed layers of more than 20 m depth, while large swordfish was more common in the vicinity of the sub-tropical convergence zone.

In addition, a nominal CPUE series was available from EC-Spain (1988-2004, see SCRS/2006/115), a pattern which was also generated at the meeting based on ICCAT Task II data. In the future, a standardization of these data should be attempted, taking into account the transition to monofilament gear.

5.2.2 *Non-swordfish targeted (by-catch) fisheries*

Two documents on standardized by-catch swordfish CPUE from the pelagic longline, non-targeted fisheries of Japan and Chinese Taipei were presented.

The CPUE index (number/1000 hooks) of swordfish caught by Japanese longliners in the South Atlantic was standardized by a delta lognormal model, using set by set data for the period between 1967 and 2005 (SCRS/2006/021). The biomass index of the south Atlantic swordfish was also estimated using the values of standardized CPUE in number and the calculated average weight of the catch in each year. In recent years, effort has declined and has been concentrated in the northeastern part of the south Atlantic where lower catch rates of swordfish have been observed due to the influences of strong up-welling. It is difficult to believe that the model used in the CPUE standardization can fully adjust for the effects of these shifts of the fishing effort. The Group considered the estimated abundance/biomass indices are underestimating the current stock level to some extent.

Document SCRS/2006/120 describes the standardized by-catch CPUE from Chinese Taipei. Catch rates were developed by applying a GLM approach assuming a delta lognormal error distribution, with main explanatory variables of bi-month, geographical area and fishing target species. Three sets of area definitions were considered in the standardization runs with north boundary assumptions of the south stock at 5°N and 15°N and the results are almost identical. A sharp decrease was noted since 1997/98 towards 2003 when the ICCAT Recommendation 96-08 and 97-07 on swordfish catch reduction were in effect. The Group discussed the ways to deal with this part of underestimated series including either drop that series or treat it as a separate series and agreed on the latter option.

In addition, nominal CPUE series were made available from Ghana for the years 1990-2004.

Table 9 and **Figure 7** show the various catch rate patterns available to the Group for the south Atlantic swordfish stock.

The Brazilian, Spanish, and Uruguayan data showed a similar trend of increasing CPUE for recent years (1996 on, although at differing rates). The Brazilian CPUE series provided the most optimistic scenario, a trend, however, that might be, at least partly, due to the standardization method used, which considered the target species, selected by a cluster analysis, as one of the explanatory variables in the model. Japanese and Taiwanese CPUE trends, however, showed an opposite trend, with CPUE continuously declining in recent years. The most pessimistic scenario was provided by the Japanese and Taiwanese fleets. The Japanese CPUE series might be biased downward due to the strong reduction of the fishing effort in the South Atlantic from 1985 to 2005, with a consequent shrinking of the fishing area, with a significant reduction of the effort in the areas of higher abundance of swordfish. The Japanese fishing effort not only declined over time, but also moved closer to the eastern side of the Atlantic.

For the 2006 assessment there was some improvement in the information level available from fisheries harvesting southern Atlantic stock swordfish. CPUE series from the targeted fisheries of Brazil and EC-Spain and from the by-catch fisheries of Japan and Chinese Taipei were applied in characterization of stock status (**Figure 8**). The Group also decided to consider a Composite index that utilized both target and by-catch datasets. The three catch rate patterns were constructed through a GLM Least Square Mean prediction (SAS code and inputs held in the ICCAT assessment archive) for each year in the time-series controlling for the source of the information and using the appropriate catch rate patterns rescaled to the respective time-series mean values for the period of common overlap (1989-2003). These input streams for GLM analysis are provided in **Table 10** and the output results in **Table 11**. In the case of the Chinese Taipei time-series, the catch rate pattern was divided into two periods (separated after 1997) to account for the likely impact of constraining quotas on the fleet not controlled for in the standardization procedure applied in SCRS/2006/120. The patterns estimated were based on equal weighting between the series used.

Selection of indices for the model runs:

The decision to use the Composite CPUE pattern for the base case was seen as a compromise way forward in the short term. In the medium term, the Group should investigate alternative forms of analyses that can better accommodate both the By-catch and Target patterns, such as age- and spatially-structured models.

6. Methods and other data relevant to the assessment

6.1 Methods – North

6.1.1 Production model

In applying production models to North Atlantic swordfish, the Group used an updated version of the dynamic (non-equilibrium) model (ASPIC v5.05) adopted previously by the SCRS for several species including swordfish. This version of ASPIC is parameterized in terms of MSY , K , and $B(\text{first year})/K$, whereas the version of ASPIC used in the 2002 assessment (v3.82) parameterized the model in terms of r , K , and $B(\text{first year})/BMSY$. The model was formulated as in the 1994, 1996, 1999, and 2002 assessments, with the 1950 (starting) biomass constrained to equal $0.875 \cdot K$ (equivalent to $1.75 \cdot BMSY$). Least squares minimization was used. At previous assessments, numerous sensitivity analyses were conducted to evaluate sensitivity to this and other factors. Those trials indicated that the results of the assessment were largely unaffected by this assumption.

The data used in ASPIC production modeling and in the sensitivity analyses were the total North Atlantic reported catch from 1950 to 2005 including estimated dead discards (**Table 2**) and the CPUE biomass index described in section 5.1 (**Table 7** and **Figure 5**). At this assessment, several sensitivity analyses were conducted to evaluate the effect on the model of the different data filtering performed in the construction of the combined CPUE index. Those trials indicated that the results of the assessment were largely unaffected by the data filtering.

As ASPIC v5.05 permits fitting a generalized production model, a sensitivity analysis was conducted where the shape parameter ($BMSY/K$) was fixed to the value of the Fox exponential yield model ($1/e \approx 0.367$). A comparison of AICc values between the Schaefer and Fox fits did not provide convincing evidence that the Fox model should be preferred over the Schaefer fit. Therefore, the base model remains the Schaefer form ($BMSY/K=0.5$), although the relative stock status results from bootstrapping the Fox model are plotted with the Schaefer estimates for comparison.

As for further sensitivity analyses, the Group also applied the Bayesian statistical approach for stock assessment with a surplus production function described in SCRS/1999/085. These models were discrete time step models with harvesting occurring at the beginning of each year. The prior distribution for parameter r from SCRS/1999/085 was applied as the baseline prior for the North stock with a median value for r of 0.42 and CVs of 0.49. The baseline prior for the starting biomass in the North stock run had the same mean value as was assumed in the baseline ASPIC runs and a CV of 0.25. The same baseline catch and catch rate data used in the ASPIC runs were applied in the Bayesian estimation.

It should be emphasized that the lumped biomass production models assume that the input CPUE series are proportional to biomass with some degree of random variation and both can give misleading results when this assumption is violated. The indices of biomass were assumed to be lognormally distributed.

6.1.2 Virtual population analyses

Virtual population analyses were conducted for the North Atlantic stock using program VPA-2BOX (see ICCAT catalog). Catch-at-age data were derived for 1978-2005 from catch-at-size using the unisex Gompertz growth equation (see **Table 5**). Only 5 age groups (age 1 to 5+) were used owing to the inability to reliably age older male fish. The VPA was calibrated using 17 age-specific, unisex catch rate indices (**Table 7**, **Figure 5**) developed for Canada (ages 2-5+), Japan (ages 3-5+), Spain (ages 1-5+) and United States (ages 1-5+). The indices were assumed to be lognormally distributed with identical coefficients of variation (equally weighted). The natural mortality rate was fixed at 0.2 yr⁻¹. The fishing mortality rates in the last year were estimated for every age except the last (which is modeled by the F-ratio). The F-ratio (ratio of the fishing mortality rate on the oldest age to that of the next younger age) was estimated for two blocks of years (1978-1982 and 1983-1987) and fixed to 1.0 for the remaining years as was done in the previous assessment to account for changes in the transition of the fishery from coastal to oceanic waters. A sensitivity run was conducted where the F-ratio for the last time period was estimated rather than fixed.

In order to evaluate the variability of the fit to 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 500 sets of new index points. The VPA was then applied to each of the 500 new data sets and the median values with their 80% confidence intervals computed.

6.2 Methods – South

For the 2006 assessment there was some improvement in the information level available from fisheries harvesting southern Atlantic stock swordfish. CPUE series from the targeted fisheries of Brazil and EC-Spain and from the by-catch fisheries of Japan and Chinese Taipei were applied in characterization of stock status (**Figure 8**). The group also decided to consider a Composite index that utilized both target and by-catch datasets.

Version 5.05 of the ASPIC production model software, which is in the ICCAT software catalogue, was used. Initially, 12 runs were made using combinations of these three indices, two model formulations (Logistic or Fox/Gompertz), and two initial conditions (estimate the ratio B_{1970}/K or fix it at 1.0). Least squares minimization was used.

7. Stock status results

7.1 Stock status – North

7.1.1 Production models

Results from the North Atlantic Base Case ASPIC model, which the Group considered to be the best estimate, are shown in **Table 12** and **Figure 10**. The estimated relative biomass trend shows a consistent increase since 2001. The bias corrected deterministic outcome indicates that the stock is almost at B_{MSY} (**Figure 11**). The relative trend in fishing mortality shows that the level of fishing is less than in 2001, and has consistently been below F_{MSY} since 2001. The estimate of stock status in 2005 is improved compared to the estimated status from the 2002 assessment, and suggests that the stock is almost fully recovered. Overall the stock was estimated to be somewhat less productive than the previous assessment, with the intrinsic rate of increase, r , estimated at 0.49 compared to 0.56 in 2002 (**Figure 12**). The combined biomass index shows a consistent upturn from the estimated 2001 value, and the index values for the most recent years are near the level estimated in the early 1990s (**Figure 13**). The high value in 1963 is not well fit.

The estimated stock status results from applying the BSP model sensitivity are shown in **Table 13**, and they are very similar to the base ASPIC estimates. The stock is estimated to be at B_{MSY} , and current fishing mortality is estimated to be less than F_{MSY} . The posterior distributions for MSY and B_{2006}/B_{MSY} are also similar to the ASPIC bootstrap distribution, while the mode of the distribution of F_{2005}/F_{2006} is slightly less than the ASPIC bootstrap distribution (**Figure 10**). As in 2002, the posterior distribution for r is less than the ASPIC bootstrap distribution (**Figure 12**). However, the distributions from both models are closer to each other than in 2002. The fit to the combined index, and the residuals, are shown in **Figure 14**. As in ASPIC, the fitted CPUE underestimates values in early 2000 and overestimates values in 2003-2005, and the high value in 1963 is not well fit.

A comparison of production model runs in 2006 versus 2002 is shown in **Table 14**. Both production models gave similar results during the assessments, but between 2002 and 2006, the estimated stock productivity (r) in ASPIC was less in 2006 while for the BSP it was slightly greater.

Figure 15 shows scatterplots of bootstrapped estimates of the biomass and F ratios. The spread of the Logistic fits suggest some probability that current F is exceeding F_{msy} and/or that current B is less than B_{MSY} , whereas most of the bootstraps from the Fox fit suggest that current B is greater than B_{MSY} and current F is less than F_{MSY} . The fit of the Fox model was not better than the Logistic model.

7.1.2 Virtual population analyses

The Base Case estimates of abundance, fishing mortality and biomass are given by age in **Tables 15, 16** and **17**, respectively. In general, the estimates are similar to the results for the 2002 base case. The estimates of recruitment (age 1) generally fluctuate between 400,000 and 700,000 fish except for 2005, when recruitment is estimated to be over 800,000 (**Figure 16**). The 2005 estimate, however, is highly uncertain. The estimates of the

abundance of age 2 follow a pattern similar to that exhibited by age 1 with a 1-year lag (**Figure 17**). The estimates of spawning biomass (age 5+) indicate a strong decreasing trend with a recent upswing since 1999. Although somewhat variable, the estimated fishing mortality rates for all ages show an increasing trend until 1996, after which they decrease substantially (**Figure 17**).

The VPA fits to the indices of abundance are given in **Figure 18**. In general, the VPA results appear to be adequately averaging the variations in the indices (given the relatively low contrast in each of the CPUE time series). The median estimates of the bootstrap analysis were very similar to the original maximum likelihood predictions. Therefore, it does not appear that the model output is seriously biased with respect to the data. It is important to note however that the bootstrap analyses only account for the imprecision of the indices of abundance and do not account for uncertainties in the natural mortality rate, non-reporting of catches and other potential biases.

Yield per recruit and spawning biomass per recruit calculations for the base case were made using PRO-2BOX (see ICCAT catalog). The per-recruit and projection analyses used the same inputs so that the management advice from each would be consistent. Selectivity vectors were derived from the Base Case VPA using the geometric mean of the fishing mortality rates from the most recent three years. The geometric mean fishing mortality rates were then normalized by dividing by the highest value across all ages. Weight at age was derived from the 2005 catch at age for ages 1-4 and from the growth curve and average age of the plus group for age 5+ (as described in the documentation for PRO-2BOX). Future recruitment was assumed fluctuate around the levels estimated by the model between 1978 and 2004.

The estimated per-recruit statistics results are summarized in **Table 18**. The fishing mortality rate at which yield per recruit was maximized (F_{max}) was 0.28, $F_{0.1}$ was 0.15 and the fishing mortality rate estimated to result in an SPR of 30% ($F_{30\%}$) was 0.15. It should be noted that, in the case of constant recruitment (as assumed here), the MSY-related statistics are the same as those corresponding to maximum yield per recruit (e.g., $F_{MSY} = F_{max}$, $SSB_{MSY} = SSB_{max}$).

7.2 Stock status – South

Table 19 provides summary results for the 12 initial runs of ASPIC. The following general conclusions were drawn from this exercise:

- In terms of fitting, for each of the three CPUE datasets, the Fox (Gompertz) production function gave better results, especially for the By-catch and Composite patterns.
- As expected, the By-catch pattern data resulted in more pessimistic estimates of current stock status and productivity than did the Target pattern data. The Composite data resulted in intermediate estimates.
- Whether the ratio of initial biomass to K was fixed or estimated did not greatly affect estimates of current status.

Figure 19 shows the trends in estimated biomass and fishing mortality, as well as the fits to CPUE data, corresponding to the runs assuming a Fox model and estimating the initial biomass.

The Group noted that for the By-catch and Composite pattern CPUE data, the software had difficulty in fitting the 1967 CPUE which was much lower than the values in the years immediately following. The Group made sensitivity run with equivalent specifications to R3Av, but with LAV (Least Absolute Values) minimization instead of least squares. The LAV procedure is often espoused as being robust to outliers. A comparison of these two runs gave almost identical estimates of MSY, current F and current biomass; however, the initial biomass ratio estimates differed considerably ($B_{1970}/K=0.0003$ for the least squares option, and $=0.695$ for the LAV option).

The Group carried out bootstrap analyses of the three runs that gave the best fits to each dataset. **Figure 20** gives the resulting frequency distributions for the estimates of MSY, and current biomass and fishing mortality ratios.

The Group considered the available results in order to draw conclusions that would be useful to the Commission. There was general agreement that the results based on By-catch pattern CPUE and those based on Target pattern CPUE were likely unrealistic. Especially in the case of the By-catch data, it was pointed out that the estimates of MSY and intrinsic growth rate obtained could not be supported by current knowledge of swordfish population dynamics and historical catch levels. On the other hand, the Group believed that the recent increase in the Target pattern CPUE was more likely due to changes in catchability than it was to an increase in abundance, possibly

leading to an overestimation of the intrinsic growth rate. In conclusion, the Group decided to base its advice on the results obtained with the Composite CPUE data.

Although the by-catch and targeted fisheries patterns were similar in the early part of the available time-series, the patterns diverged starting in the mid 1990's and without additional research it will not be possible to resolve if either pattern best reflects the total biomass trend. It was noted that there was little overlap in fishing area and strategies between the by-catch and targeted fleets used for estimating CPUE pattern, and that the by-catch and targeted fisheries CPUE trends could track different components of the population. Therefore, the decision to use the Composite CPUE pattern for the base case was seen as a compromise way forward in the short term. In the medium term, the Group should investigate alternative forms of analyses that can better accommodate both the By-catch and Target patterns, such as age- and spatially-structured models.

Figure 21 shows scatterplots of bootstrapped estimates of the biomass and F ratios, obtained from the Composite data analyses using the Fox and Logistic models. Both sets of results are similar in central tendencies, although the spread of the Logistic fits suggest a greater probability that current F is exceeding F_{msy} . The goodness of fit of the Fox model was superior and the Group decided to use these results in the summary table.

Table 20 summarizes the estimates obtained with the Fox model. The bias-corrected estimate of MSY is close to 17,000 t (range 14,100 - 18,100). The estimated ratio B_{2006}/B_{msy} is 1.57 and the estimated ratio F_{2005}/F_{msy} is 0.42, suggesting that the stock is in good condition.

In summary, if the available CPUE information is used in a simple production model, two different conclusions are reached about the status of southern Atlantic swordfish. Using by-catch fishery data leads to overly-pessimistic results, while using target fishery data leads to optimistic results. The Group believes that neither of these alternatives is defensible, given the current state of knowledge of swordfish biology and the nature of the fisheries from which the CPUE patterns were obtained. As a result, the Group has based its base case analyses on a Composite CPUE pattern that has been constructed from both types of fisheries. Recognizing that further research is required in order to make better use of the available data, the results obtained indicate that the stock is in good condition: The current fishing mortality rate is below that which would produce MSY, and the current biomass is above that which would result from fishing at F_{msy} in the long term. The estimated MSY (about 17,000 t) is 33% higher than current landings.

8. Projections

8.1 Projections – North

8.1.1 Production models

Both production models were projected to the year 2010 under constant TAC scenarios of 9000 t, 10 000 t, 10 400 t, 11 000 t, 12 000 t, 13 000 t, 14 000 t, and 15 000 t. Catch in year 2006 was assumed to be the same as that reported for year 2005 (12 143 t).

Bootstrapped projections were run for ASPIC, and the bias corrected medians for all TAC scenarios are plotted in **Figure 22**. As the current relative biomass (2006) suggests that the stock is practically rebuilt, all projected TACs except 15 000 t (which exceeds MSY) maintain the stock at or above B_{MSY} through 2010. TACs above the estimated MSY (14,100 t) would project a decline in stock status. The same TAC scenarios were used for projecting the BSP model. Results from the BSP model suggest that a constant TAC of up to 13 000 t maintains at least a 50% probability of the stock remaining at or above B_{MSY} by 2010 (**Figure 23**). The BSP model estimated a slightly lower MSY compared to ASPIC (13 700 versus 14 100 t), so that TACs greater than MSY led to the stock dropping below B_{MSY} by 2010.

8.1.2 VPA Projections and recovery scenarios

Bootstrap projections were conducted using the Base Case unisex VPA results. Future selectivity was computed from the geometric mean of the fishing mortality rate estimates for 2003-2005. The weights for each age other than the plus group were assumed to be equal to the average weights from the catch observed in 2005 (consistent with the yield per recruit analyses). The average weight of the plus group was computed from the average age of the plus group using the unisex growth curve. The average age of the plus group in 2005 was inferred from the observed weight at age by inverting the growth curve (see documentation for PRO-2BOX). The observed 2005

catch (12,143 t) and 2005 TAC (14,000 t) were used for the first two years of the projections (i.e., 2006 and 2007, respectively). After that, future catches were set to one of the constant catch scenarios defined above for the production models. Future recruitments (age 1) were randomly drawn from the estimated values for 1978-2004 ('average' recruitment scenario). Because 2005 recruitment was not well estimated by the VPA models, the recruitment in 2005 was replaced by a random draw as well.

All projections indicate a short term increase in the median trajectory of spawning stock biomass from a little more than half of SSB_{MSY} in 2005 with the exception of the 15,000 t case (**Figures 24, 25**). Only TAC levels of less than 9,000 t were expected to achieve at least a 50% probability of the stock rebuilding to B_{msy} by 2009. These projections are somewhat less optimistic than the corresponding projections from 2002, largely owing to the somewhat lower estimates of recent recruitment.

The Group noted that the recruitment estimates from the VPA model for 1997-2001 were lower than the corresponding values from the Spanish longline index for age 1 by a factor of about 1.8 (**Figure 26**), suggesting the possibility that future recruitment might be considerably higher than was assumed in the projections above. Accordingly, deterministic projections were run assuming that recruitment from 2001 onward was equal to the average from 1978-2004 multiplied by 1.8 (971,412). The Group recognized that this value is greater than any that has ever been estimated for this stock and suggested it be regarded as a possible upper limit. Replacing the estimated recruitments for 2001-2005 also implies that the VPA is in fact underestimating the recruitment during those years. As expected, the high-recruitment projections are much more optimistic than the average recruitment scenario (**Figure 27**). Under this assumption, all TAC scenarios, including 15,000 t, are estimated to permit the stock to recover above SSB_{max} by 2009 and above SSB_{30%} shortly thereafter.

An additional sensitivity run was made where the F-ratio (F₅₊/F₄) for the last time period was estimated rather than fixed to 1. Unlike the previous assessment, the estimated value of 0.51 was statistically significant. The group did not offer any explanations for why the fishing mortality rate on age 4 fish might differ from that on older fish, but could not deny the possibility. It was recommended that this be explored further, particularly as the potential for recovery appears to be greater with this model than the base case (**Figure 28**).

8.2 Projections – South

The Group did not carry out projections for this stock.

9. Recommendations

9.1 Research and statistics

Stock structure. The Draft Report of the Swordfish Stock Structure workshop (Heraklion, March 2006) recommended intensified collaborative and multi-disciplinary research. In particular, the classification of swordfish caught near the boundaries to their stock of origin is subject to uncertainty and cannot be made accurately without intensified collaborative and multi-disciplinary research taking into account fine-scale (e.g., 1° squares) and quarterly sampling strata.

Catch. All countries catching swordfish (directed or by-catch) should report catch, catch-at-size (by sex) and effort statistics by a 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. Historical data should also be provided.

Ageing. The computer codes used for ageing swordfish in the Atlantic should be updated. The new sex-specific growth curves (SCRS/02/31) should be incorporated, and its impact in terms of the catch-at-age estimation, as well as its consistency with the tagging data should be evaluated before a new set of growth curves is formally adopted by the Group.

Discards. Information on the number of undersized fish caught, and the numbers discarded dead and released alive should be reported so that the effect of discarding and releasing can be fully included in the stock assessment. Observer sampling should be sufficient to quantify discarding in all months and areas in both the swordfish directed fisheries and the tuna fisheries that take swordfish as by-catch. Studies should be conducted to improve estimation of discards and to identify methods that would reduce discard mortality of swordfish. Studies should also be conducted to estimate the subsequent mortality of swordfish discarded alive; these are particularly important given the level of discarding due to the minimum size regulatory recommendation.

Target species. All fleets should record detailed information on log records to quantify which species or species-group is being targeted. Compilation of detailed gear characteristics and fishing strategy information (including time of set) are very strongly recommended in order to improve CPUE standardization. The recommendations made by the 2002 Methods WG meeting for looking at diagnostics in this context should be followed. The Group recommended the investigation of alternative forms of analyses in the south that deal with both the By-catch and Target patterns, such as age- and spatially-structured models.

Further, at-sea Observers should collect more detailed information on fishing strategy and target species. Finally, the Group recommended an investigation into the cluster analysis approach used to determine targeting in the Brazilian CPUE series through simulation to permit evaluating the potential sources of bias in the approach. It was also recommended to revise the standardization procedures for the Santos Brazil, catch and effort series to deal with the transition from multifilament to monofilament longline gear. Further research into methods to control for this feature was recommended.

Tagging. The Group recommended development of an experimental design for specific tagging applications such as estimating fishing mortality rates and/or migration patterns. An experimental design could be especially useful in evaluating the potential of applying traditional and pop-up tags to evaluate the exchange rates between Mediterranean and Atlantic stocks. In addition, the continuation of industry tagging on board commercial vessels should also be encouraged as the sample sizes are considerable, and there are clear benefits in terms of reporting rates and quality of recaptured tags.

Microconstituent analyses. A pilot microconstituent analysis study with a number of individuals collected from widely separated areas should be carried out to examine the potential resolution of this technique for delineation of stock subdivision and mixed stock composition in the Atlantic Ocean, Mediterranean Sea, and Indian Ocean.

CPUE. The Group is concerned that many of the age-specific indices of abundance show strong year-effects. It has been recommended that future CPUE analyses should focus on developing additional methods to explicitly incorporate environmental variability into the model. Consideration should be given to aggregating the CPUE trends by sex ratio-at-size area (rather than the current method of aggregating by nation). Investigations of the appropriateness of obtaining age-specific indices of abundance from independent analyses should be conducted, CVs should be presented with the analyses, and model outputs should be made comparable (e.g., from random and fixed effects models). Some attempt should be made to use stock assessment methods that can reconcile the contradictory trends in the target and by-catch CPUE series for the south (e.g., age/spatially-structured models). For the biomass indices, the influence of the level of aggregation of data should be examined. The United States should take steps to maintain the time series of CPUE data in their closed areas in order to maintain continuity in the monitoring of the fishery.

The Group recommended standardizing the Uruguayan and Spanish nominal catch rates.

Stock assessment methods. It is recommended that methods that better characterize and communicate uncertainty (e.g., Bayesian approaches) continue to be explored. In addition, future assessments should continue to move towards models that have more flexibility in fitting the data as originally collected. It is also recommended that models more fully incorporate biological information and the uncertainties associated with biological inputs.

Biomass Index. The Group recommended that Canadian longline biomass index in the 1960's showed a rapid decreasing trend, which was not consistent with anecdotal information from the Japanese longline fishery which, during those years, was broadly distributed throughout the North Atlantic. Given the importance of the Canadian series in establishing the history of the population, it is recommended that the early data be re-validated, if possible.

9.1 Management

The Group had not recommendations on management.

10. Other matters

The Group agreed to recommend that the next swordfish stock assessment be conducted in at least three years time (not sooner than 2009) in order to advance basic research and assessment methods. It should be noted that the data required for that session should be up to and including the year prior to the meeting.

11. Adoption of the report and closure

The Group thanked Drs Travassos and Neilson for the excellent work done during the meeting. The Group also recognized the helpful work of the Secretariat. A complete review of the report was made during the meeting and substantive issues dealt with in plenary. The detailed report was adopted during the SCRS Species Group meeting.

References

- ANON. 2000. Report of the ICCAT SCRS Atlantic Swordfish Stock Assessment Session (Madrid, Spain, September 27-October 4, 1999). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 51(4): 1001-1208.
- ANON. 2003. Report of the ICCAT SCRS Atlantic Swordfish Stock Assessment Session (Madrid, September 9 to 13, 2002). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 55(4): 1289-1415.

RAPPORT DE LA SESSION D’EVALUATION DE 2006 DES STOCKS D’ESPADON DE L’ATLANTIQUE

(Madrid, Espagne, 4 – 8 septembre 2006)

RESUME

L’objectif de la réunion visait à réaliser une évaluation du stock d’espadon de l’Atlantique Nord et Sud, conformément à une requête de la Commission incluse dans la [Rec. 02-02] et [Rec. 03-03] de l’ICCAT. Le Groupe a examiné les informations utilisées dans l’évaluation, et notamment la conclusion de l’Atelier sur la structure du stock d’espadon de 2006 de l’ICCAT, tenu au mois de mars. Des projections ont été réalisées à l’aide de différentes approches. Le Groupe a également évalué des scénarios de rétablissement pour l’espadon de l’Atlantique Nord ainsi que pour l’espadon de l’Atlantique Sud.

1. Ouverture, adoption de l’ordre du jour et présentations

La réunion s’est tenue au Secrétariat de l’ICCAT, à Madrid. M. Driss Meski, Secrétaire exécutif de l’ICCAT, a ouvert la réunion et souhaité la bienvenue aux participants.

Le Dr John Neilson (Canada), Président de la réunion, a souhaité la bienvenue aux participants à la réunion (« le Groupe ») et a remercié le Secrétariat pour les efforts qu’il avait déployés afin de préparer la réunion. Le Dr Neilson a passé en revue l’ordre du jour qui a été adopté sans modifications (**Appendice 1**). Lors de l’examen de l’ordre du jour, le Dr Neilson a rappelé aux participants que celui-ci avait été élaboré afin d’aborder les objectifs présentés dans le Plan de travail pour l’espadon de 2006 (**Appendice 2**).

La liste des participants à la réunion figure à l’**Appendice 3** et la liste des documents scientifiques qui y ont été présentés est jointe à l’**Appendice 4**.

Le Dr Travassos (Brésil) et le Dr Neilson ont présidé les sessions sur les stocks de l’Atlantique Nord et Sud, respectivement. Les participants suivants ont assumé les tâches de rapporteurs pour les diverses sections du rapport :

<i>Section</i>	<i>Rapporteurs</i>
1, 10, 11	P. Pallarés
2	G. Scott
3	J. Neilson, P. Travassos
4	J. Mejuto, K. Yokawa
5	M. Ortiz, S. Paul
6	C. Porch, L. Brooks
7	C. Porch, V. Restrepo, L. Brooks
8	C. Porch, L. Brooks
9	J. Neilson

2. Examen des recommandations formulées par l’Atelier de l’ICCAT de 2006 sur la structure des stocks d’espadon

Un Atelier sur la structure des stocks d’espadon a eu lieu en Crète, au début de 2006, en réponse à la Résolution [99-03], où 13 documents scientifiques relatifs à la biologie de l’espadon ont été présentés (SCRS/2006/010). Même si la délimitation des limites entre les stocks demeure imprécise, les résultats de la recherche ont, de manière générale, appuyé la structure des stocks actuellement postulée pour l’espadon de l’Atlantique (stocks de la Méditerranée et de l’Atlantique Nord et Sud). L’Atelier a convenu que la délimitation entre ces trois stocks ne peut pas être améliorée sans le renforcement de la recherche commune et pluridisciplinaire. Pareillement, la classification, à leur stock d’origine, des espadons capturés près des limites fait l’objet d’incertitude et ne peut pas se faire de manière précise sans le renforcement de la recherche commune et pluridisciplinaire, en tenant

compte des strates d'échantillonnage fines (p.ex. carrés de 1°) et trimestrielles. Un résumé des informations disponibles sur la structure des stocks est fourni dans le SCRS/2006/010 et répété dans le présent rapport au **Tableau 1**.

Compte tenu de ces conclusions, le Groupe a conclu que les unités de gestion traditionnelles de l'Atlantique Nord et Sud continueraient à être utilisées comme base pour les évaluations actuelles.

3. Données biologiques, y compris information sur le marquage

Trois documents ont été présentés à la réunion sur ce thème. Le SCRS/2006/119 présentait une analyse des schémas génétiques et de croissance de trois spécimens d'espadon (deux males et une femelle) marqués avec des marques traditionnelles et ultérieurement récupérés dans un laps de temps allant de 2,7 à 5,4 ans. Deux de ces spécimens ont été marqués et récupérés dans l'Atlantique Nord-Ouest, tandis que le troisième spécimen a été marqué et récupéré dans l'Atlantique Nord-Est. On a déterminé le génotype de ces trois spécimens pour quatre locus microsatellites et on les a analysés avec d'autres spécimens dont le génotype avait été déterminé et qui provenaient de zones de l'Atlantique et de la Méditerranée, à l'aide d'une analyse par grappes bayésienne. Les résultats suggèrent que les trois espadons récupérés ont un profil génétique caractéristique de l'Atlantique. On a observé que les schémas de croissance différaient chez deux des spécimens analysés (male et femelle) : on a postulé que le male avait un schéma à anneau unique, tandis que la femelle présentait principalement un schéma à doubles anneaux. Selon ces observations, l'estimation de l'âge de ces deux spécimens était conforme aux études de croissance antérieures. Le troisième spécimen, dont on sait qu'il s'agit d'un male d'au moins 6 ans, marqué et récupéré dans l'Atlantique Nord-Ouest, ne concordait pas avec les études de croissance antérieures. Les auteurs ont conclu que davantage de travail est requis pour documenter le processus et la fréquence de la formation des anneaux. Le Groupe a fait observer que ces résultats, bien que fondés sur un petit échantillon, semblent impliquer que différents taux de formation des anneaux peuvent être trouvés à l'intérieur d'un stock unique d'espadons. Si cette conclusion est correcte, ceci pourrait compliquer davantage la recherche sur la détermination directe de l'âge à partir des pièces dures d'espadon, une recommandation antérieure du Groupe. Les auteurs ont recommandé d'améliorer, pour toutes les flottilles, les protocoles de récupération de l'espadon atlantique marqué afin d'inclure l'échantillonnage systématique des tissus et des pièces dures.

Le deuxième document (SCRS/2006/031) devait, à l'origine, être présenté à l'Atelier sur la structure des stocks d'espadon, au mois de mars 2006, mais les auteurs avaient été dans l'incapacité d'y assister. Le document a été présenté à titre d'information pour le Groupe. Il décrit la pêche artisanale d'espadon qui opère au large de la Côte d'Ivoire. La pêche est exploitée à l'aide de filets maillants dérivants et opère dans les eaux au large d'Abidjan, à la limite du plateau continental. Celle-ci est opérationnelle depuis plus de 15 ans. Une analyse de la composition des tailles des poissons débarqués entre 1988 et 2004 a été réalisée et a indiqué que la plupart des poissons débarqués n'avaient pas atteint la taille de la première maturité. Les auteurs discutent des implications de cette découverte en termes d'impacts sur la population, et établissent des comparaisons avec d'autres pêcheries d'espadons employant des engins de pêche similaires.

Le document SCRS/2006/118 a fourni des informations biologiques sur la taille et le sex-ratio par taille des zones de pêche proches de l'Uruguay, au Sud de 25° latitude Sud. Le sex-ratio par taille observé était caractéristique d'une « zone trophique », telle que décrite pour d'autres régions atlantiques, avec une augmentation linéaire du pourcentage des femelles en-deçà de la taille, ce qui confirme les données et postulat antérieurs pour cette région. Des observations sporadiques de males atteignant 290 cm LFJL ont également été annotées.

En ce qui concerne le marquage, le Secrétariat a mis la base de données actualisée à la disposition du Groupe. Le Groupe a rappelé que cette base de données avait été utile pendant l'Atelier sur la structure des stocks, tenu en Crète. Il a été noté que le Secrétariat devrait supprimer les marques ayant 0 degré de position, ce qui correspond en réalité aux données manquantes. Les déplacements linéaires inférés résultant des données de marquage et de récupération se trouvent à la **Figure 1**.

4. Données de capture, y compris tendances des pêcheries

4.1 Présentation

Les pêcheries palangrières de surface dirigées du Canada, CE-Espagne et des Etats-Unis opèrent depuis la fin des années 1950 ou le début des années 1960 dans l'Atlantique Nord. Les pêcheries au harpon existent au moins

depuis la fin du 19^{ème} siècle dans l'Atlantique Nord-Ouest. D'autres pêcheries dirigées sur l'espadon comprennent les flottilles palangrières du Brésil, Maroc, Namibie, CE-Portugal, Afrique du Sud, Uruguay et Venezuela, entre autres. En outre, quelques activités au filet dérivant ont lieu autour des zones de Gibraltar, comme le Maroc, et dans d'autres zones de l'Atlantique (p. ex. au large du littoral de l'Afrique occidentale).

Les principales pêcheries opportunistes ou d'espèces accessoires qui capturent l'espadon sont les flottilles thonières du Taïpei chinois, du Japon, de la Corée et de CE-France. La pêche palangrière thonière a débuté en 1956 et opère dans l'ensemble de l'Atlantique depuis lors, enregistrant, certaines années, des prises considérables d'espadon, résultant des prises accessoires réalisées par leurs pêcheries qui ciblent différentes espèces thonières. La **Figure 2** illustre la distribution géographique des prises d'espadon dans l'Atlantique.

Comme conséquence des recommandations de l'ICCAT et des réglementations nationales, des événements importants ont récemment vu le jour au cours de ces dix dernières années dans les pêcheries de certaines nations. A partir du mois de février 2000, les navires japonais pêchant dans l'Atlantique Nord ont été tenus, en vertu d'une réglementation nationale, de rejeter tous les espadons étant donné que le quota global japonais avait été atteint. En 2001, la pêche palangrière pélagique des Etats-Unis a été interdite ou restreinte dans cinq zones et époques dans le but de réduire les prises accidentelles, y compris d'espadon juvénile et les prises accessoires. La pêche canadienne dirigée sur l'espadon, qui continuait habituellement d'opérer jusqu'au mois d'octobre, a cessé ses activités fin août, depuis 1999, en raison de la réduction de son quota. Finalement, un autre changement dans la pêche a eu lieu en matière de technologie, c'est-à-dire qu'il y a eu un changement de type ou de style de palangre utilisée par de nombreux navires espagnols qui ont laissé le multifilament traditionnel au profit de l'engin monofilament. Le Groupe a constaté ces faits récents et leur effet potentiel sur les données disponibles, leur continuité et complexité et par conséquent leur interprétation. Des actions spécifiques de recherche en ce qui concerne ces questions sont nécessaires dans un proche avenir.

Les scientifiques du SCRS sont convaincus que les données de débarquement de la Tâche I de l'ICCAT fournissent des estimations minimum en raison des prises d'espadon non déclarées réalisées en association avec les activités de pêche illicites, non déclarées et non réglementées (IUU). Toutefois, le volume d'espadon « NEI » capturé par les navires IUU n'a pas été estimé pendant cette réunion.

Ensemble de l'Atlantique

La prise estimée d'espadon de l'ensemble de l'Atlantique (Nord et Sud, rejets déclarés compris) a atteint 24.830 t en 2005, ce qui représentait une diminution considérable par rapport au record historique de 38.624 t en 1995 (**Tableau 2** et **Figure 3**). Comme un nombre considérable de pays n'ont pas encore déclaré leurs prises de 2005 et en raison de prises IUU inconnues, cette valeur devrait être considérée provisoire et sujette à une future révision.

Atlantique Nord

Pour la décennie antérieure, la prise estimée de l'Atlantique Nord (débarquements plus rejets) s'est élevée en moyenne à environ 14.200 t par an (**Tableau 2** et **Figure 3**), même si les débarquements et rejets déclarés de 2001 avaient déjà été ramenés à 10.111 t en raison des recommandations de l'ICCAT. La déclaration des prises en 2005 (rejets compris) représente une baisse de 40% depuis le maximum de 1987 dans les débarquements de l'Atlantique Nord (20.236 t), en réponse aux recommandations de l'ICCAT. Ces débarquements réduits ont également été attribués par le passé aux changements dans les distributions des flottilles, y compris les déplacements, certaines années, de quelques navires vers l'Atlantique Sud ou à l'extérieur de l'Atlantique. En outre, certaines flottilles, y compris au moins celles des Etats-Unis, de CE-Espagne, CE-Portugal et Canada, ont modifié leurs procédures opérationnelles afin de cibler de manière opportuniste des thonidés et/ou des requins, profitant des conditions commerciales et des taux de capture relativement plus élevés de ces espèces qui étaient auparavant considérées comme prise accessoire par certaines flottilles.

Atlantique Sud

La tendance historique des prises (débarquements plus rejets) peut être divisée en deux périodes : avant et après 1980. La première est caractérisée par des captures relativement faibles, généralement moins de 5.000 t (avec une valeur moyenne de 2.300 t). Après 1980, les débarquements se sont accrus de manière continue jusqu'à atteindre un maximum de 21.780 t en 1995, niveaux coïncidant avec la prise record de l'Atlantique Nord (20.236 t). Cette hausse des débarquements était en partie due aux déplacements progressifs de l'effort de pêche vers l'Atlantique Sud, principalement à partir de l'Atlantique Nord, ainsi que d'autres eaux. L'expansion des activités

de pêche par les pays côtiers du Sud, tels que le Brésil et l'Uruguay, a également contribué à cette augmentation des captures. La réduction des captures, consécutive au maximum enregistré en 1995, était la conséquence des réglementations et était due en partie au déplacement vers d'autres océans et au changement d'espèces-cibles. En 2004, les captures déclarées de 12.902 t étaient environ 40% inférieures au niveau déclaré de 1995. Les prises déclarées en 2005 s'élèvent à 12.687 t ; ce chiffre devrait être considéré provisoire et il s'agit probablement d'une sous-estimation.

4.2 Développements récents

En raison de la vaste distribution géographique de l'espadon atlantique dans les zones littorales et en haute mer, s'établissant généralement entre 45°N et 45°S, cette espèce est disponible à un grand nombre de pays de pêche (se référer au **Tableau 2** pour de plus amples détails). Toutefois, les informations sur les activités de pêche et les nouveaux développements ne sont disponibles que pour certains pays de pêche et déclarées au présent Groupe de travail. L'Argentine a fourni des renseignements sur des activités de pêche mineures dans l'Atlantique Sud au titre de ces dernières années, ce qui suggère que les activités de pêche réalisées depuis les années 1980 n'ont probablement pas été complètement déclarées au cours de certaines périodes. Vanuatu a également déclaré de récentes captures dans l'Atlantique Nord au titre de 2004 et 2005. Le Groupe constate que les résumés ci-dessous sont limités à ceux directement déclarés à la réunion. Les rapports reçus représentent 90% du total des débarquements de l'Atlantique Nord et Sud pour ces dernières années.

Brésil : Jusqu'à 1979, l'espadon a été capturé comme espèce accessoire par la pêcherie palangrière thonière et les prises annuelles en général n'ont pas dépassé les 500 t. Au cours des années 1980, des prises opportunistes ont été réalisées dans le cadre de la pêche dirigée sur l'espadon, ce qui a entraîné une augmentation des captures qui, certaines années, se sont élevées à 1.000 t.

Jusqu'à 1990, la majorité des palangriers étrangers faisant l'objet d'un affrètement étaient des navires sous pavillon japonais qui ont débuté leurs opérations en 1977 en ciblant l'albacore, puis le thon obèse. De 1991 à 1994, les navires sous le pavillon du Taïpei chinois ont constitué la majeure partie de la flottille affrétée et le germon a remplacé le thon obèse en tant qu'espèce-cible. Plus récemment, cette flottille s'est principalement composée de navires de taille moyenne qui ciblaient soit de l'albacore, soit du thon obèse, afin d'approvisionner le marché de thons frais.

Ce n'est qu'en 1992 que la pêcherie dirigée sur l'espadon est apparue dans les eaux brésiliennes, opérée par des navires affrétés arborant des pavillons étrangers et utilisant la palangre monofilament. A partir de 1994, les palangriers brésiliens ont commencé à utiliser la palangre monofilament et la majeure partie de la flottille palangrière brésilienne cible désormais cette espèce. En 1996, des navires affrétés sous pavillon espagnol ont commencé à opérer dans les eaux brésiliennes ciblant l'espadon.

Etant donné qu'un nombre croissant de navires opèrent des pêcheries dirigées sur l'espadon et en raison de l'expansion de la zone de pêche vers les eaux situées en haute mer, les prises d'espadon se sont accrues de manière constante jusqu'à 1999, année où la prise record de 4.721 t a été déclarée. Depuis lors, quelques navires affrétés ciblant l'espadon ont cessé leurs opérations et les prises ont indiqué une tendance à la baisse qui s'est stabilisée à environ 3.000 t entre 2002 et 2004. En 2005, les prises palangrières ont à nouveau augmenté, jusqu'à 3.785 t, soit une hausse d'environ 30% par rapport à 2004. Cette hausse des prises d'espadon résultait principalement de l'augmentation de l'effort de pêche.

Canada : En 2005, les débarquements canadiens d'espadon se sont élevés à 1.558 t, dont 1.364 t réalisés à la palangre et 193 t au harpon. Sur la base des données d'observateurs en mer, la flottille palangrière a rejeté une quantité de spécimens morts estimée à 106 t. Seuls 48 des 77 palangriers titulaires de licences ont débarqué des poissons en 2005, soit une importante diminution par rapport au milieu des années 1990 lorsque toutes, ou presque toutes, les licences palangrières pour l'espadon étaient actives. La réduction de l'effort ces dernières années résulte d'une combinaison de facteurs dont la réduction du quota, l'augmentation des opportunités de pêche d'autres espèces, une valeur marchande relativement faible, et l'introduction d'un système de gestion de Quota individuel transférable (ITQ) en 2002. Avant le lancement des quotas individuels transférables en 2002, les palangriers pélagiques ciblaient les « thonidés » au début et à la fin de la saison, avant et après que le quota d'espadon ne soit capturé. En vertu du système ITQ, les palangriers utilisent leur quota pour l'espadon ou bien l'emploient pour les prises accessoires afin de cibler les thonidés. Ceci a entraîné une plus longue saison de pêche de l'espadon que lors des années antérieures, se terminant au mois de novembre au lieu de septembre.

Taipei chinois : La pêche palangrière du Taipei chinois a démarré ses opérations dans l'océan Atlantique dans les années 1960 et a pêché dans l'ensemble de l'Atlantique, ciblant principalement du germon, du thon obèse ou de l'albacore dans les années 1990. L'espadon était essentiellement une prise accessoire de la pêche thonière, même si quelques petits palangriers ont ciblé cette espèce pour approvisionner le marché de poissons frais et certains grands palangriers ont pêché de l'espadon dans les eaux brésiliennes de manière saisonnière. Pour le stock du Nord, la prise annuelle s'élevait à moins de 300 t dans les années 1980 et a augmenté jusqu'à 400-600 t entre 1991 et 1997. L'augmentation a été essentiellement due à l'essor des opérations à la palangre profonde dans la zone tropicale ciblant le thon obèse et l'albacore. A la suite d'une réglementation de l'ICCAT portant sur une réduction supplémentaire des captures, les prises ont été ramenées à un niveau de 300 t. Les prises sont encore descendues à un montant préliminaire estimé à 140 t en 2005. Pour le stock du Sud, la prise annuelle s'établissait à environ 200-800 t dans les années 1980, mais elle a été portée à 850-2.900 t dans les années 1990, accompagnée d'une hausse des opérations à la palangre profonde. En raison des réglementations renforcées en matière de capture, les prises ont été ramenées à environ 1.100 t en 1998. Les prises sont encore descendues à une estimation préliminaire de 744 t en 2005.

CE-Portugal – 2006 : Ces dernières années, les pêcheries palangrières portugaises ciblant l'espadon ont connu quelques changements, en sus de ceux découlant des réglementations. La flottille de l'Atlantique Nord s'est davantage convertie en une pêche plurispécifique, en raison essentiellement des changements intervenus dans le marché (hausse des prix des autres espèces, comme les requins). De surcroît, de nombreux navires ont changé d'engin de pêche, passant du multifilament traditionnel au monofilament (style de la Floride). Les débarquements d'espadon en 2005 se sont élevés à 900 t dans l'Atlantique Nord et à 493 t dans l'Atlantique Sud.

CE-Espagne : Le SCRS/2006/150 présente une description fournie des données récentes de la pêche, de la prise, de l'effort et des CPUE nominales, y compris des informations sur la prise nominale par effort de pêche pour le Nord et le Sud au titre de la période 1986-2004. Ces informations se trouvent également dans des documents antérieurement présentés. En 2005, les débarquements dans le Nord s'établissaient à 5.521 t, soit une baisse de 21% par rapport aux débarquements records déclarés en 1995. Les pêcheries espagnoles ont connu quelques changements au cours de ces toutes dernières années, en sus de ceux découlant des réglementations. Comme il a déjà été signalé ces dernières années, la flottille de l'Atlantique Nord a maintenu une pêche plurispécifique en raison des changements produits dans le marché (hausse du prix des autres espèces) et du déplacement de certains navires hors de l'Atlantique. En outre, la plupart des navires ont déjà abandonné le multifilament traditionnel au profit du monofilament. Dans l'Atlantique Sud, les captures déclarées pour 2005 s'élevaient à 5.402 t, soit une chute de 52% par rapport aux prises records de 1995 (11.290 t).

Ghana : L'espadon est capturé principalement au petit filet dérivant mouillés par de grandes pirogues au large des côtes centrales et occidentales du Ghana. L'espadon n'est pas spécifiquement ciblé mais il se trouve parmi d'autres istiophoridés, comme le voilier (*Istiophorus albicans*), le makaire bleu (*Makaira nigricans*) et le makaire blanc (*Tetrapturus albidus*). Traditionnellement, les pêcheurs vivant le long du littoral opèrent cette pêche depuis son lancement en 1974. On recense actuellement plus de 400 pirogues au filet dérivant opérationnelles, enregistrant des captures annuelles fluctuant entre 50 et 700 t. Depuis son lancement, la pêche n'a connu aucun nouveau développement.

Japon : Les palangriers japonais opérant dans l'Atlantique Nord ont rejeté/remis à l'eau toute leur prise d'espadon entre février 2000 et décembre 2003 en raison de réglementations nationales. Bien que le Gouvernement japonais ait demandé à tous les palangriers japonais de soumettre, dans le même format que le carnet de pêche, leur volume d'espadon rejeté mort et remis à l'eau vivant, la disponibilité de ces données à partir du système de déclaration est assez faible (Yokawa, 2006). Le nombre d'espadons rejetés morts et remis à l'eau vivants a été déclaré tous les 10 jours, sans pour autant que le lieu de ces captures n'ait été indiqué. Cette information a été utilisée dans l'estimation de la prise totale. Le Gouvernement japonais a demandé aux palangriers japonais de continuer à remettre à l'eau leur prise d'espadons vivants après 2003 jusqu'à l'heure actuelle. Le volume de ces poissons remis à l'eau vivants a également été estimé en utilisant les données issues du système de déclaration par radio. La prise totale estimée (y compris les poissons remis à l'eau vivants) a été ramenée de 1.090 t en 2000 à 396 t en 2003, a augmenté en 2004, s'affichant à 926 t, pour redescendre en 2005 à 324 t. La tendance décroissante estimée de la prise totale au cours de la période 2000-2003 a été causée, du moins en partie, par l'augmentation de la proportion de déclaration de l'espadon au système de déclaration par radio. La proportion des navires déclarant leurs prises d'espadon en 2000-2003 était fort inférieure à celle de 2004 et 2005, lorsque les palangriers japonais étaient autorisés à conserver leur prise d'espadons morts. Les palangriers japonais sont tenus de consigner leurs débarquements dans le système de carnets de pêche. Les données du système de déclaration par radio en 2004 et 2005 sont censées être plus fiables que celles de 2000 à 2003, étant donné que les données des carnets de pêche doivent concorder avec celles du système de déclaration

par radio. La diminution observée dans les captures en 2005 est principalement due à la baisse du nombre de palangriers.

La prise d'espadon sud-atlantique réalisée par les palangriers japonais a fluctué entre 123 t et 339 t entre 2000 et 2005. Ceci est principalement dû au déplacement annuel de la principale zone de pêche des palangriers japonais ciblant le thon obèse dans l'Atlantique tropical est qui s'étend au-delà de la délimitation des unités nord et sud du stock d'espadon. L'effort des palangriers japonais ces dernières années tend à se concentrer davantage dans les zones d'affleurement où ils peuvent capturer du thon obèse de meilleure qualité. On suppose que ceci a eu un impact négatif sur les captures d'espadon étant donné que la proportion d'espadon dans ces zones d'affleurement a tendance à être généralement inférieure à celles des zones adjacentes.

Maroc : Le document SCRS/2006/125 présente une description de la pêcherie. Au Maroc, la pêche d'espadon est actuellement opérée par une flottille côtière formée de 340 embarcations, dont 20 opèrent dans l'Atlantique. Ces navires ont recours à la palangre de surface et aux filets maillants comme engins de pêche principaux.

Néanmoins, dans l'Atlantique sud marocain, l'espadon a également été l'espèce-cible d'une flottille de palangriers congélateurs au cours des trois dernières années, comptant des navires mesurant entre 20 et 27 mètres. Ces navires utilisent la palangre de surface comme engin de pêche et débarquent principalement dans le port de Dakhla. Ces navires, moins de dix en général, opèrent essentiellement en haute mer ; leurs sorties durent de 10 à 20 jours.

Les principales zones de pêche sont situées dans la zone d'influence du Détroit de Gibraltar (à 5-30 miles nautiques de distance de la côte) et tout au long du littoral marocain de l'Atlantique Sud. La pêche de l'espadon a lieu lors des deux périodes de passage de cette espèce le long des côtes marocaines. Ces deux périodes ont généralement lieu entre avril et novembre.

Au cours de la dernière décennie, les captures d'espadon de l'Atlantique ont fluctué entre 114 t et 462 t. Néanmoins, ces trois dernières années, elles ont dégagé une tendance stable, se situant approximativement à 325 t. Les captures de la pêcherie palangrière sont en légère augmentation depuis 2003 et, en 2005, se sont établies à 325 t. Il convient de signaler ici que la répartition géographique des captures de cette espèce se réalise en fonction du lieu de pêche où s'effectue la capture, qu'il faut nécessairement indiquer dans le Document statistique de l'ICCAT établi à cet effet. Selon la Sous-division administrative du Maroc, les captures réalisées dans le Détroit de Gibraltar sont incluses dans les prises méditerranéennes.

La taille de l'espadon capturé dans le Détroit de Gibraltar et dans la zone marocaine de l'Atlantique Nord oscille entre 85 et 260 cm. Les tailles moyennes dans les zones sont de l'ordre de 146 cm et 137 cm de longueur à la fourche, respectivement.

Etats-Unis : Pour 2005, l'estimation provisoire des débarquements et des rejets morts d'espadon des navires des Etats-Unis s'est située à 2.424 t (2.162 t débarquées et 262 t de rejets morts d'espadon pour l'Atlantique Nord). Cette estimation est de 10% inférieure à l'estimation de 2.670 t pour 2004.

Pendant la saison, les débarquements d'espadon font l'objet d'un suivi par le biais des rapports présentés par les commerçants, les armateurs, les capitaines de navires, les agents portuaires du NMFS et les rapports journaliers obligatoires des carnets de pêche présentés par les navires nord-américains qui sont autorisés à pêcher l'espadon. Cette pêcherie est également soumise à un suivi au moyen d'un programme d'échantillonnage réalisé par des observateurs scientifiques, lancé en 1992. Environ 8% de l'effort de pêche de toute la flottille palangrière est sélectionné aléatoirement afin d'être soumis à une observation pendant l'année de pêche. Les données d'échantillonnage des observateurs, conjointement aux niveaux d'effort communiqués dans les carnets de pêche, appuient les estimations d'environ 19.559 exemplaires rejetés morts en 2005, ce qui suppose une estimation de 262 t d'espadon au total. Pour l'Atlantique Nord, la quantité estimée de rejets morts en 2005 s'est élevée à 262 t, dont on estime que 252 t ont été rejetées par les engins de palangre. Au total, les estimations de la capture rejetée morte ont baissé de 5% (13 t) par rapport au niveau de 2004.

Cette pêcherie est encore soumise à des mesures de gestion internes, lesquelles comportent des fermetures spatio-temporelles et autres mises en œuvre en 2000. Au cours de 2001, la pêche palangrière pélagique des Etats-Unis a été soumise à des interdictions ou des restrictions dans cinq zones et périodes qui sont illustrées à la **Figure 4**. Ont été sélectionnées les trois zones méridionales (Charleston Bump, côte Est de la Floride et Canyon Desoto), du moins en partie, afin de réduire la capture d'espadon < 125 cm et toute autre capture fortuite. La zone de capture du thon rouge a été fermée essentiellement pour réduire la capture de thon rouge de taille

inférieure à la taille légale pour la vente de la part des pêcheurs nord-américains. Les palangriers pouvaient pêcher dans la zone distante du Nord-Est s'ils prenaient part à une étude sur les tortues et embarquaient à leur bord un observateur. Le nombre de palangriers de la pêcherie nord-américaine qui dirigent leur activité sur l'espadon a connu une baisse constante depuis le milieu des années 1990. L'effort communiqué (hameçons) a baissé initialement, mais il s'est maintenu de manière assez stable depuis 1998. Une partie de l'effort communiqué antérieurement pour la zone de pêche de la côte Est de la Floride paraît s'être redistribuée vers le Golfe du Mexique et jusqu'à l'Atlantique Sud et la Baie du milieu de l'Atlantique.

Uruguay : Un document présente des informations sur la pêcherie uruguayenne entre 2001 et 2005, en se basant sur le programme national d'observateurs. Les captures communiquées pour 2005 dans l'Atlantique Sud se sont élevées à 843 t. La pêche à la palangre de surface a démarré en Uruguay en 1969 avec un thonier qui a opéré jusqu'à 1974. Aucun thonier n'a été opérationnel entre 1974 et 1981. En 1981, la flottille palangrière a relancé cette activité de pêche. Au cours de la période 1981-1991, cette flottille, composée de navires et de méthodes de pêche d'origine japonaise, a essentiellement dirigé ses opérations sur l'espadon, l'albacore et le thon obèse, exception faite de quelques navires chinois qui ont opéré environ pendant un an et qui ciblaient le germon. Ces embarcations ont abandonné leurs opérations en 1992, avec l'introduction d'une flottille de palangriers d'origine espagnole et américaine, avec le changement correspondant dans le mode de pêche. Actuellement, les navires qui pêchent sont pratiquement tous des « fresqueros », qui utilisent une palangre monofilament dérivante de type américain et dont la principale espèce-cible est l'espadon et, dans une moindre mesure, le thon obèse et l'albacore, ainsi que quelques espèces de requins. Durant toute la période, la principale zone de pêche a été la zone économique exclusive de l'Uruguay, ainsi que les eaux internationales adjacentes, entre 30 et 38° de latitude Sud. Néanmoins, au cours de la période initiale, certains navires ont pêché dans de vastes zones de l'océan Atlantique. Au cours de la première phase (1981-1991), la flottille comptait jusqu'à 13 embarcations, tous de grands navires congélateurs. Depuis 1991, seul un navire est en activité, bien qu'actuellement la flottille soit composée de 12 navires, la majorité d'entre eux mesurant moins de 24 mètres. Les captures pour la période 1982-2005 ont oscillé entre 156 t (1991) et 1.927 t (1984), se situant à environ 800 t durant cette dernière décennie.

4.3 Données de capture

Le Secrétariat a présenté des tableaux récapitulatifs des captures par engin et pays (**Tableau 2**). Le Groupe a constaté que de nombreuses flottilles n'avaient pas présenté les données à temps pour l'évaluation. Aux fins des analyses utilisées dans l'évaluation, pour 2005 et pour les flottilles qui n'ont pas présenté de données, on a eu recours aux données d'années antérieures. Les pays affectés étaient : au Nord, la Barbade, les Philippines, St-Vincent-et-les-Grenadines, le Sénégal et le Royaume-Uni-Bermudes. Dans le Sud, le report des débarquements de 2004 à 2005 n'a été nécessaire que pour les Philippines (1 t).

Le Vanuatu a également communiqué des débarquements en 2004 et 2005 ; il s'agissait de la première fois que ce pays déclarait des débarquements d'espadon de l'Atlantique Nord. Les prises de Vanuatu et de St-Vincent-et-les-Grenadines, qui avaient été déclarées comme zones non-classifiées, ont été affectées à l'Atlantique Nord. En outre, le Groupe a examiné les débarquements du Nigéria (Atlantique Sud) et a étudié la question soulevée dans l'évaluation de 2002 relative à une capture exceptionnellement élevée (857 t) déclarée en 1994. Etant donné qu'il n'y avait pas eu de débarquements d'une telle ampleur au cours des années adjacentes pour ce pays, et sur la base de l'information additionnelle reçue par le Secrétariat, il a été décidé d'omettre cette valeur du tableau des captures.

Au cours de la réunion, le Groupe a révisé l'information sur la taille et les données de capture disponibles. Le Secrétariat a constaté que la majorité de l'information pour 2005 avait été présentée après la date limite et que, par conséquent, le travail visant à assimiler et disséminer ces données avait été retardé. Pour le stock de l'Atlantique Nord, des données actualisées sur la prise par taille ou l'échantillonnage de taille ont été déclarées depuis la dernière évaluation pour les nations/flottilles et années suivantes :

- Japon : 1998-2005
- Etats-Unis : 2001-2005
- Espagne : 2001-2004
- Canada : 2001-2005
- Taïpei chinois : 1981-2004
- Maroc (filet maillant) : 2001-2005
- Portugal (palangre) : 2001-2005
- Venezuela (filet maillant) : 2001
- Mexique (palangre) : 2001

Pour le stock Sud :

- Taïpei chinois : 1981-2004
- Espagne : 2001-2004
- Brésil (palangre) : 2001 à 2005
- Namibie : pour 2001 et 2005
- Afrique du Sud : 2001 à 2005
- Portugal : 2002 et 2005
- Côte d'Ivoire : 2003 et 2004
- Japon : 2001 à 2004

Afin d'actualiser la prise par taille créée au cours de la dernière évaluation en 2002, le Secrétariat a présenté le tableau de substitution pour les années 2001 à 2005 pour le stock de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud (les **Tableaux 3 et 4** fournissent les détails des substitutions effectuées pour les années 2001-2005 pour le stock du Nord et du Sud, respectivement). Avec quelques modifications mineures, le Groupe a accepté les propositions du Secrétariat visant à créer la prise par taille. De surcroît, le Groupe a recommandé que ce tableau serve de modèle pour des actualisations ultérieures de l'information sur la prise par taille de ces stocks. Suivant les procédures d'évaluation de stock de 2002, on a employé la courbe de croissance « unisexe » Gompertz, adoptée par le Groupe depuis 1989, afin de convertir la capture par taille en capture par âge, à l'aide du programme AGEIT. Les matrices de capture par âge résultantes sont illustrées aux **Tableaux 5 et 6** pour les stocks du Nord et du Sud, respectivement.

5. Indices d'abondance relative

5.1 Définition des indices d'abondance relative – Nord

Les indices d'abondance par âge pour les deux sexes combinés pour le stock d'espadon de l'Atlantique Nord dégagent des schémas cohérents pour tous les âges (2-5+) entre les différentes pêcheries dirigées ; seules les pêcheries de capture accessoire montrent une tendance divergente. Pour les âges 3 à 5+, les indices indiquent une hausse de la biomasse depuis 2000 pour l'âge 3, et depuis 1998 pour l'âge 5+ (**Figure 5**). En revanche, pour l'âge 2, les indices dégagent une baisse ces dernières années par rapport à 1999. On ne dispose pas d'indice actualisé pour les recrutements d'âge 1 pour la période récente. L'indice de la biomasse qui incluait toutes les principales pêcheries dégage une tendance légèrement à la hausse depuis 1998 jusqu'à 2005 inclus (**Tableau 8 et Figure 6**).

L'indice de biomasse pour le stock d'espadon de l'Atlantique Nord a été créé pendant la réunion (SCRS/2006/129). Les scientifiques du Canada, Japon, Etats-Unis, Portugal et Espagne ont soumis leurs données et, à partir de ces cinq séries, les données du Canada, Japon, Etats-Unis et Espagne ont été standardisées à l'aide d'un GLM postulant une distribution delta lognormal (**Tableau 7 et Figure 5**). Les scientifiques japonais ont exprimé une certaine inquiétude en ce qui concerne la fiabilité des données de capture du Japon depuis 2000, en raison du faible niveau de déclaration des rejets et des remises à l'eau de l'espadon. Le Groupe a recommandé d'exclure l'information de 2000 à 2005 de la standardisation des taux de capture. Après l'évaluation de 2002, l'indice de biomasse s'est restreint aux périodes courant de 1963 à 1970 et de 1975 à 2005. Par le passé, seuls étaient inclus les registres positifs de capture d'espadon, et bien que la proportion de capture zéro soit faible (moins de 5%), les auteurs ont jugé plus approprié d'utiliser un modèle delta lognormal que d'exclure les données. D'autres modifications du modèle de standardisation ont été la re-catégorisation du facteur cible. Par le passé, ce facteur considérait 10 niveaux (hausse de 10% du pourcentage depuis 0 jusqu'à 100%), tandis que dans la présente analyse, la variable cible a été définie en quatre groupes, comme des augmentations des centiles de 25%. Ce changement fournit une matrice de valeurs d'entrée plus équilibrée et réduit le nombre de paramètres estimés. Une discussion ultérieure avec le Groupe a indiqué que les données de la flottille espagnole pourraient requérir une nouvelle révision, surtout en ce qui concerne la classification du type d'engin. Le Groupe a décidé d'exclure des analyses actuelles les données classifiées comme engin « multifilament » à partir de 2001 et par la suite provenant des données d'entrée espagnoles.

On a actualisé jusqu'à 2005 l'information sur le taux de capture spécifique de l'âge standardisé pour le stock d'espadon de l'Atlantique Nord des pêcheries palangrières canadiennes (SCRS/2006/116) et nord-américaines (SCRS/2006/124) en utilisant les analyses présentées antérieurement. On a présenté la CPUE spécifique de l'âge de l'espadon capturé par les palangriers japonais dans l'Atlantique Nord pour la période 1975-2005 (SCRS/2006/021), standardisée à l'aide des méthodes d'évaluation de 1999 (Anon., 2000). Pour la période courant de février 2002 à décembre 2003, les palangriers japonais ont rejeté toutes leurs captures d'espadon, et

depuis 2003 jusqu'à la période actuelle, les palangriers japonais ont continué à remettre à l'eau leurs captures d'espadon vivant. Aux fins de l'estimation du rejet des exemplaires vivants et morts, on a utilisé les données du système de transmission par radio, au moyen duquel on communique le nombre de remises à l'eau d'espadons vivants et morts dans des intervalles de dix jours (sans information sur l'emplacement des captures). La CPUE standardisée dégageait une baisse irréaliste pour la période 2000-2003 pour tous les groupes d'âge, coïncidant avec une période de faible déclaration. Ceci indique clairement que les valeurs des indices d'abondance estimées en 2000-2003 sous-estimaient le niveau du stock. Par conséquent, le Groupe a décidé de ne pas utiliser ces valeurs dans l'évaluation de stock. La CPUE standardisée disponible de la flottille palangrière espagnole provenait de l'évaluation de stock de 2002, actualisée jusqu'à 2001 (Anon., 2003).

Le **Tableau 7** et la **Figure 5** présentent les taux de capture standardisés spécifiques de l'âge et échelonnés qui sont disponibles pour l'évaluation VPA du stock de l'Atlantique Nord.

Conformément au plan de travail de 2006 et du fait que les pêcheries ne disposent pas toutes d'indices spécifiques du sexe et de l'âge, il a été décidé que les analyses VPA seraient limitées aux évaluations des sexes combinés spécifiques de l'âge. L'indice des sexes combinés spécifique de l'âge du Canada utilisé dans la VPA a été estimé pendant la réunion en ajoutant la CPUE standardisée de males et de femelles de chaque classe d'âge (âges 2-5+) et l'on a estimé la variance de cet indice commun comme la somme des estimations de variance pour chaque sexe.

Le Groupe a observé que les indices d'abondance pour l'espadon par âge et sexe, ou par âge et sexes combinés, avaient été calculés en utilisant des modèles de croissance différents. Il a été recommandé d'utiliser, dans les futures évaluations, des modèles de croissance cohérents aux fins de la standardisation, mais aussi dans les méthodes visant à déterminer la taille et l'âge dans l'information sur la capture.

5.2 Définition des indices d'abondance relative – Sud

Pour l'évaluation de 2006, une amélioration s'est produite dans le niveau d'informations disponibles des pêcheries qui capturent l'espadon du stock de l'Atlantique Sud (**Tableau 9** et **Figure 7**). On a fourni les schémas de taux de capture nominale et standardisée de diverses pêcheries et ceux-ci s'ajustaient à deux schémas généraux qui en général reflétaient les pêcheries dirigées et d'espèces accessoires (**Figures 8** et **9**). Bien que les schémas des pêcheries dirigées et d'espèces accessoires soient similaires dans la première partie de la série temporelle disponible, les schémas ont divergé à partir de la moitié des années 1990, et si l'on ne réalise pas de nouveaux travaux de recherche, il ne sera pas possible de résoudre la question de savoir quel schéma reflète au mieux la tendance de la biomasse totale. On a indiqué qu'il y avait peu de chevauchement dans les stratégies et zones de pêche entre les flottilles qui ciblent l'espadon et celles qui le capturent de manière accessoire, utilisées pour estimer le schéma de CPUE, et que les tendances de la CPUE des pêcheries dirigées et de capture accessoire pourraient suivre différentes composantes de la population. Ce point de vue a été appuyé dans une certaine mesure par l'information limitée sur les fréquences de taille pour la capture d'espadon du stock méridional, mais il serait nécessaire de réaliser des recherches supplémentaires et de recueillir davantage de données pour pouvoir vérifier cette hypothèse.

5.2.1 Pêcheries dirigées sur l'espadon

Lors de la réunion, on a présenté deux indices de CPUE standardisés des flottilles brésiliennes qui ciblent l'espadon. Le document SCRS/2006/126 présentait les résultats d'une analyse par grappes pour déterminer les changements au niveau des espèces-cibles et au niveau des stratégies de pêche de la flottille palangrière brésilienne (affrétée et nationale) de 1978 à 2005. L'analyse par grappes a regroupé avec succès les opérations palangrières par espèce-cible, reflétant clairement les différences entre les flottilles, ainsi que dans les stratégies de pêche. On a ensuite utilisé la base de données générée par l'analyse pour standardiser la CPUE de l'espadon capturé par la pêcherie palangrière brésilienne entre 1978 et 2005 (SCRS/2006/127). Les résultats suggèrent que l'utilisation de l'analyse par grappes pour regrouper auparavant les opérations palangrières en tenant compte de la stratégie de pêche pourrait être un outil important pour créer des séries de CPUE standardisées au moyen du GLM, surtout dans le cas d'une pêcherie comme la pêcherie palangrière thonière brésilienne, composée de diverses flottilles dotées d'un niveau élevé de variance dans la stratégie de pêche dans le temps. Néanmoins, on a reconnu que cette méthode présentait un biais potentiel, à savoir que dans l'analyse par grappes, on ne considère pas qu'une opération cible l'espadon si les captures d'espadon sont nulles ou si leur proportion est considérablement inférieure à celle obtenue pour d'autres espèces dans la même opération, faille susceptible de donner lieu à des CPUE artificiellement élevées. Néanmoins, ce biais aurait pu être minimisé en incluant toutes les grappes en tant que facteur dans l'analyse GLM. On a également constaté que l'utilisation des données

regroupées par flottille, à titre d'exemple, qui ne considère pas la proportion des captures de chaque opération, peut entraîner un biais opposé, étant donné que la partie variable de l'effort de pêche déployé par l'opération peut ne pas avoir été dirigé sur l'espèce-cible escomptée, faisant par conséquent baisser artificiellement son abondance relative.

A l'issue des discussions sur cette approche, il a été recommandé de chercher à déterminer la méthode par le biais de la simulation permettant d'évaluer les sources potentielles de biais de l'approche. Ces simulations ont été réalisées pour des méthodes plus simples qui utilisent la capture d'autres espèces pour indexer le niveau de ciblage (SCRS/2000/021). On a découvert, avec ce jeu de simulations, que certaines approches qui utilisent la capture d'autres espèces peuvent donner lieu à d'importants biais dans les mesures de l'abondance relative. Le Groupe a exprimé sa préoccupation devant le fait que les méthodes pouvaient avoir introduit un biais positif dans la tendance de l'abondance relative et a signalé que le schéma résultant pourrait être une représentation trop optimiste de la tendance récente de la biomasse de l'espadon de l'Atlantique Sud.

Le Groupe a suggéré que soit réalisée une comparaison des estimations de CPUE standard obtenues des analyses par grappes avec les estimations qui utilisent la proportion des prises d'espadon dans la capture d'autres espèces, une approche communément employée dans d'autres modèles de standardisation. Le Groupe a également suggéré l'application d'une analyse par grappes dans le résumé des données de sorties. On a argué qu'au cours d'une sortie, la possibilité d'un changement de tactiques de pêche est moindre par rapport à différents voyages, du fait que les capitaines ont des objectifs économiques qui déterminent l'objectif de leur sortie. Ceci peut notamment s'appliquer aux sorties océaniques, plutôt qu'aux courtes sorties côtières, où les captures sont généralement plus opportunistes. En général, le Groupe a reconnu l'importance d'évaluer les taux de capture comme une fonction de la composition de la capture. Lorsqu'on utilise une analyse par grappes, des proportions de capture ou des mesures directes du ciblage, ce facteur s'est avéré très important dans les analyses de standardisation.

On a également standardisé les données de capture et effort (1971-2005) de l'espadon capturé dans les eaux du Sud du Brésil par la flottille thonière basée à Santons, en utilisant une approche GLM et AIC et une analyse de déviance pour sélectionner les facteurs pertinents (SCRS/2006/117). L'indice standardisé final a montré des fluctuations sans tendance claire pendant toute la période. Ceci est généralement associé aux changements dans les stratégies de pêche, mais l'utilisation de données regroupées par mois ne permet pas que le modèle explique clairement l'objectif. Le résultat suggère que l'espadon du stock de l'Atlantique Sud ne se voit pas très affecté par la pêche. Néanmoins, cette interprétation doit être minutieusement analysée en raison du faible effort de pêche des palangriers de Santos et de la zone d'opération réduite. Le Groupe a suggéré de diviser la série à la période où s'est produit le changement dans le type de palangre. Le Groupe a également indiqué que la récente tendance décroissante de la CPUE standardisée de Santos était en direction opposée au schéma modélisé dans le document SCRS/2006/127, surtout si l'on séparait la série temporelle pour considérer la transition de l'engin de palangre multifilament à monofilament, qui aurait pu donner lieu à des taux de capture par hameçon bien plus élevés pour l'espadon (et d'autres espèces), comme on l'a observé dans d'autres flottilles. On a recommandé de réaliser davantage de travaux de recherche sur les méthodes visant à contrôler cette caractéristique.

Le document SCRS/2006/118 présentait un indice de CPUE nominale pour l'Uruguay. On a présenté l'information de capture par taille de l'espadon recueillie par le *Programa Nacional de Observadores de la Flota Atunera-PNOFA* (Programme national d'observateurs de la flottille thonière), ainsi que les données de capture extraites des carnets de pêche de la flottille palangrière pélagique de l'Uruguay pour la période 2001-2005. Le pourcentage de couverture était de 7% et de 35% de l'effort total des flottilles, respectivement. Les analyses préliminaires se centrent sur la distribution spatio-temporelle de l'effort et sur la capture par taille. On a mesuré un total de 9.604 exemplaires (66-455 cm LJFL). De surcroît, les ratios de sexe par taille ont été évalués et ont été comparés entre zones. On a observé l'augmentation de la proportion des femelles en fonction de la taille. On a analysé les taux de capture par catégories de taille, < 125 cm LJFL, 125-160 cm LJFL et > 160 cm LJFL, et par zone et saison. Les résultats ont indiqué que les poissons plus petits se concentrent près du littoral en automne et au printemps, tandis que la distribution des grands exemplaires est plus océanique, avec une apparente migration trophique entre les zones Nord et Sud suivant les principales espèces proies.

Le Groupe a suggéré que l'on essaie de standardiser les données du taux de capture de l'Uruguay afin de pouvoir réaliser une comparaison plus directe avec les résultats des autres flottilles de pêche d'espadon de la région.

Le SCRS/2006/128 utilise un GRASP (Analyse de régression généralisée et prédiction spatiale) pour tracer la distribution spatiale de l'espadon dans l'Atlantique Sud, basé sur des modèles additifs généralisés (GAM) qui lient la capture à des variables d'indicateurs environnementaux. L'information sur la capture de 38.000

opérations palangrières pélagiques brésiliennes de 1980 à 2000 et les données de fréquence de taille de 5.000 opérations palangrières de 1982 à 2000 provenaient de la base de données de l'ICCAT. Les résultats soulignent l'importance des variables environnementales pour la pêche et pour la distribution spatiale des différentes classes de taille de l'espadon (petite, intermédiaire et grande). La distribution de l'espadon était étroitement associée aux zones de convergence (intertropicale et subtropicale) surtout pendant les mois de plus grande intensité. Les schémas de distribution spatiale différaient entre les trois classes de taille considérées. Les classes de taille inférieure se trouvaient surtout dans les zones côtières et dans les zones dotées d'une couche mixte superficielle (< 20 m). En revanche, l'espadon de taille intermédiaire était surtout associé à la zone de convergence intertropicale et aux couches mixtes de plus de 20 m de profondeur, tandis que le grand espadon abondait davantage à proximité de la zone de convergence subtropicale.

En outre, CE-Espagne a diffusé une série de CPUE nominale (1988-2004, cf. SCRS/2006/115), un schéma qui a également été créé à la réunion en se basant sur les données de la Tâche II de l'ICCAT. A l'avenir, il faudrait essayer de standardiser ces données, en tenant compte de la transition à la palangre monofilament.

5.2.2 Pêcheries non dirigées sur l'espadon (capture accessoire)

On a présenté deux documents sur la CPUE standardisée de la capture accessoire d'espadon des pêcheries palangrières pélagiques non dirigées sur l'espadon du Japon et du Taïpei chinois.

L'indice de CPUE (numéro/1.000 hameçons) de l'espadon capturé par les palangriers japonais dans l'Atlantique Sud a été standardisé en utilisant un modèle lognormal, en ayant recours aux données par opération pour la période située entre 1967 et 2004 (SCRS/2006/121). On a également estimé l'indice de biomasse de l'espadon de l'Atlantique Sud en utilisant les valeurs de la CPUE standardisée en nombre et le poids moyen calculé de la capture chaque année. Ces dernières années, l'effort a baissé et s'est concentré dans la partie Nord-Est de l'Atlantique Sud où l'on a observé des taux de capture d'espadon inférieurs en raison de l'influence d'un fort affleurement. Il est difficile de croire que le modèle employé dans la standardisation de la CPUE peut être totalement ajusté pour les effets de ces changements dans l'effort de pêche. Le Groupe a considéré que les indices d'abondance/biomasse estimés étaient, dans une certaine mesure, des sous-estimations du niveau actuel du stock.

Le document SCRS/2006/120 décrit la CPUE de capture accessoire standardisée du Taïpei chinois. On a développé des taux de capture en appliquant une approche GLM et en postulant une distribution d'erreur delta lognormal, avec comme principales variables explicatives des données bimestrielles, la zone géographique et l'espèce-cible de la pêche. On a considéré trois ensembles de définitions de zone dans les passages de standardisation et l'on a utilisé des postulats qui situaient la limite Nord pour le stock du Sud à 5°N et 15°N, les résultats étant pratiquement identiques. On a observé une baisse marquée depuis 1997/1998 jusqu'à 2003, période pendant laquelle les Recommandations de l'ICCAT [96-08] et [97-07] sur la réduction de la capture d'espadon étaient en vigueur. Le Groupe a discuté des façons d'aborder cette partie de la série qui avait fait l'objet d'une sous-estimation ; les options étaient de l'exclure ou de la traiter comme une série indépendante, et finalement, le Groupe a opté pour la seconde option.

De surcroît, les séries de CPUE nominale ont été disponibles pour le Ghana au titre des années 1990-2004.

Le **Tableau 9** et la **Figure 7** illustrent divers schémas de taux de capture disponibles pour le Groupe pour le stock d'espadon de l'Atlantique Sud.

Les données brésiliennes, espagnoles et uruguayennes ont montré une tendance similaire de hausse de la CPUE au titre des dernières années (1996 et au-delà, bien qu'avec des taux différents). La série de CPUE brésilienne présentait un scénario plus optimiste, une tendance qui, néanmoins, pourrait être due du moins en partie à la méthode de standardisation utilisée, qui a considéré l'espèce-cible, sélectionnée au moyen d'une analyse par grappes, comme une des variables explicatives dans le modèle. Toutefois, les tendances de CPUE du Japon et du Taïpei chinois dégageaient une tendance opposée ; la CPUE montrait une tendance descendante continue au cours des dernières années. Les flottilles du Taïpei chinois et du Japon offraient le scénario le plus pessimiste. Les séries de CPUE japonaises pourraient être biaisées à la baisse en raison de la forte réduction de l'effort de pêche dans l'Atlantique Sud de 1985 à 2005, avec le rétrécissement résultant de la zone de pêche, avec une réduction significative de l'effort dans les zones de plus grande abondance d'espadon. L'effort de pêche japonais non seulement a baissé dans le temps, mais s'est également déplacé vers une zone plus proche de la partie orientale de l'Atlantique.

Pour l'évaluation de 2006, certaines améliorations se sont produites au niveau de l'information disponible pour les pêcheries qui capturent l'espadon du stock de l'Atlantique Sud. Pour la caractérisation de l'état du stock, on a appliqué les séries de CPUE des pêcheries dirigées du Brésil et de CE-Espagne et des pêcheries de capture accessoire du Japon et du Taïpei chinois (**Figure 8**). Le Groupe a également décidé de considérer un indice combiné qui utilisait les jeux de données des pêcheries dirigées et des pêcheries de capture accessoire. Les trois schémas de taux de capture ont été obtenus au moyen d'un indicateur obtenu de la moyenne des moindres carrés du GLM (code SAS et valeurs d'entrée maintenus dans les archives d'évaluation de l'ICCAT) pour chaque année de la série temporelle contrôlant la source d'information et utilisant les schémas de taux de capture adéquats rééchelonnés aux valeurs moyennes de la série temporelle respective pour la période de chevauchement commune (1989-2003). Ces valeurs d'entrée regroupées pour l'analyse GLM se présentent au **Tableau 10** et les résultats des valeurs de sortie sont illustrés au **Tableau 11**. Dans le cas des séries temporelles du Taïpei chinois, le schéma de taux de capture s'est divisé en deux périodes (séparées après 1997) afin de tenir compte de l'impact probable des quotas respectifs sur la flottille non contrôlée dans le processus de standardisation appliqué dans le document SCRS/2006/120. Les schémas estimés se sont basés sur une pondération égale entre les séries standardisées.

Sélection des indices pour les passages du modèle

La décision d'utiliser le schéma de la CPUE combinée pour le cas de base a été considérée comme une solution de compromis pour avancer à court terme. A moyen terme, le Groupe devrait rechercher des formes alternatives d'analyse qui puissent mieux considérer aussi bien les schémas des pêcheries dirigées que ceux des pêcheries de capture accessoire, comme par exemple, les modèles structurés spatialement et par âge.

6. Méthodes et autres données pertinentes pour l'évaluation

6.1 Méthodes– Nord

6.1.1 Modèle de production

En appliquant des modèles de production à l'espadon de l'Atlantique Nord, le Groupe a utilisé une version actualisée du modèle dynamique (en conditions de non-équilibre) (ASPIC v5.05) adopté auparavant par le SCRS pour diverses espèces, y compris l'espadon. Cette version d'ASPIC est paramétrée en termes de PME, K, et B (première année)/K, alors que la version d'ASPIC utilisée dans l'évaluation de 2002 (v3.82) paramétrait le modèle en termes de r , K, et B (première année)/ B_{PME} . Le modèle a été formulé comme pour les évaluations de 1994, 1996, 1999, et 2002, avec la biomasse de 1950 (biomasse initiale) limitée de sorte à égaliser $0,875 \cdot K$ (équivalente à $1,75 \cdot B_{PME}$). Une minimisation des moindres carrés a été utilisée. Au cours des évaluations précédentes, de nombreuses analyses de sensibilité ont été réalisées afin d'évaluer la sensibilité à ce facteur ainsi qu'à d'autres. Ces essais indiquaient que les résultats de l'évaluation ne se trouvaient pas très affectés par ce postulat.

Les données utilisées dans le modèle de production ASPIC et dans les analyses de sensibilité étaient la prise totale déclarée de l'Atlantique Nord de 1950 à 2005, y compris les rejets morts estimés (**Tableau 2**) et l'indice de biomasse de la CPUE décrit à la section 5.1 (**Tableau 7** et **Figure 5**). Au cours de cette évaluation, plusieurs analyses de sensibilité ont été réalisées afin d'évaluer l'effet sur le modèle de différents filtrages de données menés dans l'élaboration de l'indice de CPUE composé. Ces essais indiquaient que les résultats de l'évaluation ne se trouvaient pas très affectés par le filtrage des données.

Etant donné que ASPIC v5.05 permet d'ajuster un modèle de production généralisé, une analyse de sensibilité a été réalisée dans laquelle le paramètre de forme (B_{PME}/K) a été établi à la valeur du modèle de production exponentiel de Fox ($1/e \approx 0,367$). On a comparé les valeurs AICc des ajustements de Schaefer et de Fox, mais cette comparaison n'a pas donné de preuve concluante justifiant l'utilisation du modèle de Fox plutôt que l'ajustement de Schaefer. Par conséquent, le modèle de base reste celui de Schaefer ($B_{PME}/K=0,5$), bien que les résultats relatifs de l'état du stock par bootstrap du modèle de Fox soient portés sur un diagramme avec les estimations de Schaefer aux fins de comparaison.

Pour les autres analyses de sensibilité, le Groupe a également appliqué l'approche statistique bayésienne pour l'évaluation du stock avec une fonction de production excédentaire décrite dans le SCRS/1999/085. Ces modèles étaient des modèles temporels hétérogènes présentant des ponctions au début de chaque année. La distribution à priori du paramètre r , issue du SCRS/1999/085, a été appliquée comme étant la distribution à priori de référence pour le stock du nord avec une valeur de la médiane pour r de 0,42 et des CV de 0,49. La distribution à priori de

référence pour la biomasse initiale dans le passage du stock du Nord avait la même valeur moyenne, comme cela avait été postulé dans les passages ASPIC de référence et un CV de 0,25. Les mêmes données de capture et des taux de capture de référence utilisés dans les passages ASPIC ont été appliquées dans l'estimation bayésienne.

Il convient de souligner que les modèles de production de biomasse regroupée partent du principe que les séries de CPUE d'entrée sont proportionnelles à la biomasse avec un certain degré de variation aléatoire et que ces modèles peuvent donner des résultats erronés lors de la violation de ce postulat. On a émis le postulat que les indices de la biomasse suivaient une distribution lognormale.

6.1.2 Analyses des populations virtuelles

Des analyses des populations virtuelles ont été menées pour le stock de l'Atlantique nord à l'aide du programme VPA-2BOX (voir le catalogue ICCAT). Les données de prise par âge ont été calculées pour 1978-2005 d'après la prise par taille en utilisant l'équation de croissance unisexe de Gompertz (voir le **Tableau 5**). Seuls 5 groupes d'âge (âge 1 à 5+) ont été utilisés en raison de l'impossibilité de déterminer de manière fiable l'âge des poissons mâles de plus de 5 ans. La VPA a été calibrée à l'aide de 17 indices de taux de capture unisexes spécifiques de l'âge (**Tableau 7, Figure 5**) développés pour le Canada (âges 2-5+), le Japon (âges 3-5+), CE-Espagne (âges 1-5+) et les Etats-Unis (âges 1-5+). Ces indices étaient supposés avoir une distribution log-normale avec des coefficients de variation identiques (pondérés de façon égale). Le taux de mortalité naturelle était fixé à 0,2 an⁻¹. Le taux de mortalité par pêche de la dernière année était estimé pour tous les âges, sauf le dernier (qui est modélisé par le F-ratio). Le F-ratio (ratio du taux de mortalité par pêche de l'âge le plus avancé et de l'âge plus jeune le plus proche) a été estimé pour deux blocs d'années (1978-1982 et 1983-1987) et établi à 1,0 pour les années restantes, comme cela avait été fait dans l'évaluation antérieure afin de tenir compte d'éventuelles modifications lors du passage de la pêche côtière à la pêche océanique. Un passage de sensibilité a été mené dans lequel le F-ratio pour la dernière période était estimé et non établi.

Afin d'évaluer la variabilité de l'ajustement VPA, une analyse de bootstrapping a été réalisée, dans laquelle les écarts entre les points de données d'indice transformés au moyen du logarithme et leurs prévisions ont été sélectionnés de manière aléatoire pour générer 500 jeux de nouveaux points d'indice. La VPA a ensuite été appliquée à chacun des 500 nouveaux jeux de données et les valeurs de la médiane avec leurs intervalles de confiance de 80% ont été calculées.

6.2 Méthodes – sud

Pour l'évaluation de 2006, des améliorations ont été apportées au niveau d'information disponible des pêcheries capturant de l'espadon de l'Atlantique sud. Les séries de CPUE des pêcheries dirigées brésiliennes et espagnoles et des pêcheries accessoires japonaises et du Taïpei chinois ont été appliquées pour la caractérisation de l'état du stock (**Figure 8**). Le Groupe a également décidé d'étudier un indice composé qui utilisait à la fois les jeux de données des pêcheries dirigées et des pêcheries accessoires.

On a utilisé la version 5.05 du logiciel de modèle de production ASPIC, inclus dans le catalogue logiciel de l'ICCAT. Au départ, 12 passages ont été effectués en utilisant des combinaisons de ces trois indices, deux formulations de modèle (Logistique ou Fox/Gompertz), et deux conditions initiales (en estimant le ratio B_{1970}/K ou à l'établissant à 1,0). Une minimisation des moindres carrés a été utilisée.

7. Résultats de l'état des stocks

7.1 Etat du stock – Nord

7.1.1 Modèles de production

Les résultats du cas de base du modèle ASPIC de l'Atlantique nord, considérés par le Groupe comme étant les meilleures estimations, sont présentés au **Tableau 12** et à la **Figure 10**. La tendance de la biomasse relative estimée affiche une augmentation constante depuis 2001. Les résultats déterministes avec correction de biais indiquent que le stock se situe presque à B_{PME} (**Figure 11**). La tendance relative de la mortalité par pêche montre que le niveau de pêche est inférieur à celui de 2001 et se situe constamment en dessous de F_{PME} depuis 2001. L'estimation de l'état du stock en 2005 s'est améliorée par rapport à l'état estimé lors de l'évaluation de 2002, ce qui suggère que le stock s'est pratiquement rétabli. Dans l'ensemble, le stock a été estimé comme étant un peu moins productif que lors de l'évaluation précédente, avec le taux intrinsèque de croissance, r , estimé s'élever à

0,49 par rapport à 0,56 en 2002 (**Figure 12**). L'indice de biomasse combiné présente une amélioration continue par rapport à la valeur estimée en 2001, et les valeurs de l'indice des années les plus récentes sont proches du niveau estimé au début des années 1990 (**Figure 13**). La valeur élevée constatée en 1963 n'est pas très bien ajustée.

Le **Tableau 13** présente les résultats de l'état du stock estimés d'après l'application de la sensibilité du Modèle de Production Excédentaire Bayésienne (BSP), lesquels sont très similaires aux estimations de base ASPIC. Le stock est estimé se situer à B_{PME} , et la mortalité par pêche actuelle est estimée être inférieure à F_{PME} . Les distributions à posteriori de la PME et de B_{2006}/B_{PME} sont également similaires à la distribution par bootstrap ASPIC, alors que le mode de distribution de F_{2005}/F_{2006} est légèrement inférieur à la distribution par bootstrap ASPIC (**Figure 10**). Tout comme en 2002, la distribution à posteriori de r est inférieure à la distribution par bootstrap ASPIC (**Figure 12**) ; toutefois, les distributions des deux modèles sont plus proches l'une de l'autre qu'en 2002. L'ajustement à l'indice combiné et les valeurs résiduelles sont présentés à la **Figure 14**. Comme dans ASPIC, la CPUE ajustée sous-estime les valeurs du début 2000 et surestime les valeurs de 2003-2005, et la valeur élevée de 1963 n'est pas bien ajustée.

Le **Tableau 14** propose une comparaison des passages du modèle de production en 2006 par rapport à 2002. Les deux modèles de production ont donné des résultats similaires au cours des évaluations, mais entre 2002 et 2006, la productivité estimée du stock (r) dans ASPIC était inférieure en 2006 alors qu'elle était légèrement supérieure dans le modèle BSP.

La **Figure 15** représente des nuages de points des estimations par bootstrap des ratios de la biomasse et de F . La dispersion des ajustements logistiques suggère qu'il est probable que la F actuelle dépasse F_{PME} et/ou que la B actuelle est inférieure à B_{PME} , alors que la plupart des bootstraps de l'ajustement de Fox suggèrent que la B actuelle est supérieure à B_{PME} et que la F actuelle est inférieure à F_{PME} . L'ajustement du modèle de Fox n'était pas meilleur que le modèle logistique.

7.1.2 Analyses des populations virtuelles

Les estimations de l'abondance, de la mortalité par pêche et de la biomasse par âge du cas de base figurent respectivement aux **Tableaux 15, 16 et 17**. Dans l'ensemble, les estimations sont similaires aux résultats du cas de base de 2002. Les estimations du recrutement (âge 1) fluctuent généralement entre 400.000 et 700.000 poissons, à l'exception de 2005, année ayant enregistré un recrutement se situant à plus de 800.000 (**Figure 16**). L'estimation de 2005 est toutefois très incertaine. Les estimations de l'abondance de l'âge 2 suivent un schéma similaire à celui présenté par l'âge 1 avec un décalage d'une année (**Figure 17**). Les estimations de la biomasse reproductive (âge 5+) indiquent une forte tendance à la baisse avec une tendance ascendante récente depuis 1999. Les taux de mortalité par pêche estimés pour tous les âges sont assez variables mais présentent une tendance ascendante jusqu'en 1996 puis chutent brutalement (**Figure 17**).

La **Figure 18** montre les ajustements VPA aux indices d'abondance. En général, les résultats VPA semblent calculer de façon adéquate la variation moyenne des indices (étant donné le contraste relativement faible de chaque série temporelle de CPUE). Les estimations de la médiane de l'analyse par bootstrap se sont avérées très semblables aux prévisions initiales de vraisemblance maximale ; les résultats du modèle ne semblent donc pas être gravement biaisés en ce qui concerne les données. Il est important de noter, cependant, que les analyses par bootstrap rendent seulement compte de l'imprécision des indices d'abondance et non des incertitudes qui existent dans le taux de mortalité naturelle, la non-déclaration des prises et d'autres biais éventuels.

Les calculs de la production par recrue et de la biomasse reproductrice par recrue pour le cas de base ont été réalisés en utilisant PRO-2BOX (voir le catalogue ICCAT). Les analyses par recrue et de projection ont utilisé les mêmes entrées de façon à ce que les avis de gestion de chacune soient les plus cohérents possibles. Des vecteurs de sélectivité ont été dérivés du cas de base de la VPA en faisant la moyenne géométrique des taux de mortalité par pêche des trois dernières années. Les moyennes géométriques des taux de mortalité par pêche (F_a) ont ensuite été normalisées en divisant tous les âges par la valeur de F_a la plus élevée. Le poids par âge a été dérivé de la prise par âge de 2005 pour les âges 1-4 et de la courbe de croissance et l'âge moyen du groupe plus pour l'âge 5+ (comme décrit dans la documentation pour PRO-2BOX). On a postulé qu'un recrutement futur oscillait à peu près aux niveaux estimés par le modèle entre 1978 et 2004.

Le **Tableau 18** résume les résultats des statistiques par recrue estimés. Le taux de mortalité par pêche auquel la production par recrue a été maximisée (F_{max}) a été 0,28, $F_{0.1}$ était 0,15 et le taux de mortalité par pêche de 0,15 est estimé donner un niveau SPR de 30%. Il convient de souligner que dans le cas d'un recrutement constant

(comme cela est postulé dans le présent cas), les statistiques liées à la PME sont les mêmes que celles correspondant à la production maximale par recrue (par exemple $F_{PME} = F_{max}$, $SSB_{PME} = SSB_{max}$).

7.2 Etat du stock – Sud

Le **Tableau 19** donne les résultats récapitulatifs des 12 passages initiaux d'ASPIC. Les conclusions générales suivantes ont été tirées de cet exercice :

- En termes d'ajustement, pour chacun des trois jeux de données de CPUE, la fonction de production de Fox (Gompertz) donnait de meilleurs résultats, notamment pour les schémas de prises accessoires et les schémas composés.
- Comme cela était prévisible, les données du schéma de prises accessoires donnaient lieu à des estimations plus pessimistes de l'état actuel du stock et de la productivité que les données du schéma de pêcheries dirigées. Les données composées donnaient lieu à des estimations intermédiaires.
- Le fait que le ratio de la biomasse initiale par rapport à K soit établi ou estimé n'affectait pas beaucoup les estimations de l'état actuel.

La **Figure 19** présente les tendances de la biomasse estimée et de la mortalité par pêche ainsi que les ajustements aux données de CPUE, correspondant aux passages, en postulant un modèle de Fox et en estimant la biomasse initiale.

Le Groupe a signalé que pour les données de CPUE du schéma de prises accessoires et composé, le logiciel a rencontré des difficultés à ajuster la CPUE de 1967 qui était bien inférieure aux valeurs des années immédiatement suivantes. Le Groupe a procédé à un passage de sensibilité avec des spécifications équivalentes à R3Av, mais avec une réduction LAV (Least Absolute Values) au lieu d'une minimisation des moindres carrés. La procédure LAV est souvent adoptée comme une procédure robuste face aux points dispersés. Une comparaison entre ces deux passages a donné des estimations pratiquement identiques de la PME, de la F actuelle et de la biomasse actuelle mais les estimations du ratio de la biomasse initiale étaient très différentes ($B_{1970}/K=0,0003$ pour l'option des moindres carrés et $=0,695$ pour l'option LAV).

Le Groupe a réalisé des analyses par bootstrap des trois passages qui avaient donné les meilleurs ajustements à chaque jeu de données. La **Figure 20** présente les distributions de fréquence qui en résultent pour les estimations de la PME et des ratios de la biomasse actuelle et de la mortalité par pêche.

Le Groupe a étudié les résultats disponibles en vue de tirer des conclusions pouvant être utiles pour la Commission. Un consensus général s'est dégagé selon lequel il était probable que les résultats basés sur la CPUE du schéma des pêcheries de prises accessoires et ceux basés sur la CPUE du schéma des pêcheries dirigées n'étaient pas réalistes. Dans le cas des données des prises accessoires, il a notamment été souligné que les estimations de la PME et le taux de croissance intrinsèque obtenu pourraient ne pas être étayés par les connaissances actuelles sur la dynamique de la population d'espadon ni par les niveaux de capture historiques. Le Groupe a également estimé que la récente augmentation de la CPUE du schéma des pêcheries dirigées serait davantage due aux changements de la capturabilité qu'à un accroissement de l'abondance, engendrant donc possiblement une surestimation du taux de croissance intrinsèque. En conclusion, le Groupe a décidé de baser son avis sur les résultats obtenus avec les données de la CPUE composée.

Même si les schémas des pêcheries de prises accessoires et des pêcheries dirigées étaient similaires dans la première partie de la série temporelle disponible, les schémas divergeaient à partir du milieu des années 1990. Il ne sera pas possible de déterminer quel schéma reflète le mieux la tendance de la biomasse totale sans mener des travaux de recherche additionnels. On a noté le faible chevauchement dans la zone et les stratégies de pêche entre les flottilles de prises accessoires et d'espèces cibles utilisées pour l'estimation du schéma de CPUE et il a été fait observer que les tendances de CPUE des flottilles de prises accessoires et d'espèces cibles pourraient suivre les différentes composantes de la population. La décision d'utiliser le schéma de la CPUE composée pour le cas de base a donc été considérée comme un compromis à adopter à court terme. A moyen terme, le Groupe devrait rechercher d'autres formes d'analyses, susceptibles de mieux ajuster les schémas de prises accessoires et d'espèces cibles, telles que les modèles structurés par âge et par zone.

La **Figure 21** présente des nuages de points des estimations par bootstrap des ratios de la biomasse et de F , obtenus d'après les analyses de données du schéma composé, à l'aide des modèles de Fox et des modèles logistiques. Les deux jeux de résultats sont similaires dans leurs tendances centrales même si la dispersion des ratios de F et de la biomasse correspondant aux ajustements des modèles logistiques suggèrent une plus grande

probabilité que la F actuelle dépasse F_{PME} . La qualité de l'ajustement du modèle de Fox était meilleure et le Groupe a décidé d'utiliser ces résultats dans le tableau récapitulatif.

Le **Tableau 20** résume les estimations obtenues avec le modèle de Fox. L'estimation de la PME avec correction de biais se situe aux alentours de 17.000 t (gamme de 14.100 – 18.100). Le ratio estimé de B_{2006}/B_{PME} est 1,57 et le ratio estimé de F_{2005}/F_{PME} s'élève à 0,42, ce qui donne à penser que le stock se trouve dans de bonnes conditions.

En résumé, si l'information de CPUE disponible est utilisée dans un modèle de production simple, deux conclusions différentes peuvent être tirées sur l'état de l'espadon de l'Atlantique sud. L'utilisation des données des pêcheries de prises accessoires donne des résultats trop pessimistes, alors que l'utilisation des données des pêcheries dirigées donne des résultats optimistes. Le Groupe estime qu'aucune de ces alternatives n'est défendable compte tenu de l'état actuel des connaissances sur la biologie de l'espadon et de la nature des pêcheries sur lesquelles les schémas de la CPUE ont été obtenus. Par conséquent, le Groupe a basé ses analyses du cas de base sur un schéma de CPUE composé qui a été élaboré d'après les deux types de pêcheries. Reconnaissant que des travaux de recherche additionnels sont requis aux fins d'une meilleure exploitation des données disponibles, les résultats obtenus indiquent que le stock est en bonnes conditions. Le taux actuel de mortalité par pêche se situe en dessous de celui qui permettrait la PME et la biomasse actuelle se situe au-dessus de celle qui résulterait de la pêche à F_{PME} à long terme. La PME estimée (17.000 t environ) est supérieure de 33% aux débarquements actuels.

8. Projections

8.1 Projections – Nord

8.1.1 Modèles de production

Les deux modèles de production ont été projetés jusqu'en 2010 dans le cadre de scénarios de TAC constants de 9.000 t, 10.000 t, 10.400 t, 11.000 t, 12.000 t, 13.000 t, 14.000 t et 15.000 t. On a émis le postulat que la prise en 2006 était la même que celle déclarée en 2005 (12.143 t).

Des projections par bootstrap ont été réalisées pour ASPIC et les médianes avec correction de biais pour tous les scénarios de TAC ont été portées sur un diagramme à la **Figure 22**. Etant donné que la biomasse relative actuelle (2006) suggère que le stock est pratiquement rétabli, tous les TAC projetés, à l'exception de celui de 15.000 t (qui dépasse la PME), maintiennent le stock au niveau ou au-dessus du niveau de B_{PME} jusqu'en 2010. Les TAC supérieurs à la PME estimée (14.100 t) projetaient un déclin de l'état du stock. Les mêmes scénarios de TAC ont été utilisés afin de projeter le modèle BSP. Les résultats du modèle BSP suggèrent qu'un TAC constant de jusqu'à 13.000 t permettra au stock de se maintenir, avec une probabilité de 50% au moins, au niveau ou au-dessus du niveau de B_{PME} en 2010 (**Figure 23**). Le modèle BSP estimait une PME légèrement inférieure par rapport à ASPIC (13.700 t contre 14.100 t), de telle sorte que des TAC supérieurs à la PME provoqueraient une chute du stock en deçà de B_{PME} en 2010.

8.1.2 Projections de la VPA et scénarios de rétablissement

Des projections par bootstrap ont été réalisées au moyen des résultats du cas de base de la VPA unisexe. La sélectivité future a été calculée à partir de la moyenne géométrique des estimations du taux de mortalité par pêche de 2003-2005. On a supposé que les poids de chaque âge autre que le groupe plus égalaient les poids moyens de la prise observée en 2005 (ce qui concorde avec les analyses de production par recrue). Le poids moyen du groupe plus a été calculé à partir de l'âge moyen du groupe plus en se servant de la courbe de croissance unisexe. L'âge moyen du groupe plus en 2005 a été déduit du poids par âge observé en inversant la courbe de croissance (voir la documentation de PRO-2BOX). La prise observée de 2005 (12.143 t) et le TAC de 2005 (14.000 t) ont été utilisés pour les deux premières années des projections (c'est-à-dire 2006 et 2007, respectivement). La prise future a ensuite été établie à celle de l'un des scénarios de ponction constante définis ci-dessus pour les modèles de production. Les recrutements futurs (âge 1) ont été calculés aléatoirement à partir des valeurs estimées de 1978-2004 (scénario de recrutement « moyen »). Etant donné que le recrutement de 2005 n'a pas été correctement estimé par les modèles VPA, le recrutement de 2005 a été remplacé, lui-aussi, par un calcul aléatoire.

Toutes les projections indiquent un accroissement à court terme de la trajectoire de la médiane de la biomasse du stock reproducteur d'un peu plus de la moitié de SSB_{PME} en 2005, à l'exception du cas de 15.000 t (**Figures 24, 25**). D'après les prévisions, seuls des niveaux de TAC de moins de 9.000 t permettraient au stock de se rétablir, avec une probabilité de 50% au moins, à B_{PME} en 2009. Ces projections sont un peu moins optimistes que les projections correspondantes de 2002, ce qui est dû, en grande partie, aux estimations plus faibles du recrutement récent.

Le Groupe a noté que les estimations du recrutement du modèle de la VPA pour 1997-2001 étaient inférieures aux valeurs correspondantes de l'indice palangrier espagnol pour l'âge 1 d'un coefficient de 1,8 environ (**Figure 26**), ce qui donne à penser qu'il est possible que le recrutement futur pourrait être considérablement plus élevé que ce qui avait été postulé dans les projections ci-dessus. En conséquence, des projections déterministes ont été exécutées en postulant que le recrutement à partir de 2001 était égal à la moyenne de 1978-2004 multiplié par 1,8 (971.412). Le Groupe a reconnu que cette valeur était plus élevée que toute autre valeur jamais estimée pour ce stock et il a suggéré de la considérer comme une limite supérieure possible. Le remplacement des recrutements estimés pour 2001-2005 implique également que la VPA sous-estime en réalité le recrutement de ces années. Comme cela était prévisible, les projections à fort recrutement sont bien plus optimistes que le scénario de recrutement moyen (**Figure 27**). Dans le cadre de ce postulat, tous les scénarios de TAC, y compris celui de 15.000 t, sont estimés afin de permettre au stock de se rétablir au-dessus de SSB_{max} en 2009 et au-dessus de $SSB_{30\%}$ peu de temps après.

Un passage de sensibilité additionnel a été réalisé dans lequel le ratio de F (F_{5+}/F_4) de la dernière période temporelle était estimé et non établi à 1. Contrairement à l'évaluation antérieure, la valeur estimée de 0,51 était significative d'un point de vue statistique. Le Groupe n'a pas fourni d'explications quant à savoir pourquoi le taux de mortalité par pêche des poissons d'âge 4 pourrait être différent de celui des poissons d'un âge plus avancé, mais il n'a pas pu nier cette possibilité. Il a été recommandé d'explorer davantage cette question, compte tenu notamment du fait que le potentiel de rétablissement semble être plus élevé avec ce modèle qu'avec le cas de base (**Figure 28**).

8.2 Projections – Sud

Le Groupe n'a pas réalisé de projection pour ce stock.

9. Recommandations

9.1 Recherche et statistiques

Structure du stock. Le Rapport provisoire de l'Atelier sur la structure de l'espadon (Héraklion, mars 2006) a recommandé l'intensification de la recherche en collaboration et interdisciplinaire. Pareillement, la classification, à leur stock d'origine, des espadons capturés près des délimitations est sujette à des incertitudes et ne peut se faire rigoureusement sans un renforcement de la recherche collaborative et pluridisciplinaire qui tienne compte de strates d'échantillonnage à une échelle fine (carrés de 1°, par exemple) et par trimestre.

Capture. Tous les pays pratiquant la pêche de l'espadon (dirigée ou prise accessoire) sont tenus de déclarer les statistiques de captures, de prises par taille (par sexe) et d'effort par zone (la plus petite possible) et par mois. Ces données doivent être transmises à l'ICCAT dans les délais prévus, même si aucune évaluation analytique du stock n'est projetée. Des données historiques devraient également être fournies.

Détermination de l'âge. Les codes informatiques utilisés pour la détermination de l'âge de l'espadon atlantique devraient être actualisés. Les nouvelles courbes de croissance spécifiques du sexe (SCRS/2002/031) devraient être incluses et leur impact en termes d'estimation de prise par âge ainsi que leur cohérence avec les données de marquage devraient être évalués avant que le Groupe n'adopte formellement un nouveau jeu de courbes de croissance.

Rejets. Le nombre des poissons sous-taille capturés, ainsi que le nombre des rejets morts et remis à l'eau vivants devraient être notifiés de façon à ce que l'effet du rejet et de la remise à l'eau puisse être entièrement appréhendé dans l'évaluation du stock. L'échantillonnage par les observateurs devrait suffire à quantifier pour tous les mois et toutes les zones le volume de rejet présent dans les pêcheries directes d'espadon et les pêcheries de thon dont l'espadon constitue la prise accessoire. Il conviendrait de réaliser des études pour améliorer l'estimation des rejets et identifier des méthodes susceptibles de réduire la mortalité par rejet de l'espadon. Il serait également

utile de mener des études pour évaluer la mortalité postérieure des espadons rejetés vivants. Celles-ci sont particulièrement importantes en raison du niveau de rejet découlant de la recommandation visant à une taille minimale.

Espèce cible. Toutes les flottilles devraient consigner dans leurs carnets de bord des renseignements détaillés destinés à quantifier quelles sont les espèces ou groupes d'espèces visés. Il est vivement conseillé d'annoter les caractéristiques des engins ainsi que toute information relative à la stratégie de pêche (y compris l'heure des opérations). La recommandation formulée par la réunion du Groupe de travail sur les Méthodes de 2002 visant à rechercher des diagnostics dans ce contexte devrait être suivie. Le Groupe a recommandé de rechercher des formes alternatives d'analyses dans le sud qui concernent à la fois les schémas de prises accessoires et de pêcheries dirigées, telles que des modèles structurés par âge et par zone.

Par ailleurs, les observateurs en mer devraient collecter des informations plus détaillées sur la stratégie de pêche et l'espèce cible. Finalement, le Groupe a recommandé de procéder à des recherches sur l'approche de l'analyse par regroupement utilisée pour déterminer la cible de la série de CPUE brésilienne par simulation afin de permettre d'évaluer les sources potentielles de biais dans l'approche. Il a aussi été recommandé de réviser les procédures de standardisation pour la série de prise et d'effort de Santos Brésil en vue d'examiner la transition de l'engin de palangre de multifilament en monofilament. On a recommandé de nouveaux travaux de recherche sur les méthodes visant à contrôler cette caractéristique.

Marquage. Le Groupe a recommandé le développement d'un projet expérimental aux fins d'applications de marquage spécifiques, telle que l'estimation des taux de mortalité par pêche et/ou de schémas migratoires. Un projet expérimental pourrait s'avérer particulièrement utile pour déterminer la possibilité d'appliquer des marques traditionnelles et pop-up dans le but d'évaluer le taux d'échange entre les stocks de la Méditerranée et de l'Atlantique. La poursuite du marquage industriel à bord de navires commerciaux devrait, par ailleurs, être encouragée : la taille des échantillons est considérable et les taux de déclaration ainsi que la qualité des marques récupérées s'en trouvent améliorés.

Analyses des micro-éléments. Il conviendrait de réaliser une étude pilote d'analyses des microéléments à l'aide d'un certain nombre de spécimens originaires de zones totalement distinctes afin d'examiner la résolution potentielle de cette technique aux fins du tracé de la subdivision des stocks et de la composition de stocks mélangés dans l'Océan Atlantique, la Mer Méditerranée et l'Océan Indien.

CPUE. Le Groupe constate avec inquiétude que de nombreux indices d'abondance spécifiques de l'âge présentent de fortes fluctuations annuelles. Il a été recommandé que les analyses de CPUE se concentrent à l'avenir sur l'élaboration de méthodes additionnelles destinées à incorporer explicitement la variabilité environnementale au modèle. Il conviendrait d'examiner la possibilité de regrouper les tendances de la CPUE par zone de sex-ratio par taille (au lieu d'avoir recours à la méthode actuelle consistant à regrouper par nation). Il faudrait aussi déterminer s'il est opportun d'obtenir des indices de l'abondance spécifiques de l'âge provenant d'analyses indépendantes. Les CV devraient être présentés conjointement avec les analyses et les résultats des modèles devraient être comparés (par exemple pour les modèles à effets fixes et aléatoires). On devrait tenter d'utiliser les méthodes d'évaluation des stocks à même de réconcilier les tendances contradictoires des séries de CPUE des pêcheries dirigées et accessoires pour le sud (par exemple des modèles structurés par âge/zone). Pour les indices de la biomasse, on devrait se pencher sur l'influence du niveau de regroupement des données. Les Etats-Unis devraient prendre des mesures visant à maintenir les séries temporelles des données de CPUE dans leurs zones de fermeture pour préserver la continuité du suivi de la pêche.

Le Groupe a recommandé de standardiser les taux de capture nominale de l'Uruguay et de CE-Espagne.

Méthodes d'évaluation du stock. Il est recommandé d'explorer plus avant les méthodes susceptibles de caractériser et de traduire au mieux l'incertitude (par ex. les approches bayésiennes). A l'avenir, les évaluations devraient continuer à s'orienter vers des modèles qui ajusteraient avec plus de flexibilité les données telles que recueillies à l'origine. Il est également recommandé que les modèles incorporent davantage les informations biologiques et les incertitudes associées aux données biologiques.

Indice de la biomasse. Le Groupe a indiqué que l'indice de la biomasse de la palangre canadienne des années 1960 a présenté une rapide tendance décroissante, ce qui n'était pas cohérent avec l'information provenant de la pêche palangrière japonaise qui était largement répartie dans tout l'Atlantique Nord durant cette période. Compte tenu de l'importance de la série canadienne pour établir l'historique de la population, il est recommandé de revalider, dans la mesure du possible, les données des premières années.

9.1 Gestion

Le Groupe n'a formulé aucune recommandation de gestion.

10. Autres questions

Le Groupe a décidé de recommander de ne pas tenir la prochaine évaluation du stock d'espadon avant trois ans au moins (pas avant 2009) afin de faire progresser la recherche et les méthodes d'évaluation de base. Il convient de souligner que les données requises pour cette session devraient remonter et inclure l'année antérieure à la réunion.

11. Adoption du rapport et clôture

Le Groupe a remercié les Drs Travassos et Neilson pour l'excellent travail réalisé au cours de la réunion. Le Groupe a également reconnu l'utilité des travaux développés par le Secrétariat. Un examen exhaustif du rapport a été effectué au cours de la réunion et les questions importantes ont été traitées en plénière. Le rapport détaillé a été adopté pendant la réunion du Groupe d'espèces du SCRS.

Références

ANON. 2000. Report of the ICCAT SCRS Atlantic Swordfish Stock Assessment Session (Madrid, Spain, September 27-October 4, 1999). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 51(4): 1001-1208.

ANON. 2003. Report of the ICCAT SCRS Atlantic Swordfish Stock Assessment Session (Madrid, September 9 to 13, 2002). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 55(4): 1289-1415.

INFORME DE LA SESIÓN DE EVALUACIÓN ICCAT DE 2006 DEL STOCK DE PEZ ESPADA DEL ATLÁNTICO

(Madrid, España, 4 a 8 de septiembre de 2006)

RESUMEN

El objetivo de la reunión era llevar a cabo una evaluación del pez espada del Atlántico norte y el Atlántico sur como respuesta a la solicitud de la Comisión incluida en la [Rec. 02-02] y la [Rec. 03-03] de ICCAT. El Grupo llevó a cabo una revisión de la información utilizada en la evaluación, incluyendo la conclusión de las Jornadas de trabajo ICCAT sobre la estructura del stock de pez espada celebradas en marzo de 2006. Las proyecciones se llevaron a cabo utilizando diferentes enfoques. El Grupo evaluó también los escenarios de recuperación tanto para el pez espada del Atlántico norte como para el pez espada del Atlántico sur.

1. Apertura, adopción del orden del día y presentaciones

La reunión se celebró en la Secretaría de ICCAT, en Madrid. El Sr. Driss Meski, Secretario Ejecutivo de ICCAT inauguró la reunión y deseó la bienvenida a los participantes.

El Dr. John Neilson (Canadá), presidente de la reunión, deseó la bienvenida a los participantes (“el Grupo”) agradeció a la Secretaría los esfuerzos realizados para preparar la reunión. El Dr. Neilson procedió a revisar el orden del día que fue adoptado sin cambios (**Apéndice 1**). Al revisar el orden del día, el Dr. Neilson recordó a los participantes que éste se había preparado con el fin de abordar los objetivos incluidos en el Plan de trabajo para el pez espada para 2006 (**Apéndice 2**).

Se adjunta la lista de los participantes de la reunión como **Apéndice 3** y la lista de documentos científicos que se presentaron a la reunión se adjunta como **Apéndice 4**.

Los Drs. Travassos (Brasil) y Neilson presidieron las sesiones para los stocks del Atlántico sur y norte, respectivamente. Los siguientes participantes ejercieron las funciones de relatores de las diferentes secciones del informe:

<i>Sección</i>	<i>Relatores</i>
1, 10, 11	P. Pallarés
2	G. Scott
3	J. Neilson, P. Travassos
4	J. Mejuto, K. Yokawa
5	M. Ortiz, S. Paul
6	C. Porch, L. Brooks
7	C. Porch, V. Restrepo, L. Brooks
8	C. Porch, L. Brooks
9	J. Neilson

2. Examen de las recomendaciones de las Jornadas de trabajo 2006 sobre estructura del stock de pez espada

A comienzos de 2006, se celebraron en Creta unas Jornadas de trabajo sobre estructura del stock de pez espada, en respuesta a la Resolución 99-03, en la que se presentaron trece documentos científicos sobre biología del pez espada (SCRS/2006/010). Aunque la delineación de los límites entre los stocks sigue siendo imprecisa, los resultados de la investigación respaldaron en general la estructura del stock asumida actualmente para el pez espada del Atlántico (stock del Mediterráneo, del Norte y del Sur). En las Jornadas se convino en que la delimitación entre estos tres stocks no puede mejorarse sin una investigación multidisciplinar intensificada y en régimen de colaboración. Del mismo modo, la clasificación del pez espada capturado cerca de los límites para asignarlo a su stock de origen es objeto de incertidumbre y no puede realizarse con precisión sin una

investigación multidisciplinar y en régimen de colaboración que tenga en cuenta estratos de muestreo trimestrales y de escala fina (por ejemplo, cuadrículas de 1°). En el documento SCRS/2006/010 se presenta un resumen de la información disponible sobre la estructura del stock y dicho resumen se repite en este informe en la **Tabla 1**.

Considerando estas conclusiones, el Grupo convino en continuar utilizando las unidades de ordenación tradicionales de Atlántico norte y Atlántico sur como base para el asesoramiento actual.

3. Datos biológicos, incluyendo información sobre marcado

En la reunión se presentaron tres documentos relacionados con esta cuestión. El documento, SCRS/2006/119 presentaba un análisis de los patrones genéticos y de crecimiento de tres ejemplares de pez espada (dos machos y una hembra) marcados con marcas tradicionales y recuperados posteriormente tras un periodo que osciló entre 2,7 y 5,4 años. Dos de estos especímenes fueron marcados y recuperados en el Atlántico noroeste, mientras que el tercero fue marcado y recuperado en el Atlántico noreste. Se determinaron los genotipos de estos tres ejemplares para cuatro loci microsatélite y se analizaron junto con otros ejemplares cuyo genotipo se había determinado y que procedían de zonas atlánticas y mediterráneas utilizando un análisis de conglomeración bayesiano. Los resultados sugieren que los tres peces espada recuperados tienen un perfil genético que es característico del Atlántico. Se observó que los patrones de crecimiento diferían en dos de los especímenes analizados (macho y hembra): se asumió que el macho tenía un patrón de anillo único mientras que la hembra presentaba principalmente un patrón de anillo doble. La estimación de la edad de estos dos especímenes con arreglo a estas observaciones coincidía con los estudios de crecimiento anteriores. El tercer ejemplar, que se sabe que es un macho de al menos seis años y que fue marcado y recuperado en el Atlántico noroeste, no coincidía con los estudios de crecimiento anteriores. Los autores concluyeron que se requiere más trabajo para documentar el proceso y la frecuencia de formación de anillos. El Grupo constató que estos resultados, aunque se basan en una pequeña muestra, parecen implicar que pueden encontrarse diferentes ritmos de formación de anillos en un único stock de pez espada. De ser correcta esta conclusión, se podría complicar aún más la investigación de determinación directa de la edad a partir de las partes duras del pez espada, una recomendación previa del Grupo. Los autores recomendaron que se mejorasen los protocolos de recuperación de pez espada atlántico marcado por todas las flotas, con el fin de incluir el muestreo de rutina de tejidos y partes duras.

Se preveía originalmente presentar el segundo documento (SCRS/2006/031) en las Jornadas de trabajo sobre estructura del stock del pez espada, de marzo de 2006, pero los autores no pudieron asistir. El documento se presentó para informar al Grupo. En el documento se describía la pesquería artesanal de pez espada de las aguas de Côte d'Ivoire. Esta pesquería se explota con redes de enmalle a la deriva y se sitúa en las aguas frente a Abidján, en el límite de la plataforma continental. La pesquería lleva operando más de cinco años. Se realizó un análisis de la composición por tallas de los peces desembarcados desde 1988 hasta 2004, y se indicó que la mayor parte de la captura desembarcada no había alcanzado la talla de primera madurez. Los autores discutieron las implicaciones de este hallazgo en términos de impacto en la población y se compara con otras pesquerías de pez espada que emplean aparejos de pesca similares.

El documento SCRS/2006/118 presentaba información biológica sobre la talla y ratio de sexos por talla de las zonas pesqueras cercanas a Uruguay, Sur de 25° de latitud Sur. La ratio de sexos por talla observada es característica de una “zona trófica” tal y como se describe para otras regiones atlánticas, con un incremento lineal del porcentaje de hembras en tallas superiores, lo que confirma los datos y supuestos previos para esta región. También se constataron observaciones esporádicas de machos con tallas muy grandes como 290 cm LJFL.

En cuanto al marcado, la Secretaría realizó una actualización de la base de datos disponible para el Grupo. El Grupo recordó que esta base de datos había sido útil durante las Jornadas de trabajo sobre estructura del stock en Creta. También se constató que la Secretaría debería eliminar las marcas cuya posición es 0°, que actualmente se corresponden con datos que faltan. Los movimientos lineales inferidos resultantes de los datos de liberación y recuperación se presentan en la **Figura 1**.

4. Datos de captura, incluyendo tendencias en la pesquería

4.1 Visión general

Las pesquerías de palangre de superficie dirigidas de Canadá, CE-España y Estados Unidos han operado desde finales de los cincuenta o principios de los sesenta en el Atlántico norte. Las pesquerías de arpón han existido

desde al menos finales del siglo XVIII en el Atlántico noroccidental. Otras pesquería dirigidas al pez espada son, entre otras, las flotas palangreras de Brasil, Marruecos, Namibia, CE-Portugal, Sudáfrica, Uruguay y Venezuela. Asimismo, también hay alguna actividades de redes de deriva cerca de la zona de Gibraltar, como en Marruecos, y en otras zonas del Atlántico (por ejemplo, en las aguas situadas frente a la costa de África occidental).

Las principales flotas con captura fortuita u oportunista de pez espada son las flotas atuneras de Taipei Chino, Japón, Corea y CE-Francia. La pesquería atunera con palangre se inició en 1956 y ha operado en todo el Atlántico desde entonces, con importantes capturas de pez espada en determinados años que se producen como captura fortuita en sus pesquerías dirigidas a diferentes especies de túnidos. En la **Figura 2** se ilustra la distribución geográfica de las capturas de pez espada en el Atlántico.

Como resultado de las recomendaciones reguladoras nacionales y de ICCAT, se han producido importantes acontecimientos en las pesquerías de algunas naciones durante la última década. Desde febrero de 2000, se requirió, a nivel nacional, a los buques japoneses que pescan en el Atlántico norte que descartasen todo el pez espada dado que ya se había alcanzado la cuota en bloque japonesa. En 2001, se prohibió o restringió la pesca con palangre pelágico en tres zonas y temporadas para reducir la captura incidental que incluía pez espada juvenil y la captura fortuita. Desde 1999, la pesquería canadiense dirigida al pez espada, que solía continuar hasta octubre, finaliza a finales de agosto debido a la reducción de la cuota. Finalmente se ha producido otro cambio en la pesquería debido a los cambios tecnológicos, a saber, se han producido cambios en el tipo o estilo del arte de palangre utilizado por muchos buques españoles que han pasado de utilizar el arte tradicional multifilamento a utilizar un arte monofilamento. El Grupo constató estos cambios recientes y sus efectos potenciales en los datos disponibles, así como su continuidad y complejidad y, por tanto, su interpretación. Es necesario realizar actividades de investigación relacionadas con estas cuestiones en un futuro próximo.

Los científicos del SCRS creen que los datos de desembarque de la Tarea I de ICCAT proporcionan unas estimaciones mínimas debido a la captura no comunicada de pez espada realizada en asociación con las actividades de pesca ilegal, no declarada y no reglamentada (IUU). Sin embargo, no se estimó la cantidad de captura de pez espada NEI realizada por buques IUU.

Atlántico total

La estimación total de capturas de pez espada del Atlántico (Norte y Sur, incluyendo los descartes comunicados) ascendió a 24.830 t en 2005, lo que representa un importante descenso desde el punto máximo histórico de 38.624 t en 1995 (**Tabla 2** y **Figura 3**). Dado que un número importante de países no han comunicado sus capturas de 2005 y debido a las capturas IUU que no se conocen, este valor debería considerarse provisional y sujeto a revisión.

Atlántico norte

Durante la última década, la captura estimada del Atlántico norte (desembarques más descartes) se ha situado en un promedio de 14.200 t por año (**Tabla 2** y **Figura 3**), aunque los desembarques y los descartes de 2001 comunicados se habían reducido ya hasta 10.011 t debido a las recomendaciones de regulación de ICCAT. La comunicación de capturas en 2005 (incluidos los descartes) representa un descenso del 40% desde el punto máximo de desembarques en el Atlántico norte alcanzado en 1987 (20.236 t), en respuesta a las recomendaciones de ICCAT. Estos desembarques reducidos también se han atribuido en el pasado a cambios en la distribución de las flotas, lo que incluye el desplazamiento de algunos buques hacia el Atlántico sur o fuera del Atlántico. Asimismo, algunas flotas, entre las que se incluyen por lo menos las de Estados Unidos, CE-España, CE-Portugal y Canadá, han cambiado sus procedimientos operativos para dirigir su actividad de forma oportunista a los túnidos y/o tiburones, aprovechándose de las condiciones de mercado y de las tasas de captura relativa más elevadas de estas especies que anteriormente eran consideradas como captura fortuita en algunas flotas.

Atlántico sur

La tendencia histórica de captura (desembarques más descartes) puede dividirse en dos periodos: antes y después de 1980. La primera se caracteriza por unas capturas relativamente bajas, generalmente inferiores a 5.00 t (con una valor medio de 2.300 t). Después de 1980, los desembarques experimentaron un incremento constante hasta alcanzar un punto máximo de 21.780 t en 1995, nivel que coincide con el punto de máximas capturas del Atlántico norte (20.236 t). Este incremento de los desembarques se debió en parte al desplazamiento progresivo del esfuerzo pesquero hacia el Atlántico sur, sobre todo desde el Atlántico norte, así como desde otras aguas. La

expansión de las actividades pesqueras de los países costeros meridionales, como Brasil y Uruguay, también contribuyó a este incremento en las capturas. La reducción en las capturas que siguió al punto máximo alcanzado en 1995 fue el resultado de las reglamentaciones y también se debió en parte a un desplazamiento hacia otros océanos y otras especies objetivo. En 2004, las capturas comunicadas de 12,902 t se situaron aproximadamente un 40% por debajo del nivel comunicado en 1995. La captura comunicada en 2005 fue de 12.687 t y debería considerarse provisional y probablemente sea una subestimación.

4.2. Desarrollos recientes

Dada la amplitud geográfica de la distribución del pez espada atlántico en zonas costeras y de alta mar, generalmente entre 45°N y 45°S, esta especie está disponible para un gran número de países pesqueros (véase la **Tabla 2** con información detallada). Sin embargo, sólo se dispone de información sobre actividades pesqueras y nuevos desarrollos para algunos países, que han comunicado esta información a este Grupo de trabajo. Argentina ha facilitado información sobre actividades de pesca menores durante los años recientes en el Atlántico sur, lo que sugiere que la actividad pesquera, que se inició en 1980, probablemente haya sido objeto de comunicación incompleta durante algunos periodos. Vanuatu también comunicó capturas recientes en el Atlántico norte para 2004 y 2005. El Grupo indicó que los resúmenes que se presentan a continuación se limitan a aquellos que comunicaron sus datos directamente a la reunión. Los informes recibidos suponen el 90% de los desembarques totales del Atlántico norte y sur para los años recientes.

Brasil: Hasta 1979, el pez espada se capturaba como captura fortuita en la pesquería de palangre atunera y las capturas anuales no superaban en general las 500 t. Durante los años ochenta, se realizaron algunas capturas oportunistas en la pesca dirigida al pez espada lo que se tradujo en un incremento de las capturas que algunos años rondaron las 1.000 t.

Hasta 1990, la mayoría de los palangreros extranjeros fletados eran buques con pabellón japonés que habían comenzado sus operaciones en 1977 dirigiendo su actividad al rabil y que posteriormente cambiaron de especie objetivo dirigiéndose al patudo. Desde 1991 hasta 1996, la mayor parte de la flota fletada estaba compuesta por buques con pabellón de Taipei Chino, y el atún blanco reemplazó al patudo como especie objetivo. En los últimos años, esta flota ha estado compuesta principalmente por buques de tamaño mediano que dirigían su actividad al rabil y al patudo para abastecer al mercado de atún fresco.

Hubo que esperar hasta 1992 para la pesquería dirigida al pez espada fuera introducida en las aguas brasileñas por buques fletados con pabellón extranjero que utilizaban palangre monofilamento. A partir de 1994, los palangreros brasileños empezaron a utilizar palangre monofilamento y actualmente la mayor parte de la flota de palangre brasileña dirige su actividad a esta especie. En 1996, empezaron a operar en las aguas brasileñas buques fletados con pabellón español dirigiendo su actividad al pez espada.

Como resultado del número creciente de buques que desarrollan una pesquería dirigida al pez espada y debido a la expansión de la zona de pesca a aguas de alta mar, las capturas de pez espada se incrementó de forma continua hasta 1999, momento en el que se registró la captura más elevada de 4.721 t. Desde entonces, algunos buques fletados que dirigían su actividad al pez espada cesaron en sus operaciones y las capturas han exhibido una tendencia decreciente, estabilizándose en torno a las 3.000 t entre 2002 y 2004. En 2005, las capturas de palangre se incrementaron de nuevo, llegando a 3.785 t, mostrando un incremento de aproximadamente el 30% con respecto a 2004. Este incremento en las capturas de pez espada se debió principalmente a un incremento del esfuerzo pesquero.

Canadá: los desembarques canadienses de pez espada en 2005 ascendieron a 1.558 t, capturados con palangre (1.364 t) y arpón (193 t). A partir de los datos de observadores en el mar, se estima que la flota palangrera descartó 106 t de peces muertos. De los 77 palangreros con licencia sólo 48 desembarcaron pescado en 2005, un descenso significativo con respecto a mediados de los noventa, cuando todos, o casi todos, los palangreros de pez espada con licencia estuvieron activos. La reducción del esfuerzo en los últimos años se debe a una combinación de factores, entre ellos, la reducción de la cuota, más oportunidades para pescar otras especies, el precio de mercado relativamente bajo y la introducción, en 2002, del sistema de gestión con cuota individual transferible (CIT). Antes del inicio de la CIT en 2002, los palangreros pelágicos dirigían su actividad a los “túidos” al principio y final de la temporada, antes o después de captura la cuota de pez espada. Con el sistema CIT, los palangreros utilizan su cuota de pez espada o la utilizan para dirigir su actividad a los túidos como captura fortuita. Esto ha dado lugar a una prolongación de la temporada de pesca de pez espada con respecto a los años anteriores, temporada que finaliza ahora en noviembre en vez de en septiembre.

Taipei Chino: La pesquería palangrera de Taipei Chino comenzó a operar en el océano Atlántico en los años sesenta, y ha pescado por todo el Atlántico dirigiendo su actividad sobre todo al atún blanco, patudo o rabil en los años noventa. El pez espada ha sido sobre todo captura fortuita de la pesquería de túnidos, aunque algunos pequeños palangreros han estado dirigiendo su actividad a esta especie para el mercado de pescado fresco y algunos grandes palangreros tuvieron acceso en el pasado a la pesca estacional de pez espada en aguas brasileñas. En los años ochenta la captura actual para el stock septentrional fue inferior a 300 t, y se incrementó hasta alcanzar las 400-600 t durante el periodo 1991-1997. El incremento se debió sobre todo al desarrollo de las operaciones de palangre de profundidad en la zona tropical en una pesquería dirigida al patudo y al rabil. Debido a las reglamentaciones adicionales de ICCAT sobre reducción de la captura, la captura descendió hasta un nivel de 300 t. La captura volvió a descender hasta una estimación preliminar de 140 t en 2005. En lo referente al stock meridional, la captura anual ascendió a aproximadamente 200-800 t en los ochenta, pero se incrementó hasta 850-2.900 t en los noventa, acompañada por un incremento de las operaciones de palangre de profundidad. Debido al aumento de las reglamentaciones sobre captura, posteriormente la captura se redujo hasta aproximadamente 1.100 t en 1998. En 2005, la captura volvió a descender hasta una estimación preliminar de 744 t.

CE-Portugal 2006: En los últimos años se han producido pocos cambios en las pesquerías portuguesas palangreras de pez espada, además de los producidos por las reglamentaciones. La flota del Atlántico norte se ha convertido en una pesquería multiespecífica, debido sobre todo a cambios en el mercado (incrementos en el precio de otras especies como los tiburones). Además, muchos buques han cambiado de artes de pesca, pasando de utilizar el multifilamento tradicional a utilizar palangre monofilamento (estilo Florida). Los desembarques de pez espada en 2005 ascendieron a 900 t en el Atlántico norte y a 493 t en el Atlántico sur.

CE-España: En el documento SCRS/2006/150, así como en documentos presentados previamente, se incluye una extensa descripción de la pesquería, captura, esfuerzo y CPUE nominales recientes, incluyendo información sobre captura nominal por esfuerzo para el Atlántico norte y el Atlántico sur para el periodo 1986-2004. Durante 2005, los desembarques del norte se situaron en 5.521 t, un descenso del 21% con respecto al punto máximo de desembarques comunicado en 1995. Hubo algunos cambios en las pesquerías españolas en los años más recientes, además de aquellos generados por las reglamentaciones. Como ya se había comunicado en los años recientes, la flota del Atlántico norte ha seguido siendo una pesquería multiespecífica debido a los cambios en el mercado (incrementos en los precios de otras especies) y al desplazamiento de algunos buques fuera del Atlántico. Además, la mayor parte de los buques han cambiado el arte multifilamento por el arte monofilamento. En el Atlántico sur las capturas comunicadas para 2005 se situaron en 5.402 t, un descenso del 52% con respecto al nivel máximo de capturas alcanzado en 1995 (11.290 t).

Ghana: El pez espada se captura sobre todo con pequeñas redes de deriva empleadas por algunas canoas “dugout” utilizadas en la costa central y occidental de Ghana. El pez espada no es una especie objetivo pero aparece entre otros peces de pico como el pez vela (*Istiophorus albicans*), la aguja azul (*Makaira nigricans*) y la aguja blanca (*Tetrapturus albidus*). Tradicionalmente los pescadores que viven en la costa han desarrollado esta pesquería desde su inicio en 1974. Actualmente operan más de 400 canoas con redes de enmalle a la deriva con unas capturas que oscilan anualmente entre 50 y 700 t. Desde que se inició la pesquería no ha habido nuevos cambios.

Japón: Los palangreros japoneses del Atlántico norte descartaron/liberaron toda la captura de pez espada en el periodo entre febrero de 2000 y diciembre de 2003 debido a sus reglamentaciones internas. Aunque el Gobierno de Japón solicitó a todos los palangreros japoneses que consignasen sus datos sobre descartes de pez espada vivo y muerto en el mismo formato que el cuaderno de pesca, la disponibilidad de estos datos a partir del sistema de comunicación es muy escasa (Yokawa, 2006). Se comunicaba cada diez días el número de ejemplares liberados vivos y muertos, aunque no se facilitaba información sobre el lugar de la captura. Esta información se utilizó para estimar la captura total. El Gobierno japonés pidió a los palangreros japoneses que continuasen liberando vivas las capturas de pez espada desde 2003 hasta la fecha. El volumen de captura liberaba viva se estimó también utilizando los datos del sistema de comunicación por radio. La proporción de buques que comunicó las capturas de pez espada en 2000-2003 fue muy inferior a la de 2004 y 2005, cuando se permitió a los palangreros japoneses retener la captura de pez espada muerto. Los palangreros japoneses tienen que comunicar sus desembarques en el sistema de cuadernos de pesca. Supuestamente, los datos del sistema de comunicación por radio para 2004 y 2005 son más fiables que los de 2000-2003, ya que requieren que exista coherencia entre los datos de los cuadernos de pesca y los del sistema de comunicación por radio. El descenso observado en la captura de 2005 se debe sobre todo al descenso del número de palangreros.

La captura de pez espada del Atlántico sur de los palangreros japoneses osciló entre 123 t y 339 t en el periodo 2000-2005. Esto se debió sobre todo a un desplazamiento anual de los principales caladeros de los palangreros japoneses que dirigen su actividad al patudo en el Atlántico tropical oriental que se extienden por el límite de las unidades norte y sur del stock de pez espada. El esfuerzo de los palangreros japoneses en los últimos años tiende a concentrarse más en las zonas de afloramiento donde pueden capturar patudo de mejor calidad. Se supone que esto ha tenido un impacto negativo en las capturas de pez espada ya que la proporción de pez espada en estas zonas de afloramiento suele ser generalmente inferior a la de las zonas adyacentes.

Marruecos: En el documento SCRS/2006/125 se presenta una descripción de la pesquería. En Marruecos, la pesca de pez espada la realiza actualmente una flota costera formada por 340 buques, de los cuales 20 operan en el Atlántico. Estos buques utilizan palangre de superficie y redes de enmalle como artes de pesca principales.

Sin embargo, en el Atlántico sur marroquí, el pez espada ha sido también especie objetivo de una flota palangrera congeladora durante los tres últimos años, con buques con esloras que oscilan entre 20 y 27 m. Estos buques utilizan palangre de superficie como arte de pesca y desembarcan sobre todo en el puerto de Dakhla. Aunque no superan la decena, estos buques operan sobre todo en alta mar con mareas de 10 a 20 días.

Los principales caladeros están situados en la zona de influencia del estrecho de Gibraltar (a 5-30 millas náuticas de distancia de la costa) y a lo largo de la costa marroquí del Atlántico sur. La pesca de pez espada tiene lugar durante los dos periodos de paso de este recurso por las costas marroquíes. Estos dos periodos suelen tener lugar entre abril y noviembre.

En la última década, las capturas de pez espada del Atlántico han fluctuado entre 114 t y 462 t. Sin embargo, han mostrado una tendencia estable situándose en aproximadamente 325 t en los últimos tres años. Las capturas de la pesquería de palangre se han incrementado ligeramente desde 2003 y, en 2005, ascendieron a 325 t. Cabe destacar aquí que el desglose geográfico de las capturas de esta especie se realiza en función del caladero en que ese realiza la captura, que necesariamente tiene que indicarse en el documento estadístico de ICCAT establecido a este efecto. Según la subdivisión administrativa de Marruecos, las capturas realizadas en el Estrecho de Gibraltar están incluidas en las capturas mediterráneas.

La talla del pez espada capturado en el Estrecho de Gibraltar y en la zona marroquí del Atlántico septentrional oscila entre 85 y 260 cm. Las tallas medias en estas zonas se sitúan en el orden de 146 cm y 137 cm de longitud a horquilla, respectivamente.

Estados Unidos: Para 2005, la estimación provisional para los desembarques y descartes de peces espada muertos de los buques estadounidenses se situó en 2.424 t (2.162 t desembarcadas y 262 t de descartes de peces espada muertos para el Atlántico norte). Esta estimación es un 10% inferior a la estimación de 2.670 t para 2004.

Los desembarques de pez espada son objeto de seguimiento durante la temporada mediante los informes presentados por los comerciantes, armadores y patrones de los buques, los agentes de puerto del NMFS y los informes diarios obligatorios de los cuadernos de pesca presentados por los buques estadounidenses con permiso para pescar pez espada. Esta pesquería también es objeto de seguimiento mediante un programa de muestreo de observadores científicos, creado en 1992. Se selecciona de forma aleatoria en torno a un 8% del esfuerzo pesquero de toda la flota de palangre para ser objeto de observación durante el año pesquero. Los datos de muestreo de observadores, junto con los niveles de esfuerzo comunicados en los cuadernos de pesca, respaldan las estimaciones de aproximadamente 19.559 ejemplares descartados muertos en 2005, lo que supone una estimación de 262 t de pez espada en total. Para el Atlántico norte, el tonelaje estimado de descartes muertos en 2005 fue de 262 t, de las cuales se estima que 252 t fueron descartadas por artes de palangre. En total, las estimaciones de la captura descartada muerta descendió un 5% (13 t) en comparación con el nivel de 2004.

Esta pesquería está sometida todavía a acciones de ordenación internas, lo que incluye vedas espaciotemporales y medidas de otra índole implementadas en 2000. Durante el año 2001, la pesca de palangre pelágico estadounidense fue objeto de prohibiciones o restricciones en cinco zonas y periodos que se muestran en la **Figura 4**. Se seleccionaron las tres zonas meridionales (Charleston Bump, costa este de Florida y Cañón Desoto), al menos en parte, para reducir la captura de pez espada de <125 cm y otra captura fortuita. Se cerró la zona de captura de atún rojo principalmente para reducir la captura de atún rojo de talla inferior a la talla legal para la venta por parte de los pescadores estadounidenses. Los palangreros podían pescar en la zona distante del noreste si participaban en un estudio sobre tortugas y llevaban observadores a bordo. El número de palangreros de la pesquería estadounidense que dirigen su actividad al pez espada ha experimentado un descenso constante desde mediados de los noventa. El esfuerzo comunicado (anzuelos) descendió inicialmente pero se ha mantenido

bastante estable desde 1998. Parte del esfuerzo comunicado anteriormente para la zona de pesca de la costa este de Florida parece haberse redistribuido hacia el Golfo de México y hasta el Atlántico Sur y la Ensenada del Atlántico medio.

Uruguay: En un documento se presenta información sobre la pesquería uruguaya entre 2001 y 2005 basándose en el programa nacional de observadores. Las capturas comunicadas para 2005 en el Atlántico sur ascendieron a 843 t. La pesca de palangre de superficie se inició en Uruguay en 1969 con un buque atunero que operó hasta 1974. No hubo buques atuneros operativos entre 1974 y 1981. En 1981 la flota palangrera reinició esta actividad pesquera. En el periodo 1981- 1991 esta flota, compuesta por buques y métodos de pesca de origen japonés, se dirigió sobre todo al pez espada, rabil y patudo, con la excepción de algunos buques chinos que operaron aproximadamente durante un año y que dirigieron su actividad al atún blanco. Estos buques abandonaron sus operaciones en 1992, con la introducción de una flota de palangreros de origen español y americano, con el correspondiente cambio en el método de pesca. Actualmente, los buques que pescan son casi todos “fresqueros” que utilizan un palangre monofilamento de arrastre de tipo americano y que tienen como principal especie objetivo al pez espada y, en menor medida, al patudo y el rabil, así como algunas especies de tiburones. La principal zona de pesca durante todo el periodo ha sido la zona económica exclusiva de Uruguay y las aguas internacionales adyacentes, entre 30 y 38° de latitud Sur. Sin embargo, durante el periodo inicial algunos buques pescaron en zonas amplias del océano Atlántico. Durante la primera fase (1981-1991), la flota llegó a tener 13 buques, todos grandes buques congeladores. Desde 1991 sólo ha operado un buque, aunque actualmente la flota está compuesta por 12 buques, la mayoría de menos de 24 m. Las capturas para el periodo 1982-2005 oscilaron entre 156 t (1991) y 1.927 t. (1984), situándose en aproximadamente 800 t en la última década.

4.3 Datos de captura

La Secretaría presentó tablas resumidas de capturas por arte y país (**Tabla 2**). El Grupo constató que muchas flotas no habían presentado los datos a tiempo para la evaluación. A efectos de los análisis utilizados en la evaluación, para 2005 y para las flotas que no presentaron datos se utilizaron los datos de años anteriores. Los países afectados fueron: en el Norte, Barbados, Filipinas, San Vicente y las Granadinas, Senegal y Reino Unido-Bermudas; en el Sur el traspaso de desembarques de 2004 a 2005 sólo fue necesario en el caso de Filipinas (1 t).

Vanuatu también comunicó desembarques en 2004 y 2005, siendo la primera vez que este país comunicaba desembarques de pez espada del Atlántico norte. La captura de Vanuatu y San Vicente y las Granadinas, que habían sido comunicadas como zonas sin clasificar se asignaron al Atlántico norte. Además, el Grupo examinó los desembarques de Nigeria (Atlántico sur) y consideró la cuestión planteada en la evaluación de 2002 de una captura excepcionalmente elevada (857 t) comunicada en 1994. Dado que no había habido desembarques de tal magnitud en los años próximos para dicho país y sobre la base de la información adicional recibida por la Secretaría, se decidió omitir este valor de la tabla de capturas.

El Grupo revisó durante la reunión la información sobre talla y los datos de captura disponibles. La Secretaría constató que la mayoría de la información para 2005 se había presentado después de la fecha límite y que, por consiguiente, se había retrasado el trabajo para asimilar y difundir estos datos. Para el stock del Atlántico norte, se comunicó información sobre captura por talla o muestreo de talla actualizada desde la última evaluación para las siguientes naciones/flotas y años:

- Japón 1998-2005
- Estados Unidos 2001-2005
- España 2001-2004
- Canadá 2001-2005
- Taipei Chino 1981- 2004
- Red de enmalle de Marruecos 2001-2005
- Palangre de Portugal 2001-2005
- Red de enmalle de Venezuela 2001
- Palangre de México 2001

Para el stock meridional:

- Taipei Chino 1981-2004
- España 2001-2004
- Palangre de Brasil 2001 a 2005
- Namibia para 2001 y 2005

- Sudáfrica 2001 a 2005
- Portugal 2002 y 2005
- Côte d'Ivoire 2003 y 2004
- Japón 2001 a 2004

Para actualizar la captura por talla creada durante la última evaluación en 2002, la Secretaría presentó la tabla de sustitución para los años 2001 a 2005 para el stock del Atlántico norte y del Atlántico Sur (en las **Tablas 3 y 4** se presentan detalles para las sustituciones realizadas para los años 2001-2005 para el stock del Norte y del Sur, respectivamente). Con algunos pequeños cambios, el Grupo aceptó las propuestas de la Secretaría para crear la captura por talla. Además, el Grupo recomendó que esta tabla sirviese de plantilla para posteriores actualizaciones de la información de la captura por talla de estos stocks. Siguiendo los procedimientos de la evaluación de stock de 2002, se utilizó la curva de crecimiento “unisex” Gompertz, adoptada por el Grupo desde 1989, para convertir la captura por talla en captura por edad, utilizando el programa AGEIT. Las matrices de captura por edad resultantes se muestran en las **Tablas 5 y 6** para los stocks del Norte y del Sur, respectivamente.

5. Índices de abundancia relativa

5.1 Índices de abundancia relativa – Norte

Los índices de abundancia por edad para ambos sexos combinados para el stock de pez espada del Atlántico norte muestran patrones coherentes para todas las edades (2-5+) en las diferentes pesquerías dirigidas, sólo las pesquerías captura fortuita muestran una tendencia divergente. Para las edades 3 a 5+, los índices indicaban un incremento en la biomasa desde 2000 para la edad 3, y desde 1998 para la edad 5+ (**Figura 5**). Por el contrario, para la edad 2 los índices muestran un descenso en los años recientes en comparación con 1999. No se dispone de un índice actualizado para los reclutas de edad 1 en el periodo reciente. El índice de la biomasa que incluía a todas las pesquerías principales muestra una tendencia ligeramente creciente desde 1998 hasta 2005, incluido (**Tabla 8 y Figura 6**).

Durante la reunión se creó el índice de biomasa para el stock de pez espada del Atlántico norte (SCRS/2006/129). Se presentaron datos científicos de Canadá, Japón, Estados Unidos, Portugal y España, y de estas cinco series de datos, se estandarizaron los datos de Canadá, Japón, Estados Unidos y España, utilizando un GLM y asumiendo una distribución delta lognormal (**Tabla 7 y Figura 5**). Los científicos japoneses expresaron cierta inquietud en relación con la fiabilidad de los datos de captura de Japón desde 2000, debido al bajo nivel de comunicación de pez espada descartado y liberado. El Grupo recomendó excluir de la estandarización de las tasas de captura la información de 2000 a 2005. Tras la evaluación de 2002, el índice de biomasa se restringió a los periodos 1963 a 1970 y 1975 a 2005. En el pasado, sólo se incluían los registros positivos de captura de pez espada, y aunque la proporción de captura cero es baja (menos del 5%), los autores consideraron más apropiado utilizar un modelo delta lognormal que excluir los datos. Otras modificaciones del modelo de estandarización fueron la recategorización del factor especie objetivo. En el pasado, este factor consideraba 10 niveles (incrementos del 10% del porcentaje desde 0 hasta 100%), mientras que en el presente análisis la variable objetivo se definió en cuatro grupos, como incrementos de percentiles del 25%. Este cambio proporciona una matriz de valores de entrada más equilibrada y reduce el número de parámetros estimados. Una discusión posterior con el Grupo indicó que los datos de la flota española podrían requerir una nueva revisión, sobre todo en cuanto a la clasificación del tipo de arte. El Grupo decidió excluir del actual análisis los datos clasificados como arte “multifilamento” desde 2001 en adelante de los datos de entrada españoles.

Se actualizó hasta 2005 la información sobre tasa de captura específica de la edad estandarizada para el stock de pez espada del Atlántico norte de las pesquerías de palangre canadiense (SCRS/2006/116) y estadounidense (SCRS/2006/124) utilizando los análisis presentados previamente. Se presentó la CPUE específica de la edad del pez espada capturado por los palangreros japoneses en el Atlántico norte para el periodo 1975-2005 (SCRS/2006/021), estandarizada utilizando los métodos de la evaluación de 1999 (Anon., 2000). Para el periodo febrero de 2002 a diciembre de 2003, los palangreros japoneses descartaron toda su captura de pez espada, y desde 2003 hasta el periodo actual, los palangreros japoneses continuaron liberando sus capturas de pez espada vivo. Para la estimación de descartes de ejemplares vivos y muertos se utilizaron los datos del sistema de comunicación por radio, mediante el cual se comunican el número de liberaciones de peces espada vivos y muertos en intervalos de diez días (sin información sobre la localización de las capturas). La CPUE estandarizada mostraba un descenso no realista para el periodo 2000-2003 para todos los grupos de edad, coincidiendo con un periodo de escasa comunicación. Esto indica claramente que los valores de los índices de abundancia estimados

en 2000-2003 subestimaban el nivel del stock. Por tanto, el Grupo decidió no utilizar estos valores en la evaluación de stock. La CPUE estandarizada disponible de la flota palangrera española procedía de la evaluación de stock de 2002, actualizada hasta 2001 (Anon., 2003).

En la **Tabla 7** y **Figura 5** se presentan tasas de captura relativas estandarizadas específicas de la edad disponibles para la evaluación VPA del stock del Atlántico norte.

De conformidad con el plan de trabajo de 2006 y debido a que no todas las pesquerías cuentan con índices específicos del sexo y la edad, se acordó que los análisis VPA se restringirían a evaluaciones de sexos combinados específicas de la edad. Durante la reunión se estimó el índice de sexos combinados específico de la edad de Canadá utilizado en el VPA, sumando la CPUE estandarizada de machos y hembras de cada clase de edad (edades 2-5+). También se estimó la varianza de este índice común como la suma de las estimaciones de varianza para cada sexo.

El Grupo observó que los índices de abundancia para el pez espada por edad y sexo, o por edad y sexos combinados, se habían calculado utilizando modelos de crecimiento diferentes. Se recomendó que en futuras evaluaciones se utilizaran modelos de crecimiento coherentes tanto en la estandarización como en los métodos de determinación de talla y edad de la información sobre captura.

5.2 Índices de abundancia relativos – Sur

Para la evaluación de 2006, se produjo una mejora en el nivel de información disponible de las pesquerías que capturan pez espada del stock del Atlántico sur (**Tabla 9** y **Figura 7**). Se facilitaron los patrones de tasa de captura nominal y estandarizada de varias pesquerías y éstos se ajustaban a dos patrones generales que en general reflejaban las pesquerías dirigidas y de captura fortuita (**Figuras 8** y **9**). Aunque los patrones de las pesquerías dirigidas y de captura fortuita eran similares en la primera parte de la serie temporal disponible, los patrones divergían a partir de mediados de los noventa, y si no se realizan nuevos trabajos de investigación no será posible resolver qué patrón refleja mejor la tendencia de la biomasa total. Se indicó que había poco solapamiento en las estrategias y zonas de pesca entre las flotas en las que el pez espada es especie objetivo y en las que es captura fortuita utilizadas para estimar el patrón de CPUE, y que las tendencias de CPUE de las pesquerías dirigidas y de captura fortuita podrían seguir a diferentes componentes de la población. Este punto de vista fue respaldado en cierta medida por la limitada información sobre frecuencias de talla para la captura de pez espada del stock meridional, pero sería necesario realizar más trabajos de investigación y de recopilación de datos de datos para poder comprobar esta hipótesis.

5.2.1 Pesquerías dirigidas al pez espada

En la reunión se presentaron dos índices de CPUE estandarizados de las flotas brasileñas que dirigen su actividad al pez espada. En el documento SCRS/2006/126 se presentaban los resultados de un análisis de conglomeración para investigar los cambios en las especies objetivo y en las estrategias de pesca de la flota palangrera brasileña (fletada y nacional) desde 1978 a 2005. El análisis de conglomeración logró agrupar los calados de palangre por especies objetivo, reflejando claramente las diferencias entre las flotas así como en las estrategias de pesca. Después se utilizó la base de datos generada por el análisis para estandarizar la CPUE del pez espada capturado por la pesquería palangrera brasileña durante 1978-2005 (SCRS/2006/127). Los resultados sugieren que la utilización del análisis del conglomeración para agrupar previamente los calados de palangre considerando la estrategia de pesca en función de la especie objetivo podrían ser una herramienta importante para generar series de CPUE estandarizadas mediante GLM, sobre todo en el caso de una pesquería como la pesquería palangrera atunera brasileña, compuesta por varias flotas con un alto grado de varianza en la estrategia de pesca en el tiempo. Sin embargo, se reconoció que un sesgo potencial de este método consiste en que en el análisis de conglomerado no se considera que un calado de palangre se dirige al pez espada si las capturas de pez espada son nulas o si su proporción es considerablemente inferior a la obtenida para otras especies en el mismo calado, un fallo que puede dar lugar a unas CPUE artificialmente elevadas. Sin embargo, este sesgo podría haberse minimizado mediante la inclusión de todos los conglomerados como un factor en el análisis GLM. También se constató que la utilización de los datos agregados por flota, en los que no se no considera, por ejemplo, la proporción de capturas de cada calado, puede dar lugar al sesgo opuesto, ya que la parte variable del esfuerzo pesquero desplegado por el calado puede no dirigirse a la especie objetivo esperada, haciendo descender así de un modo artificial su abundancia relativa.

La discusión de este enfoque dio lugar a que se recomendara investigar el método mediante simulación para poder evaluar las fuentes potenciales de sesgo del enfoque. Dichas simulaciones se han realizado para métodos

más simples que utilizan la captura de otras especies para indexar el grado en el que la estrategia de pesca se dirige hacia la especie objetivo (SCRS/00/21). Con este conjunto de simulaciones se halló que algunos enfoques que utilizan la captura de otras especies pueden dar lugar a importantes sesgos en las mediciones de abundancia relativa. El Grupo expresó su preocupación en cuanto a que los métodos podían haber introducido un sesgo positivo en la tendencia inferida de abundancia relativa y manifestó que creía que el patrón resultante podría ser una representación demasiado optimista de la tendencia reciente en la biomasa del pez espada del Atlántico sur.

El Grupo sugirió que se realizase una comparación de las estimaciones de CPUE estándar derivadas del análisis de conglomeración con las estimaciones que utilizan la proporción de captura de pez espada en la captura de otras especies, un enfoque común utilizado en otros modelos de estandarización. El Grupo sugirió también la aplicación de un análisis de conglomeración en un resumen de los datos de mareas de pesca. Se sostuvo que dentro de una marea, la posibilidad de un cambio en las tácticas de pesca es pequeña en comparación con diferentes mareas, ya que los patrones tienen objetivos económicos que determinan el objetivo de su marea. Esto puede aplicarse sobre todo a las mareas oceánicas, más que a las cortas mareas costeras, en las que la captura suele ser generalmente más oportunista. En general, el Grupo reconoció la importancia de evaluar las tasas de captura como una función de la composición de la captura. Este factor ha demostrado ser muy importante en los análisis de estandarización, cuando se utilizan análisis de conglomeración, proporciones de captura o mediciones directas de la estrategia de pesca.

También se estandarizaron los datos de captura y esfuerzo (1971-2005) del pez espada capturado en las aguas del Sur de Brasil por la flota atunera con base en Santos utilizando un enfoque GLM, y AIC y análisis de devianza para seleccionar los factores relevantes (SCRS/2006/117). El índice estandarizado final mostraba fluctuaciones sin una tendencia clara durante todo el periodo. Esto suele asociarse a cambios en las estrategias de pesca, pero la utilización de datos agregados por mes no permite que el modelo explique claramente el objetivo. El resultado sugiere que el pez espada del stock del Atlántico sur no se ve muy afectado por la pesquería. Sin embargo, esta interpretación debe ser analizada detenidamente debido al escaso esfuerzo pesquero de los palangreros de Santos y a la pequeña área de operaciones. El Grupo sugirió dividir la serie en el periodo en que se produjo el cambio en el tipo de palangre. El Grupo también indicó que la tendencia decreciente reciente en la CPUE estandarizada de Santos presentaba una dirección opuesta al patrón modelado en el documento SCRS/2006/127, sobre todo si se separaba la serie temporal para considerar la transición del arte de palangre multifilamento a monofilamento, que podría haber dado lugar a unas tasas de captura por anzuelo mucho más elevadas para el pez espada (y otras especies), tal y como se ha observado en otras flotas. Se recomendó que se realizasen más trabajos de investigación sobre los métodos para controlar esta característica.

En el documento SCRS/2006/118 se presentó un índice de CPUE nominal para Uruguay. Se presentó la información de captura por talla de pez espada recopilada por el *Programa Nacional de Observadores de la Flota Atunera-PNOFA* y la información sobre captura extraída de los cuadernos de pesca de la flota de palangre pelágico de Uruguay para el periodo 2001-2005. El porcentaje de cobertura fue del 7% y 35% del esfuerzo total de las flotas, respectivamente. Los análisis preliminares se centran en la distribución espaciotemporal del esfuerzo y en la captura por talla. Se midió un total de 9.604 ejemplares (66-455 LJFL cm). Además, se evaluaron las ratios de sexo por talla y se compararon con otras zonas. Se observó el incremento de la proporción de hembras en función de la talla. Se analizaron las tasas de captura por categorías de talla, < 125 LJFL cm, 125-160 LJFL cm y > 160 LJFL cm, y por zona y temporada. Los resultados indicaban que los peces más pequeños se concentran cerca de la costa en otoño y primavera, mientras que los ejemplares grandes muestran una distribución más oceánica con una aparente migración trófica entre la zona norte y sur siguiendo las principales especies presa.

El Grupo sugirió que se intentasen estandarizar los datos de tasa de captura de Uruguay para poder realizar una comparación más directa con los resultados de otras flotas que pescan pez espada de la región.

En el documento SCRS/2006/128 se utiliza un GRASP (Análisis de Regresión Generalizado y Predicción espacial) para trazar la distribución espacial del pez espada en el Atlántico sur, basado en modelos aditivos generalizados (GAM) que relacionan la captura con variables de indicadores medioambientales. La información sobre captura de 38.000 calados de palangre pelágico brasileño desde 1980 hasta 2000 y los datos de frecuencia de talla de 5.000 calados de palangre desde 1982 a 2000 se obtuvo de la base de datos de ICCAT. Los resultados resaltaban la importancia de variables medioambientales para la pesquería y para la distribución espacial de las diferentes clases de talla de pez espada (pequeña, intermedia y grande). La distribución del pez espada estaba estrechamente asociada con zonas de convergencia (intertropical y subtropical) sobre todo en los meses de mayor intensidad. Los patrones de distribución espacial diferían en las tres clases de talla consideradas. Las clases de talla inferior se hallaron sobre todo en zonas costeras y en zonas con una capa de mezcla superficial (<

20 m). Por el contrario, el pez espada de talla intermedia se asociaba sobre todo a la zona de convergencia intertropical y a capas de mezcla de más de 20 m de profundidad, mientras que el pez espada grande abundaba más en las cercanías de la zona de convergencia subtropical.

Además, se dispuso de una serie de CPUE nominal de CE-España (1988-2004, véase SCRS/2006/115), un patrón que fue también generado en la reunión basándose en los datos de la Tarea II de ICCAT. En el futuro, debería intentarse estandarizar estos datos, teniendo en cuenta la transición a la utilización del palangre monofilamento.

5.2.2 *Pesquerías no dirigidas al pez espada (captura fortuita)*

Se presentaron dos documentos sobre la CPUE estandarizada de captura fortuita de pez espada de las pesquerías de palangre pelágico no dirigidas al pez espada de Japón y Taipei Chino.

El índice de CPUE (número/1.000 anzuelos) del pez espada capturado por los palangreros japoneses en el Atlántico sur se estandarizó utilizando un modelo delta lognormal, utilizando datos por lance para el periodo entre 1967 y 2004 (SCRS/2006/021). También se estimó el índice de biomasa del pez espada del Atlántico sur utilizando los valores de la CPUE estandarizada en número y el peso medio calculado de la captura en cada año. En los últimos años, el esfuerzo ha descendido y se ha concentrado en la parte nororiental del Atlántico sur donde se han observado tasas de captura inferiores de pez espada debido a la influencia de un fuerte afloramiento. Resulta difícil creer que el modelo utilizado en la estandarización de la CPUE puede ajustarse totalmente para los efectos de estos cambios en el esfuerzo pesquero. El Grupo consideró que los índices de abundancia/biomasa estimados eran, en cierta medida, subestimaciones del nivel actual del stock.

En el documento SCRS/2006/120 se describe la CPUE de captura fortuita estandarizada de Taipei Chino. Se desarrollaron las tasas de captura aplicando un enfoque GLM y asumiendo una distribución de error delta lognormal, teniendo como principales variables explicativas bimestres, zona geográfica y especie objetivo de la pesca. Se consideraron tres conjuntos de definiciones de zona en los ensayos de estandarización y se utilizaron supuestos que situaban el límite norte para el stock del Sur en 5°N y 15°N, siendo los resultados prácticamente iguales. Se observó un marcado descenso desde 1997/1998 hasta 2003, periodo en que estuvieron vigentes las Recomendaciones de ICCAT 96-08 y 97-07 sobre reducción de la captura de pez espada. El Grupo discutió los modos de abordar esta parte de la serie que había sido objeto de subestimación, las opciones eran excluirla o tratarla como una serie independiente, y finalmente se optó por la segunda opción.

Asimismo, las series de CPUE nominal estuvieron disponibles para Ghana para los años 1990-2004.

La **Tabla 9** y la **Figura 7** muestran varios patrones de tasa de captura disponibles para el Grupo para el stock de pez espada del Atlántico sur.

Los datos brasileños, españoles y uruguayos mostraron una tendencia similar de incremento de la CPUE para los últimos años (1996 en adelante, aunque con tasas diferentes). La serie de CPUE brasileña presentaba el escenario más optimista, una tendencia que, sin embargo, podría deberse al menos en parte al método de estandarización utilizado, que consideró la especie objetivo, seleccionada mediante un análisis de conglomeración, como una de las variables explicativas en el modelo. Sin embargo, las tendencias de CPUE de Japón y Taiwán mostraban una tendencia opuesta; la CPUE exhibía una tendencia descendente continua en los últimos años. El escenario más pesimista lo presentaban las flotas taiwanesa y japonesa. Las series de CPUE de Japón podrían estar sesgadas a la baja debido a la fuerte reducción del esfuerzo pesquero en el Atlántico Sur desde 1985 a 2005, con la consiguiente mengua de la zona de pesca y una reducción significativa del esfuerzo en las zonas de mayor abundancia de pez espada. El esfuerzo pesquero de Japón no sólo ha descendido en el tiempo, sino que también se ha desplazado a una zona más cercana a la parte oriental del Atlántico.

Para la evaluación de 2006 se produjeron algunas mejoras en el nivel de información disponible para las pesquerías que capturan pez espada del stock del Atlántico meridional. Para la caracterización del estado del stock se aplicaron las series de CPUE de las pesquerías dirigidas de Brasil y CE-España y de las pesquerías de captura fortuita de Japón y Taipei Chino (**Figura 8**). El Grupo decidió considerar también un índice combinado que utilizaba los conjuntos de datos de las pesquerías dirigidas y de las pesquerías de captura fortuita. Los tres patrones de tasa de captura se obtuvieron mediante el indicador obtenido suma de cuadrados media de GLM (valores de entrada y código SAS del archivo de evaluación de ICCAT) para cada año de la serie temporal controlando la fuente de información y utilizando los patrones de tasa de captura adecuados reescalados a los valores medios de la serie temporal respectiva para el periodo de solapamiento común (1989-2003). Estos

valores de entrada agrupados para el análisis GLM se presentan en la **Tabla 10** y los resultados de valores de salida se muestran en la **Tabla 11**. En el caso de las series temporales de Taipei Chino, el patrón de tasa de captura se dividió en dos periodos (separados después de 1997) para tener en cuenta el probable impacto de cuotas restrictivas para la flota no controladas en el procedimiento de estandarización aplicado en el documento SCRS/2006/120. Los patrones estimados se basaron en una ponderación igual entre las series utilizadas.

Selección de índices para los ensayos del modelo

La decisión de utilizar el patrón de CPUE combinada para el caso base se consideró como una solución de compromiso para avanzar a corto plazo. A medio plazo, el Grupo debería investigar formas alternativas de análisis que puedan considerar mejor tanto los patrones de pesquerías dirigidas como los de pesquerías de captura fortuita, como por ejemplo modelos estructurados espacialmente y por edad.

6. Métodos y otros datos pertinentes para la evaluación

6.1 Métodos – Norte

6.1.1 Modelo de producción

Al aplicar modelos de producción al pez espada del Atlántico norte, el Grupo utilizó una versión actualizada del modelo dinámico (no equilibrio) (ASPIC v5.05) utilizado previamente por el SCRS para diversas especies, incluyendo el pez espada. Esta versión de ASPIC está parametrizada en términos de RMS , K y B (primer año)/ K , mientras que la versión de ASPIC utilizada en la evaluación de 2002 (v3.82) parametrizaba el modelo en términos de r , K y B (primer año)/ B_{RMS} . El modelo se formuló igual que en las evaluaciones de 1994, 1996, 1999 y 2002, con la biomasa de 1950 (inicial) ajustada para ser igual a $0,875 \cdot K$ (equivalente a $1,75 \cdot B_{RMS}$). Se utilizó la minimización de cuadrados mínimos. En evaluaciones previas, se llevaron a cabo varios análisis de sensibilidad para evaluar la sensibilidad a este y otros factores. Estos ensayos indicaron que los resultados de la evaluación se vieron muy poco afectados por este supuesto.

Los datos utilizados en el modelo de producción ASPIC y en los análisis de sensibilidad fueron la captura total declarada del Atlántico norte desde 1950 hasta 2005, incluyendo los descartes estimados de peces muertos (**Tabla 2**), y el índice de biomasa de la CPUE descrito en el apartado 5.1 (**Tabla 7** y **Figura 5**). En esta evaluación se realizaron varios análisis de sensibilidad para evaluar el efecto sobre el modelo de los diferentes procedimientos de filtrado de los datos llevado a cabo en la construcción del índice de CPUE combinado. Estos ensayos indicaron que los resultados de la evaluación se veían poco afectados por el filtrado de datos.

Como ASPIC v5.05 permite ajustar un modelo de producción generalizado, se llevó a cabo un análisis de sensibilidad en el que el parámetro forma (B_{RMS}/K) se fijó en el valor del modelo de rendimiento exponencial de Fox ($1/e \approx 0,367$). Una comparación de los valores AICc entre los ajustes Schaefer y Fox no proporcionó pruebas convincentes de que debiera preferirse el modelo Fox al ajuste Schaefer. Por lo tanto, el modelo base sigue siendo la forma Schaefer ($B_{RMS}/K = 0,5$), aunque los resultados relativos de la situación del stock a partir de hacer un bootstrap del modelo Fox aparecen junto con las estimaciones Schaefer para su comparación.

En cuanto a otros análisis de sensibilidad, el Grupo aplicó también el enfoque estadístico Bayesiano para la evaluación de stock con una función de producción excedente descrita en el documento SCRS/1999/085. Estos modelos eran modelos en tiempo discreto en los que la captura se producía a principios de cada año. Se aplicó la distribución previa para el parámetro r procedente del SCRS/1999/085 como distribución previa de base para el stock del Norte con un valor de mediana para r de 0,42 y CV de 0,49. La distribución previa de base para la biomasa inicial en el ensayo del stock del Norte tenía el mismo valor medio que el asumido en los ensayos de ASPIC de base y un CV de 0,25. En la estimación Bayesiana se aplicaron los mismos datos de captura y de tasa de captura de referencia que los utilizados en los ensayos ASPIC.

Cabe destacar que los modelos de producción de biomasa agregada asumen que las series de entrada de CPUE son proporcionales a la biomasa con algún grado de variación aleatoria y que ambos pueden arrojar resultados engañosos cuanto este supuesto se infringe. Se asumió que los índices de biomasa estaban distribuidos lognormalmente.

6.1.2 Análisis de población virtual

Se llevaron a cabo análisis de población virtual para el stock del Atlántico norte utilizando el programa VPA-2BOX (véase catálogo de ICCAT). Los datos de captura por edad se derivaron para 1978-2005 a partir de la captura por tallas utilizando la ecuación de crecimiento unisex de Gompertz (ver **Tabla 5**). Sólo se utilizaron 5 grupos de edad (edades 1 a 5+) debido a la incapacidad para determinar la edad de los peces macho más viejos de forma fiable. El VPA se calibró utilizando 17 índices de tasas de captura unisex y específicos de la edad (**Tabla 7, Figura 5**) desarrollados para Canadá (edades 2-5+), Japón (edades 3-5+), CE-España (edades 1-5+) y Estados Unidos (edades 1-5+). Se asumió que los índices estaban distribuidos de forma lognormal con coeficientes idénticos de variación (ponderados de forma igual). La tasa de mortalidad natural se fijó en 0,2 yr⁻¹. Se estimaron las tasas de mortalidad por pesca en el último año para cada edad excepto la última (que esta modelada por la F-ratio). Se estimó la F-ratio (ratio de la tasa de mortalidad por pesca de la edad más vieja respecto a la de la siguiente edad más joven) para dos bloques de años (1978-1982 y 1983-1987) y se fijó en 1,0 para los años restantes, al igual que se hizo en la evaluación anterior para representar los cambios en la transición de la pesquería, desde aguas costeras a aguas oceánicas. Se llevó a cabo un ensayo de sensibilidad en el que la F-ratio para el último periodo se estimó en lugar de fijarse.

Con el fin de evaluar la variabilidad del ajuste VPA, se realizó un análisis de bootstrap en el que las desviaciones de los puntos de datos del índice transformado logarítmicamente y sus predicciones fueron seleccionadas de forma aleatoria para generar 500 conjuntos de nuevos puntos del índice. Luego se aplicó el VPA a cada uno de los 500 nuevos conjuntos de datos y los valores de la mediana con sus intervalos de confianza del 80% fueron calculados.

6.2 Métodos – Sur

Para la evaluación de 2006 se produjo alguna mejora en la información disponible procedente de las pesquerías que capturan pez espada del stock del Atlántico sur. Se aplicó la serie de CPUE de las pesquerías dirigidas de Brasil y de CE-España y de las pesquerías de captura fortuita de Japón y Taipei Chino en la descripción de la situación del stock (**Figura 8**). El grupo decidió también considerar un índice compuesto que utilizaba conjuntos de datos de la pesquería dirigida y de la de captura fortuita.

Se utilizó la versión 5.05 del software del modelo de producción ASPIC, que se encuentra en el catálogo de ICCAT. Inicialmente, se realizaron 12 ensayos utilizando combinaciones de estos tres índices, dos formulaciones del modelo (logístico o Fox/Gompertz) y dos condiciones iniciales (estimar la ratio B_{1970}/K o fijarla en 1,0). Se utilizó la minimización de cuadrados mínimos.

7. Resultados de la situación del stock

7.1 Situación del stock - Norte

7.1.1 Modelos de producción

Los resultados del caso base del modelo ASPIC del Atlántico norte, que el Grupo consideraba la mejor estimación, se presentan en la **Tabla 12** y la **Figura 10**. La tendencia estimada de biomasa relativa muestra un incremento constante desde 2001. El resultado determinista con el sesgo corregido indica que el stock se encuentra casi en B_{RMS} (**Figura 11**). La tendencia relativa en la mortalidad por pesca muestra que el nivel de pesca es inferior al de 2001, y que ha estado constantemente por debajo de F_{RMS} desde 2001. La estimación de la situación del stock en 2005 ha mejorado en comparación con la situación estimada a partir de la evaluación de 2002 y sugiere que el stock se encuentra casi totalmente recuperado. En conjunto, se estimó que el stock era algo menos productivo que en la evaluación anterior, con la tasa intrínseca de crecimiento, r , estimada en 0,49 en comparación con la de 2002 que era de 0,56 (**Figura 12**). El índice de biomasa combinado muestra un aumento constante en comparación con el valor estimado de 2001, y los valores del índice para los años más recientes están cerca del nivel estimado a principios de los 90 (**Figura 13**). El valor alto en 1963 no está bien ajustado.

En la **Tabla 13** se muestran los resultados estimados de la situación del stock procedentes de aplicar la sensibilidad del modelo Bayesiano de producción excedente (BSP), que son muy similares a las estimaciones base de ASPIC. Se estima que el stock se encuentra en $BRMS$ y se estima que la mortalidad por pesca actual es inferior a F_{RMS} . Las distribuciones posteriores para RMS y B_{2006}/B_{RMS} son también similares a la distribución por bootstrap de ASPIC, mientras que el modo de distribución de F_{2005}/F_{2006} es ligeramente inferior que la

distribución por bootstrap de ASPIC (**Figura 10**). Al igual que en 2002, la distribución posterior para r es inferior a la distribución por bootstrap de ASPIC (**Figura 12**), sin embargo las distribuciones de ambos modelos están más cerca una de otra que en 2002. El ajuste al índice combinado, y los residuos, se muestran en la **Figura 14**. Al igual que en ASPIC, la CPUE ajustada subestima los valores de comienzos de 2000, y sobrestima los valores en 2003-2005 y el valor alto de 1963 no están bien ajustados.

La **Tabla 14** muestra una comparación de los ensayos del modelo de producción de 2006 frente a los de 2002. Ambos modelos de producción produjeron resultados similares durante las evaluaciones, pero entre 2002 y 2006, la productividad estimada del stock (r) en ASPIC era inferior en 2006 mientras que para el BSP era ligeramente superior.

La **Figura 15** muestra gráficos de dispersión de estimaciones a partir de bootstrap de las ratios de biomasa y de F . La extensión de los ajustes logísticos sugiere alguna probabilidad de que la F actual esté superando a F_{RMS} y/o que la B actual sea inferior a B_{RMS} , mientras que la mayoría de los bootstraps del ajuste Fox sugieren que la B actual es superior a B_{RMS} y que la F actual es inferior a F_{RMS} . El ajuste del modelo Fox no era mejor que el modelo logístico.

7.1.2 Análisis de población virtual

Las estimaciones de abundancia, mortalidad por pesca y biomasa del Caso base se presentan, por edad, en las **Tablas 15, 16 y 17**, respectivamente. En general, las estimaciones son similares a los resultados para el caso base de 2002. Las estimaciones de reclutamiento (edad 1) fluctúan generalmente entre 400.000 y 700.000 peces, excepto para 2005, cuando el reclutamiento se ha estimado en más de 800.000 (**Figura 16**). Sin embargo, la estimación de 2005 es ligeramente incierta. Las estimaciones de abundancia de la edad 2 siguen un patrón similar al que presenta la edad 1 con un desfase de 1 año (**Figura 17**). Las estimaciones de la biomasa reproductora (edad 5+) indican una fuerte tendencia al descenso con un reciente incremento desde 1999. Aunque algo variables, las tasas de mortalidad por pesca estimadas para todas las edades muestran una tendencia ascendente hasta 1996, y después descienden bruscamente (**Figura 17**).

Los ajustes del VPA a los índices de abundancia se muestran en la **Figura 18**. En general, los resultados del VPA parecen estar promediando adecuadamente las variaciones en los índices (dado el relativamente bajo contraste en cada una de las series temporales de CPUE). Las estimaciones de la mediana del análisis de bootstrap fueron muy similares a las predicciones originales de máxima verosimilitud. Por lo tanto, no parece que el resultado del modelo esté seriamente sesgado respecto a los datos. No obstante, es importante señalar que los análisis de bootstrap sólo tienen en cuenta la imprecisión de los índices de abundancia y no tienen en cuenta las incertidumbres en la tasa de mortalidad natural, la no declaración de las capturas y otros sesgos potenciales.

Los cálculos de rendimiento por recluta y biomasa reproductora por recluta para el caso base se hicieron utilizando PRO-2BOX (véase el catálogo ICCAT). Los análisis por recluta y de las previsiones utilizaron las mismas entradas para que el asesoramiento en cuanto a ordenación resultante de cada uno de ellos fuera coherente. Los vectores de selectividad se derivaron del Caso base VPA utilizando las medias geométricas de las tasas de mortalidad por pesca de los tres últimos años. Las medias geométricas de las tasas de mortalidad por pesca (F_a) se normalizaron dividiéndolas entre el valor F_a más alto de todas las edades. Para las edades 1-4, se derivó el peso por clases de edad de la captura por edad de 2005 y para la edad 5+ se derivó de la curva de crecimiento y de la edad media del grupo plus (tal y como se describe en la documentación para PRO-2BOX). Se asumió que el reclutamiento futuro fluctuaba alrededor de los niveles estimados por el modelo entre 1978 y 2004.

Los resultados estimados de las estadísticas por recluta se resumen en la **Tabla 18**. La tasa de mortalidad por pesca en la que se maximizó (F_{max}) el rendimiento por recluta fue 0,28, $F_{0,1}$ era 0,15 y la tasa de mortalidad por pesca estimada para resultar en un SPR del 30% ($F_{30\%}$) fue 0,15. Cabe señalar que en el caso del reclutamiento constante (tal y como se ha asumido aquí), las estadísticas relacionadas con RMS son las mismas que las correspondientes al rendimiento máximo por recluta (por ejemplo $F_{RMS} = F_{max}$, $SSB_{RMS} = SSB_{max}$).

7.2 Situación del stock – Sur

La **Tabla 19** proporciona los resultados resumidos para los 12 ensayos iniciales de ASPIC. De este ejercicio se sacaron las siguientes conclusiones generales:

- En términos de ajuste, para cada uno de los tres conjuntos de datos de CPUE, la función de producción Fox (Gompertz) arrojaba mejores resultados, especialmente para los patrones de captura fortuita y compuestos.
- Como se esperaba, los datos del patrón de captura fortuita dieron como resultado estimaciones más pesimistas de la situación actual del stock y de la productividad que las de los datos del patrón de la pesquería dirigida. Los datos compuestos dieron como resultado estimaciones intermedias.
- El que la ratio de la biomasa inicial respecto a K fuera fija o estimada no afectaba en gran medida a las estimaciones de la situación actual.

La **Figura 19** muestra las tendencias de la biomasa estimada y la mortalidad por pesca, así como los ajustes a los datos de CPUE, correspondientes a los ensayos asumiendo un modelo Fox y estimando la biomasa inicial.

El grupo indicó que para los datos de CPUE del patrón de captura fortuita y compuesto, el programa informático tenía dificultades para ajustar la CPUE de 1967, que era muy inferior a los valores de los años inmediatamente siguientes. El grupo realizó un ensayo de sensibilidad con especificaciones equivalentes a R3Av, pero con minimización LAV (Valores mínimos absolutos) en lugar de cuadrados mínimos. El procedimiento LAV se adopta a menudo como un procedimiento robusto ante los datos atípicos. Una comparación de estos dos ensayos arrojó estimaciones casi idénticas de RMS, la F actual, y la biomasa actual; sin embargo, las estimaciones de la ratio de la biomasa inicial diferían considerablemente ($B_{1970}/K=0,0003$ para la opción de cuadrados mínimos, y $=0,695$ para la opción LAV).

El grupo llevó a cabo análisis de bootstrap de los tres ensayos que dieron los mejores ajustes a cada conjunto de datos. La **Figura 20** presenta las distribuciones de frecuencia resultantes para las estimaciones del RMS, y las ratios de biomasa actual y mortalidad por pesca.

El grupo consideró los resultados disponibles con el fin de sacar conclusiones que sean útiles para la Comisión. Hubo un acuerdo general de que los resultados basados en la CPUE del patrón de captura fortuita y las basadas en la CPUE del patrón de la pesquería dirigida eran probablemente poco realistas. Especialmente en el caso de los datos de captura fortuita, se señaló que las estimaciones de RMS y de la tasa de crecimiento intrínseco obtenidas no podrían ser respaldadas por los conocimientos actuales acerca de la dinámica de población del pez espada ni por los niveles históricos de captura. Por otra parte, el grupo consideró que el reciente incremento en la CPUE del patrón de la pesquería dirigida era debido, más probablemente, a cambios en la capturabilidad que a un incremento en la abundancia, lo que posiblemente lleve a una sobrestimación de la tasa de crecimiento intrínseco. En conclusión, el grupo decidió basar su asesoramiento en los resultados obtenidos con los datos de la CPUE compuesta.

Aunque los patrones de las pesquerías dirigidas y de captura fortuita eran similares en la primera parte de la serie temporal disponible, los patrones comenzaban a divergir a mediados de los 90 y sin realizar investigaciones adicionales no será posible decidir cuál es el patrón que refleja mejor la tendencia de la biomasa total. Se indicó que había poco solapamiento en la zona de pesca y en las estrategias entre las flotas de la pesquería dirigida y de captura fortuita utilizadas para estimar el patrón de la CPUE, y que las tendencias de la CPUE de las pesquerías dirigidas y de captura fortuita podrían seguir los diferentes componentes de la población. Por lo tanto, la decisión de utilizar el patrón de CPUE compuesta para el caso base se consideró un compromiso a adoptar a corto plazo. A medio plazo, el Grupo debería investigar formas alternativas de análisis que puedan adaptar mejor los patrones de las pesquerías dirigidas y de captura fortuita, como modelos estructurados espacialmente y por edad.

La **Figura 21** muestra gráficos de dispersión de estimaciones de bootstrap de las ratios de biomasa y de F, obtenidas a partir de los análisis de datos compuestos utilizando los modelos logístico y de Fox. Ambos conjuntos de resultados son similares en las tendencias centrales, aunque la dispersión de las ratios de biomasa y F correspondientes a los ajustes logísticos sugiere una mayor probabilidad de que la F actual esté excediendo F_{rms} . La bondad del ajuste del modelo Fox era superior y el Grupo decidió utilizar estos resultados en la tabla resumen.

La **Tabla 20** resume las estimaciones obtenidas con el modelo Fox. La estimación de RMS con el sesgo corregido es cercana a 17.000 t (rango 14.100-18.100). La ratio estimada de B_{2006}/B_{rms} es 1,57 y la ratio estimada de F_{2006}/F_{rms} es 0,42, lo que sugiere que el stock está en buenas condiciones.

En resumen, si la información disponible sobre CPUE se utiliza en un modelo de producción simple, se llega a dos conclusiones diferentes acerca de la situación del pez espada del Atlántico sur. Utilizar los datos de la pesquería de captura fortuita lleva a resultados demasiado pesimistas, mientras que usar los datos de la pesquería dirigida lleva a resultados optimistas. El Grupo cree que ninguna de las dos alternativas es defendible dada la

situación actual de los conocimientos acerca de la biología del pez espada y de la naturaleza de las pesquerías de las que se obtuvieron los patrones de CPUE. Como resultado, el Grupo ha basado los análisis de su caso base en un patrón de CPUE compuesto que ha sido construido a partir de ambos tipos de pesquería. Reconociendo que es necesario llevar a cabo más investigaciones para poder utilizar mejor los datos disponibles, los resultados obtenidos indican que el stock está en buenas condiciones: la tasa actual de mortalidad por pesca se encuentra por debajo de la que produciría el RMS, y la biomasa actual está por encima de la que resultaría de pescar en F_{rms} a largo plazo. El RMS estimado (aproximadamente 17.000 t) es un 33% mayor que los desembarques actuales.

8. Proyecciones

8.1 Proyecciones – Norte

8.1.1 Modelos de producción

Ambos modelos de producción fueron proyectados hasta el año 2010 bajo escenarios de TAC constantes de 9.000 t, 10.000 t, 10.400 t, 11.000 t, 12.000 t, 13.000 t, 14.000 t y 15.000 t. Se asumió que la captura en 2006 era la misma que la declarada para el año 2005 (12.143 t).

Se ensayaron para ASPIC las proyecciones realizadas con bootstrap, y las medianas con el sesgo corregido para todos los escenarios del TAC aparecen en la **Figura 22**. Dado que la biomasa actual relativa (2006) sugiere que el stock está prácticamente recuperado, todos los TAC proyectados excepto el de 15.000 t (que supera el RMS) mantienen el stock en o por encima de B_{RMS} hasta 2010. Los TAC que superan el RMS estimado (14.100 t) producirían un descenso en la situación del stock. Para proyectar el modelo BSP se utilizaron los mismos escenarios de TAC. Los resultados del modelo BSP sugieren que un TAC constante de hasta 13.000 t mantienen al menos un 50% de probabilidades de que el stock permanezca en o supere B_{RMS} en 2010 (**Figura 23**). El modelo BSP estimó un RMS ligeramente inferior en comparación con ASPIC (13.700 frente a 14.100 t), por lo que los TAC mayores que el RMS llevarían al stock a caer por debajo de B_{RMS} en 2010.

8.1.2 Proyecciones de VPA y escenarios de recuperación

Se llevaron a cabo proyecciones mediante bootstrap utilizando los resultados del caso base unisex del VPA. La selectividad futura se calculó a partir de la media geométrica de las estimaciones de la tasa de mortalidad por pesca para 2003-2005. Se asumió que los pesos para cada edad distinta al grupo plus eran iguales a los pesos medios de la captura observada en 2005 (en coherencia con los análisis de rendimiento por recluta). El peso medio del grupo plus se calculó a partir de la edad media del grupo plus utilizando la curva de crecimiento unisex. La edad media del grupo plus en 2005 se dedujo del peso por edad observado invirtiendo la curva de crecimiento (véase la documentación de PRO-2BOX). Para los dos primeros años de las proyecciones (es decir 2006 y 2007, respectivamente) se utilizó la captura observada de 2005 (12.143 t) y el TAC de 2005 (14.000 t). Después, las capturas futuras se establecieron en uno de los escenarios de captura constante definidos más arriba para los modelos de producción. Los reclutamientos futuros (edad 1) fueron extraídos de forma aleatoria a partir de los valores estimados para 1978-2004 (escenario de reclutamiento “medio”). Dado que el reclutamiento de 2005 no estaba bien estimado por los modelos VPA, se sustituyó también por una extracción aleatoria.

Todas las proyecciones indican un incremento a corto plazo en la trayectoria de la mediana de la biomasa del stock reproductor desde poco más de la mitad de SSB_{RMS} en 2005, con la excepción del caso de 15.000 t (**Figura 24, 25**). Se esperaba que sólo los niveles de TAC inferiores a 9.000 t logaran al menos un 50% de probabilidades de recuperación del stock hasta B_{rms} en 2009. Estas proyecciones son algo menos optimistas que las proyecciones correspondientes de 2002, debido en gran parte a las estimaciones algo más bajas del reclutamiento reciente.

El Grupo señaló que las estimaciones de reclutamiento a partir del modelo VPA para 1997-2001 eran inferiores a los valores correspondientes del índice de palangre español para la edad 1 por un factor de aproximadamente 1,8 (**Figura 26**), lo que sugiere la posibilidad de que el reclutamiento futuro sea considerablemente superior que el asumido en las proyecciones descritas más arriba. Consecuentemente, las proyecciones deterministas se ensayaron asumiendo que el reclutamiento desde 2001 en adelante era igual a la media de 1978-2004 multiplicado por 1,8 (971.412). El Grupo reconoció que este valor es superior a cualquiera que se haya estimado nunca para este stock y sugirió que se considere como un posible límite superior. Sustituir los reclutamientos estimados para 2001-2005 implica también que el VPA está, de hecho, subestimando el reclutamiento durante estos años. Tal y como se esperaba, las proyecciones de reclutamiento elevado son mucho más optimistas que el

escenario de reclutamiento medio (**Figura 27**). Bajo este supuesto, se estima que todos los escenarios del TAC, incluyendo las 15.000 t, permitirían al stock recuperarse hasta superar SSB_{max} en 2009 y hasta superar $SSB_{30\%}$ poco después.

Se hizo un ensayo de sensibilidad adicional en el que F-ratio ($F5+/F4$) para el último periodo se estimó en lugar de fijarlo en 1. A diferencia de la evaluación anterior, el valor estimado de 0,51 era estadísticamente significativo. El grupo no ofreció ninguna explicación de por qué la tasa de mortalidad por pesca de la edad 4 podría ser diferente de la de los peces mayores, pero no pudo negar la posibilidad. Se recomendó explorar más este tema, especialmente dado que el potencial de recuperación parece ser mayor con este modelo que con el caso base (**Figura 28**).

8.2 Proyecciones – Sur

El Grupo no llevó a cabo proyecciones para este stock.

9. Recomendaciones

9.1 Investigación y estadísticas

Estructura del stock. El Borrador del Informe de las Jornadas de trabajo sobre la estructura del stock de pez espada (Heraclion, marzo de 2006) recomendaba hacer investigaciones multidisciplinarias y en colaboración. En particular, la clasificación del pez espada capturado cerca de los límites de su stock de origen está sujeta a incertidumbres y no puede hacerse de forma precisa sin llevar a cabo investigaciones multidisciplinarias y en colaboración que tengan en cuenta estratos de muestreo de una escala fina (por ejemplo cuadrados de 1°) y trimestral.

Captura. Todos los países que capturan pez espada (de forma dirigida o como captura fortuita) deberían comunicar estadísticas de captura, captura por talla (por sexo) y esfuerzo por áreas lo más reducidas posible, y por mes. Estos datos deben comunicarse en las fechas límite establecidas por ICCAT, incluso cuando no esté programada una evaluación analítica de stock. También deberían facilitarse los datos históricos.

Determinación de la edad. Deberían actualizarse los códigos informáticos que se utilizan para determinar la edad del pez espada en el Atlántico. Deberían incorporarse las nuevas curvas de crecimiento específicas del sexo (SCRS/2002/031) y evaluarse su impacto en términos de la estimación de la captura por edad, así como su coherencia con los datos de marcado antes de que el Grupo adopte formalmente un nuevo conjunto de curvas de crecimiento.

Descartes. Debería comunicarse la información sobre el número de peces capturados con una talla inferior a la regulada y los números de peces descartados muertos y liberados vivos para que el efecto de los descartes y las liberaciones pueda ser plenamente incluido en la evaluación de stock. El muestreo con observadores debería ser suficiente para cuantificar los descartes en todos los meses y áreas tanto en las pesquerías dirigidas al pez espada como en las pesquerías de túnidos que capturan pez espada como captura fortuita. Deberían realizarse estudios para mejorar la estimación de los descartes y para identificar métodos que reduzcan la mortalidad por descarte del pez espada. Asimismo deberían llevarse a cabo estudios para estimar la mortalidad posterior a la liberación de los peces espada descartados vivos; estos estudios son especialmente importantes dado el nivel de descartes que se produce debido a la recomendación que regula la talla mínima.

Especie objetivo. Todas las flotas deberían registrar información detallada en los cuadernos de pesca para cuantificar qué especie o grupo de especies es el objetivo. Se recomienda encarecidamente la recopilación de información detallada acerca de las características del arte y las estrategias de pesca (incluyendo la hora del lance) con el fin de mejorar la estandarización de la CPUE. Deben seguirse las recomendaciones hechas durante la reunión del Grupo de trabajo sobre métodos de 2002 para buscar diagnósticos en este contexto. El Grupo recomendó investigar formas alternativas de análisis en el Sur que traten los patrones tanto de captura fortuita como de la pesquería dirigida, como por ejemplo modelos estructurados por edad y estructurados espacialmente.

Además, los observadores que se encuentran en el mar deberían recoger información más detallada sobre la estrategia de pesca y las especies objetivo. Por último, el Grupo recomendó una investigación del enfoque de análisis de conglomerados utilizado para determinar el direccionamiento en la serie de CPUE brasileña a través de la simulación para permitir la evaluación de las fuentes potenciales de sesgo en el enfoque. Se recomendó

también revisar los procedimientos de estandarización para la serie de captura y esfuerzo de Santos Brasil con el fin de examinar la transición desde el arte de palangre de multifilamento a monofilamento. Se recomendó llevar a cabo más investigaciones sobre métodos para controlar esta característica.

Marcado. El Grupo recomendó el desarrollo de un diseño experimental para aplicaciones de marcado específicas, como por ejemplo estimar las tasas de mortalidad por pesca y/o los patrones migratorios. Un diseño experimental podría ser especialmente útil para evaluar el potencial de aplicar marcas tradicionales y pop-up con el objetivo de evaluar las tasas de intercambio entre los stocks del Atlántico y el Mediterráneo. Además debería fomentarse la continuación del marcado industrial a bordo de los buques comerciales, ya que los tamaños de las muestras son considerables, y existen beneficios claros en lo que se refiere a tasas de comunicación y calidad de las marcas recapturadas.

Análisis de microelementos. Debería llevarse a cabo un estudio piloto sobre análisis de microelementos con varios ejemplares recogidos en zonas ampliamente separadas para examinar la resolución potencial de esta técnica en la delineación de la subdivisión del stock y la composición mixta del stock en el Atlántico, Mediterráneo e Índico.

CPUE. El Grupo está preocupado por el hecho de que muchos de los índices de abundancia específicos de la edad muestran fuertes efectos anuales. Se ha recomendado que los futuros análisis de CPUE se centren en desarrollar métodos adicionales para incorporar de forma explícita la variabilidad medioambiental al modelo. Debería considerarse agregar las tendencias de CPUE por zona de sex ratio por talla (en lugar del método actual de agregarla por nación). Deberían llevarse a cabo investigaciones sobre la conveniencia de obtener índices de abundancia específicos de la edad a partir de análisis independientes, los CV deberían presentarse con los análisis y los resultados de los modelos deberían hacerse comparables (por ejemplo a partir de modelos de efectos fijos y aleatorios). Debería hacerse algún intento de utilizar métodos de evaluación de stock que puedan reconciliar las tendencias contradictorias en las series de CPUE de la pesquería dirigida y de captura fortuita para el Sur (por ejemplo modelos estructurados por edad/espacialmente). Para los índices de biomasa, debería examinarse la influencia del nivel de agregación de los datos. Estados Unidos debería adoptar las medidas necesarias para mantener la serie temporal de datos de CPUE en sus zonas de veda con el fin de mantener la continuidad en el seguimiento de la pesquería.

El Grupo recomendó estandarizar las tasas de captura nominal uruguayas y españolas.

Métodos de evaluación de stock. Se recomienda continuar explorando los métodos que mejor representan y comunican la incertidumbre (por ejemplo, los enfoques Bayesianos). Además, las evaluaciones futuras deberían continuar dirigiéndose hacia modelos que tengan mayor flexibilidad a la hora de ajustar los datos tal y como se recopilaban originalmente. Se recomienda también que los modelos incorporen de forma más completa la información biológica y las incertidumbres relacionadas con las entradas biológicas.

Índice de biomasa. El Grupo observó que el índice de biomasa del palangre canadiense en los 60 mostraba una rápida tendencia descendente, lo que no es coherente con la información de la pesquería de palangre japonés que durante esos años estaba ampliamente presente en todo el Atlántico norte. Dada la importancia de la serie canadiense para establecer la historia de la población, se recomienda revalidar los datos de los primeros años, si es posible.

9.1 Ordenación

El Grupo no formuló recomendaciones de ordenación.

10. Otros asuntos

El Grupo convino en recomendar que la próxima reunión de evaluación se realizase dentro de por lo menos tres años (no antes de 2009) para avanzar en los métodos de evaluación e investigación básicos. Cabe señalar que para esta sesión se requerirán los datos hasta el año anterior a la reunión, inclusive.

11. Adopción del informe y clausura

El Grupo agradeció a los Drs. Travassos y Neilson el excelente trabajo realizado durante la reunión. Asimismo, el Grupo reconoció la inestimable ayuda de la Secretaría. Durante la reunión se llevo a cabo una revisión del informe en su totalidad y en las plenarias se abordaron temas importantes. El informe detallado fue adoptado durante la reunión del Grupo de especies del SCRS.

References

- ANON. 2000. Report of the ICCAT SCRS Atlantic Swordfish Stock Assessment Session (Madrid, Spain, September 27-October 4, 1999). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 51(4): 1001-1208.
- ANON. 2003. Report of the ICCAT SCRS Atlantic Swordfish Stock Assessment Session (Madrid, September 9 to 13, 2002). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 55(4): 1289-1415.

TABLEAUX

Tableau 1. Résumé de l'information disponible sur la structure du stock de l'espadon de l'Atlantique et de la Méditerranée. Le texte entre parenthèses indique les conclusions tirées par le SCRS en 1994. (Source: SCRS/2006/010).

Tableau 2. Prises estimées (t) d'espadon par zone, engin et pavillon principaux.

Tableau 3. Schémas de substitutions pour le stock d'espadon de l'Atlantique nord.

Tableau 4. Schémas de substitutions pour le stock d'espadon de l'Atlantique sud.

Tableau 5. Prise par âge (en nombre de poissons) pour l'espadon de l'Atlantique nord en utilisant un modèle de croissance unisexe, toutes flottilles combinées.

Tableau 6. Prise par âge (en nombre de poissons) pour l'espadon de l'Atlantique sud en utilisant un modèle de croissance unisexe, toutes flottilles combinées.

Tableau 7. Taux de capture standardisés par âge pour l'espadon de l'Atlantique nord.

Tableau 8. CPUE de la biomasse combinée nominale et standard pour le stock d'espadon de l'Atlantique nord des principales pêcheries : pêcheries canadienne, japonaise, espagnole et américaine 1963-2005.

Tableau 9. Taux de capture présentés à la réunion d'évaluation du stock de 2006. Code type: S=Standardisé, N=Nominal, A=abondance, B=Biomasse. CPUE de la biomasse combinée nominale et standard pour le stock d'espadon de l'Atlantique nord des principales pêcheries : pêcheries canadienne, japonaise, espagnole et américaine 1963-2005.

Tableau 10. Valeurs d'entrée pour l'analyse GLM afin d'élaborer les schémas d'abondance relative des pêcheries accessoires, dirigées et composée aux fins de la caractérisation de l'état du stock d'espadon de l'Atlantique sud.

Tableau 11. Schémas moyens de GLM utilisés pour caractériser diverses hypothèses sur le récent schéma de la biomasse du stock d'espadon de l'Atlantique sud.

Tableau 12. Résultats récapitulatifs de l'évaluation du cas de base pour l'espadon de l'Atlantique nord. Les estimations et les limites de confiance incluent une correction de biais sur la base de 1.000 résultats par bootstrap. Y(2005) est la prise de la Tâche I pour 2005, alors que Y(2006) est la production de remplacement estimée par le modèle, disponible en 2006.

Tableau 13. Moyennes et CV des distributions à posteriori marginales des paramètres de gestion du modèle BSP. Les valeurs de K, MSY, B et de la production sont exprimées en tonnes métriques.

Tableau 14. Comparaison des résultats des passages du modèle de production en 2006 par rapport à 2002.

Tableau 15. Estimations du cas de base de la VPA de l'abondance de l'espadon de l'Atlantique Nord au début de l'année. L'abondance de l'âge 1 au début 2006 n'est pas estimé par la VPA et n'est donc pas présentée. Il convient de noter que ces résultats incluent les données des années 2004-2005 pour JLL.

Tableau 16. Estimations du cas de base de la VPA des taux de mortalité par pêche pour l'espadon de l'Atlantique nord.

Tableau 17. Estimations du cas de base de la VPA de la biomasse (t) du début de l'année pour l'espadon de l'Atlantique nord.

Tableau 18. Mesures des points de référence des analyses unisexes de production par recrue et de géniteur par recrue (en postulant un scénario de recrutement « moyen » pour les calculs de SSB) avec des limites de confiance par bootstrap de 80%. La référence à MLE se rapporte aux estimations de vraisemblance maximale de la VPA, alors que la moyenne et la médiane se rapportent aux résultats par bootstrap.

Tableau 19. Estimations récapitulatives pour 12 passages initiaux du modèle de production ASPIC appliqué à l'espadon de l'Atlantique sud en utilisant les données de 1970-2005. $B_{PME}=B_{max}$ et $F_{PME}=F_{max}$.

Tableau 20. Résultats récapitulatifs de l'évaluation du cas de base de l'espadon de l'Atlantique sud. Les estimations et les limites de confiance incluent une correction de biais sur la base de 1.000 résultats par bootstrap. $B_{PME}=B_{max}$ et $F_{PME}=F_{max}$.

TABLAS

Tabla 1. Resumen de la información disponible sobre la estructura de stock del pez espada del Atlántico y el Mediterráneo. El texto entre paréntesis indica las conclusiones alcanzadas por el SCRS en 1994. (Fuente: SCRS/2006/010).

Tabla 2. Capturas estimadas (t) de pez espada por zona, arte y pabellón principales.

Tabla 3. Esquema de sustituciones para el stock de pez espada del Atlántico norte.

Tabla 4. Esquema de sustituciones para el stock de pez espada del Atlántico sur.

Tabla 5. Captura por edad (en número de peces) para el pez espada del Atlántico norte utilizando el modelo de crecimiento unisex, todas las flotas combinadas.

Tabla 6. Captura por edad (en número de peces) para el pez espada del Atlántico sur utilizando el modelo de crecimiento unisex, todas las flotas combinadas.

Tabla 7. Tasas de captura estandarizadas por edad para el pez espada del Atlántico norte.

Tabla 8. CPUE de la biomasa nominal y estándar combinadas para el stock de pez espada del Atlántico norte, de las principales pesquerías: Canadá, Japón, CE-España y Estados Unidos, 1963-2005.

Tabla 9. Tasas de captura presentadas a la reunión de evaluación de stock de 2006. Código: S=Estandarizada, N=Nominal, A=abundancia, B=biomasa. CPUE de la biomasa nominal y estándar combinadas para el stock de pez espada del Atlántico norte, de las principales pesquerías: Canadá, Japón, CE-España y Estados Unidos, 1963-2005.

Tabla 10. Entradas para el análisis GLM para construir los patrones de abundancia relativa de captura fortuita, captura dirigida, y compuesto para describir la situación del pez espada del Atlántico sur.

Tabla 11. Patrones medios de GLM utilizados para representar las diferentes hipótesis acerca del patrón reciente de biomasa del stock de pez espada del Sur.

Tabla 12. Resultados resumidos de la evaluación del caso base para el pez espada del Atlántico norte. Las estimaciones y los límites de confianza incluyen una corrección del sesgo basada en 1000 resultados de bootstrap. Y (2005) es la captura de Tarea I para 2005, mientras que Y (2006) es el rendimiento de sustitución estimado por el modelo disponible en 2006.

Tabla 13. Medias y CV de las distribuciones posteriores marginales de los parámetros de ordenación a partir del modelo BSP. Los valores para K, RMS, B y rendimiento están en toneladas métricas.

Tabla 14. Comparación de los resultados de los ensayos del modelo de producción en 2006 respecto a 2002.

Tabla 15. Estimaciones del caso base VPA de la abundancia del pez espada del Atlántico norte a principios del año. La abundancia de la edad 1 a principios de 2006 no está estimada por el VPA y por lo tanto no aparece. Estos resultados incluyen datos de los años 2004-2005 para JLL.

Tabla 16. Estimaciones del caso base VPA de las tasas de mortalidad por pesca del pez espada del Atlántico norte.

Tabla 17. Estimaciones del caso base VPA de la biomasa de principios de año (t) del pez espada del Atlántico norte.

Tabla 18. Medidas de los puntos de referencia a partir de análisis unisex del rendimiento por recluta y reproductor por recluta (asumiendo el escenario de reclutamiento “medio” para los cálculos de SSB) con límites de confianza por bootstrap del 80%. La referencia a MLE se refiere a las estimaciones de máxima verosimilitud del VPA, mientras que la media y la mediana se refieren a los resultados de bootstrap.

Tabla 19. Estimaciones resumidas para los 12 ensayos iniciales del modelo de producción ASPIC aplicado al pez espada del Atlántico sur utilizando datos para 1970-2005. $B_{rms}=B_{max}$ y $F_{rms}=F_{max}$.

Tabla 20. Resultados resumidos de la evaluación del caso base para el pez espada del Atlántico sur. Las estimaciones y los límites de confianza incluyen una corrección del sesgo basada en 1000 resultados de bootstrap. $B_{rms}=B_{max}$ y $F_{rms}=F_{max}$.

FIGURES

Figure 1. Déplacements linéaires de l'espadon de l'Atlantique déduits de la base de données de marquage-recapture de l'ICCAT, septembre 2006.

Figure 2. Répartition géographique des prises cumulatives d'espadon (tonnes) réalisées à la palangre, pour la période 1950-2004 dans la zone de la Convention ICCAT.

Figure 3. Prises d'espadon (en t) pour l'Atlantique Nord, Sud et l'ensemble de l'Atlantique, pour la période 1950-2005.

Figure 4. Fermetures spatio-temporelles mises en oeuvre en 2001 affectant la pêche palangrière américaine.

Figure 5. Taux de capture standardisés de l'espadon de l'Atlantique Nord par âge (sexes combinés). Les séries de CPUE sont mises à l'échelle à leur moyenne pour les années de chevauchement.

Figure 6. La CPUE de la biomasse combinée nominale (losanges pleins) et standardisée du stock d'espadon de l'Atlantique Nord des principales pêcheries palangrières : Canada, Japon, CE-Espagne, Etats-Unis.

Figure 7. Taux de capture nominaux et standardisés de l'espadon de l'Atlantique sud des principales pêcheries (cf. Tableau 9).

Figure 8. Schémas des taux de capture de l'espadon de l'Atlantique sud dans le temps de deux pêcheries accessoires et de deux pêcheries dirigées, tel qu'indiqué dans toute la série temporelle et depuis le milieu des années 1990 lorsque la divergence dans la tendance a commencé.

Figure 9. Schéma de la pêche accessoire, de la pêche dirigée et schéma moyen utilisés pour caractériser les tendances récentes du stock d'espadon du sud.

Figure 10. Distributions des estimations de la PME (en haut), du ratio actuel de biomasse (au milieu) et du ration actuel de mortalité par pêche (en bas) de deux modèles de production appliqués au stock du nord. Les résultats ASPIC (ligne pleine) ont été obtenus en procédant au bootstrap de l'ajustement du modèle de production en postulant la forme de Schaefer ; les résultats du BSP (ligne en pointillé) sont des distributions à posteriori bayésiennes.

Figure 11. Médianes avec correction de biais et limites de confiance de 80% pour la biomasse relative (en haut) et la mortalité par pêche relative (en bas) pour le stock du nord tel qu'estimé par ASPIC.

Figure 12. Distributions des estimations de r des deux modèles de production appliqués au stock du nord. Les résultats d'ASPIC ont été obtenus en procédant au bootstrap de l'ajustement du modèle de production en postulant la forme de Schaefer ; les résultats du modèle de Production Excédentaire Bayésienne (Bayesian Surplus Production -BSP) sont des distributions à posteriori bayésiennes. La ligne noire en pointillé est la distribution à priori entrée dans le modèle BSP.

Figure 13. Ajustement d'ASPIC à l'indice de biomasse combiné pour le stock du nord.

Figure 14. Ajustement du BSP à l'indice de biomasse combiné (en haut) et valeurs résiduelles (en bas) pour le stock du nord.

Figure 15. Nuage de points des paires estimées des ratios actuels de la biomasse et de la mortalité par pêche pour l'espadon de l'Atlantique Nord. Les paires ont été obtenues de 1.000 bootstraps de l'ajustement du modèle de production aux données de la CPUE composée, en postulant un modèle Logistique (cercles ouverts) ou un modèle de Fox (croix). Le symbole de losange solide indique l'estimation actuelle.

Figure 16. Estimations de la VPA de base du recrutement et de la biomasse reproductrice en milieu d'année (lignes pleines) de l'espadon de l'Atlantique Nord avec des limites de confiance par bootstrap de 80 pourcent (ligne en pointillé).

Figure 17. Estimations du taux de mortalité par pêche et de l'abondance des âges 1, 2 et 5+ de l'espadon de l'Atlantique Nord de la VPA de base.

Figure 18. Valeurs prévues par rapport aux valeurs observées des indices (divisées par leurs moyennes des séries respectives) sur une échelle logarithmique. Les carrés, les triangles, les cercles et les losanges représentent les indices des Etats-Unis, CE-Espagne, Canada et Japon.

Figure 19. Exemples de résultats initiaux obtenus en ajustant un modèle de production à trois jeux de données pour l'espadon de l'Atlantique sud. Les ajustements ont été obtenus en postulant un modèle de Fox et en estimant la biomasse en 1950.

Figure 20. Distributions des estimations de la PME (en haut), du ratio de la biomasse actuelle (au milieu) et du ratio de la mortalité par pêche actuelle (en bas) obtenues en procédant au bootstrapping des ajustements du modèle de production pour trois jeux de données : schéma de la CPUE de la pêcherie dirigée (ligne discontinue avec losanges), schéma de la CPUE de prises accessoires (ligne discontinue astérisques) et un schéma de CPUE composé (ligne pleine). Les ajustements ont été obtenus en postulant une fonction de production de Fox.

Figure 21. Nuage de points des paires estimées des ratios actuels de la biomasse et de la mortalité par pêche pour l'espadon de l'Atlantique sud. Les paires ont été obtenues de 1.000 bootstraps de l'ajustement du modèle de production aux données de la CPUE composée, en postulant un modèle Logistique (cercles ouverts) ou un modèle de Fox (croix).

Figure 22. Projections du modèle ASPIC par bootstrap dans l'Atlantique nord. Les intervalles de confiance supérieurs de 80% sont issus d'un TAC de 9.000 et les intervalles de confiance inférieurs de 80% sont issus d'un TAC de 15000.

Figure 23. Projections du modèle BSP dans l'Atlantique nord. Les intervalles de confiance supérieurs de 80% sont issus d'un TAC de 9.000 et les intervalles de confiance inférieurs de 80% sont issus d'un TAC de 15000.

Figure 24. Estimations et projections par bootstrap du recrutement et de la biomasse reproductrice de l'espadon de l'Atlantique Nord dans le cadre de scénarios « moyen » et « récent » en postulant des prises futures proches du TAC actuel (14.000 t). Les lignes en pointillé sont les limites de confiance de 80%.

Figure 25. Trajectoires de la médiane par bootstrap de la biomasse reproductrice (SSB) par rapport au niveau d'équilibre correspondant à la production maximale par recrue (SSB_{PME}) et un ratio potentiel de reproduction de 30% ($SSB_{30\%}$) dans le cadre d'un scénario de recrutement moyen. $SSB_{PME} = SSB_{MAX}$.

Figure 26. Ajustements de la VPA à la CPUE standardisée de l'espadon de l'Atlantique nord d'âge 1 par la flottille palangrière espagnole.

Figure 27. Trajectoires de la médiane par bootstrap de la biomasse reproductrice (SSB) par rapport au niveau d'équilibre correspondant à la production maximale par recrue (SSB_{PME}) et un ratio potentiel de reproduction de 30% ($SSB_{30\%}$) dans le cadre d'un scénario de recrutement élevé. $SSB_{PME} = SSB_{MAX}$.

Figure 28. Trajectoires de la médiane par bootstrap de la biomasse reproductrice (SSB) par rapport au niveau d'équilibre correspondant à la production maximale par recrue (SSB_{PME}) et un ratio potentiel de reproduction de 30% ($SSB_{30\%}$) dans le cadre d'un scénario de recrutement moyen où le ratio de F est estimé. $SSB_{PME} = SSB_{MAX}$.

FIGURAS

Figura 1. Movimientos lineales del pez espada del Atlántico deducidos a partir de la base de datos de liberación-recaptura de ICCAT, septiembre de 2006.

Figura 2. Distribución geográfica de captura acumulativa de SWO (t) por palangre, para el periodo 1950-2004, en la Zona del Convenio ICCAT.

Figura 3. Capturas de pez espada (en t) para el Atlántico norte, sur y total, para el periodo 1950-2005.

Figura 4. Vedas espacio-temporales implementadas en el año 2001 que afectan a la pesquería de palangre estadounidense.

Figura 5. Tasas de captura estandarizadas del pez espada del Atlántico norte por edad (sexos combinados). Las series de CPUE se han hecho relativas respecto a sus medias para los años de solapamiento.

Figura 6. CPUE de biomasa nominal (rombos sólidos) y estandarizada combinadas para el stock de pez espada del Atlántico norte procedente de las principales pesquerías de palangre: Canadá, Japón, CE-España y Estados Unidos.

Figura 7. Tasas de captura nominales y estandarizadas del pez espada del Atlántico sur de las principales pesquerías (ver Tabla 9).

Figura 8. Patrones de las tasas de captura para el pez espada del Atlántico sur en el tiempo procedentes de dos pesquerías de captura fortuita y dos pesquerías dirigidas, tal y como se indica en toda la serie temporal y desde mediados de los 90, cuando empezó la divergencia en la tendencia.

Figura 9. Patrón de la pesquería de captura fortuita, la pesquería dirigida y patrón medio utilizados para representar las tendencias recientes en el stock de pez espada del Sur.

Figura 10. Distribuciones de las estimaciones de RMS (arriba), ratio actual de la biomasa (centro) y ratio actual de la mortalidad por pesca (abajo) procedentes de los dos modelos aplicados al stock del Norte. Los resultados de ASPIC (línea continua) se obtuvieron haciendo un bootstrap del ajuste del modelo de producción asumiendo la forma Schaefer; los resultados del modelo BSP (línea de puntos) son distribuciones posteriores Bayesianas.

Figura 11. Medianas y límites de confianza del 80% con el sesgo corregido para la biomasa relativa (arriba) y la mortalidad por pesca relativa (abajo) para el stock del Norte estimadas por ASPIC.

Figura 12. Distribuciones de las estimaciones de r procedentes de los dos modelos de producción aplicados al stock del Norte. Los resultados de ASPIC se obtuvieron haciendo un bootstrap del ajuste del modelo de producción asumiendo la forma Schaefer; los resultados del modelo BSP (línea de puntos) son distribuciones posteriores Bayesianas. La línea negra de puntos es la distribución a priori introducida en el modelo BSP.

Figura 13. Ajuste de ASPIC al índice de la biomasa combinada para el stock del Norte.

Figura 14. Ajuste de BSP al índice de la biomasa combinada (arriba) y a los residuos (abajo) para el stock del Norte.

Figura 15. Gráfico de dispersión de los pares estimados de ratios actuales de biomasa y mortalidad por pesca para el pez espada del Atlántico norte. Los pares se obtuvieron de 1000 bootstraps del ajuste del modelo de producción a los datos de CPUE compuesta, asumiendo un modelo logístico (círculos abiertos) o un modelo Fox (cruces). El símbolo del rombo sólido indica la estimación actual.

Figura 16. Estimaciones del VPA base del reclutamiento del pez espada del Atlántico norte y biomasa reproductora de mediados de año (líneas continuas) con límites de confianza de bootstrap del 80 por ciento (líneas de puntos).

Figura 17. Estimaciones de la tasa de mortalidad por pesca y la abundancia de pez espada del Atlántico norte de edades 1, 2 y 5+ del VPA base.

Figura 18. Valores observados frente a valores predichos de los índices (divididos por sus respectivas medias de las series) en escala logarítmica. Cuadrados, triángulos, círculos y rombos representan los índices de Estados Unidos, CE-España, Canadá y Japón.

Figura 19. Ejemplo de resultados iniciales obtenidos ajustando un modelo de producción a tres conjuntos de datos para el pez espada del Atlántico sur. Los ajustes se obtuvieron asumiendo un modelo Fox y estimando la biomasa en 1950.

Figura 20. Distribuciones de las estimaciones RMS (arriba), ratio actual de la biomasa (medio) y ratio actual de la mortalidad por pesca (abajo) obtenidas haciendo un bootstrap de los ajustes de producción del modelo para los tres conjuntos de datos: patrón de la CPUE dirigida (línea discontinua con rombos), patrón de CPUE de captura fortuita (línea discontinua con asteriscos) y patrón de la CPUE compuesta (línea continua). Los ajustes se obtuvieron asumiendo una función de producción Fox.

Figura 21. Gráfico de dispersión de los pares estimados de ratios actuales de biomasa y mortalidad por pesca para el pez espada del Atlántico sur. Los pares se obtuvieron de 1000 bootstraps del ajuste del modelo de producción a los datos de CPUE compuesta, asumiendo un modelo logístico (círculos abiertos) o un modelo Fox (cruces).

Figura 22. Proyecciones del modelo ASPIC por bootstrap en el Atlántico norte. El intervalo de confianza superior del 80% procede del TAC de 9.000 y el inferior del TAC de 15.000.

Figura 23. Proyecciones del modelo BSP en el Atlántico norte. El intervalo de confianza superior del 80% procede del TAC de 9.000 y el inferior del TAC de 15.000.

Figura 24. Estimaciones y proyecciones por bootstrap del reclutamiento y de la biomasa reproductora del pez espada del Atlántico norte bajo escenarios de reclutamiento “medio” y “reciente” asumiendo capturas futuras cercanas al TAC actual (14.000 t). Las líneas discontinuas son los límites de confianza del 80%.

Figura 25. Trayectorias de la mediana por bootstrap de la biomasa reproductora (SSB) respecto al nivel de equilibrio correspondiente al rendimiento máximo por recluta (SSB_{RMS}) y a una ratio potencial de reproducción del 30% ($SSB_{30\%}$) bajo el escenario de reclutamiento medio. $SSB_{RMS} = SSB_{MAX}$.

Figura 26. Ajustes VPA a la CPUE estandarizada de la edad 1 del pez espada del Atlántico norte por la flota española de palangre.

Figura 27. Trayectorias de la mediana por bootstrap de la biomasa reproductora (SSB) respecto al nivel de equilibrio correspondiente al rendimiento máximo por recluta (SSB_{RMS}) y a una ratio potencial de reproducción del 30% ($SSB_{30\%}$) bajo el escenario de reclutamiento elevado. $SSB_{RMS} = SSB_{MAX}$.

Figura 28. Trayectorias de la mediana por bootstrap de la biomasa reproductora (SSB) respecto al nivel de equilibrio correspondiente al rendimiento máximo por recluta (SSB_{RMS}) y a una ratio potencial de reproducción del 30% ($SSB_{30\%}$) bajo el escenario de reclutamiento medio en el que la F-ratio es estimada. $SSB_{RMS} = SSB_{MAX}$.

APPENDICES

Appendice 1. Ordre du jour

Appendice 2. Plan de travail pour l'espadon de l'Atlantique

Appendice 3. Liste des participants

Appendice 4. Liste des documents

APÉNDICES

Apéndice 1. Orden del día

Apéndice 2. Plan de trabajo del pez espada del Atlántico

Apéndice 3. Lista de participantes

Apéndice 4. Lista de documentos

Table 1. Summary of available information on the Atlantic and Mediterranean swordfish stock structure. The text in parenthesis indicates the conclusions reached by SCRS in 1994. (Source: SCRS/2006/010).

<i>Stock Hypotheses</i>	<i>CPUE by age</i>	<i>Catch Distribution (Major Fleets)</i>	<i>Mark/ Recapture</i>	<i>Length/ Weight</i>	<i>Spawning Areas</i>	<i>Genetics</i>	<i>Biological Markers</i>
Mediterranean Single Stock (different from Atlantic)	Inconclusive	Inconclusive	Yes	Inconclusive	Yes	(Yes) Yes ⁴	Yes
North Atlantic single stock	(Yes) Yes ¹	(Yes) Yes	²	(Yes) Yes	(?) Yes	(⁵) ?	
North (E + W) separate stocks	(No) No ¹	(No) No	²	(No) No	(?) No	(⁵) ?	
North + South single stock	No info	(Yes) ?	No ³	No info	Inconclusive	(?) No ⁶	

¹ Based on trends in CPUE reported by country (2002 stock assessment).

² Interpretation of the conventional mark/recapture studies are complicated by variable reporting rates among fleets, and distribution of releases and recapture effort.

³ Three tags have shown evidence of movement from the North to the northern limit of the southern stock, but need to be verified.

⁴ Papers presented dealing with this hypothesis were unanimous. Some evidence of population heterogeneity within the Mediterranean also presented. There is evidence of mixed zones in the area off the west coast of Gibraltar and along the northern coast of Morocco.

⁵ SCRS earlier failed to reject either the null or alternate hypotheses of homogeneity/heterogeneity. New evidence indicates possibility of overlapping stocks, but the extent of overlap is uncertain.

⁶ Several independent studies now support the conclusion, but the location of the management boundary remains uncertain.

Table 2 (cont.)

	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	
TOTAL	11901	9508	9264	14601	15231	18881	15155	19662	19929	21930	23869	24380	26266	32460	34098	32768	28847	29027	32659	34347	38824	33324	31432	28101	27001	27047	25019	23703	23900	25167	24830	
ATN	8839	6696	6409	11835	11937	13558	11180	13215	14527	12791	14383	18486	20236	19513	17250	15672	14934	15364	16717	15475	16844	15172	12697	12195	11590	11439	10011	9654	11464	12265	12143	
ATS	3062	2812	2855	2766	3284	5323	3975	6447	5402	9139	9586	5894	6030	12956	16048	17124	13713	13633	15942	18772	21780	18152	18435	13606	15410	15608	15008	14040	12526	12902	12687	
Landings ATN	7078	5334	5458	11123	11177	13831	10549	13019	14033	12664	14240	18269	20022	18927	15348	14026	14268	15841	14369	15765	13787	12186	10783	10448	9642	8423	8654	9986	11498	11163		
ATS	3062	2812	2840	2749	3265	5179	3938	6344	5307	8920	8863	4951	5446	12404	16398	16705	13287	13173	15347	17365	20806	17769	18239	13720	14819	15448	14302	13641	11725	12445	12596	
Discards ATN	0	0	15	17	29	144	37	103	95	218	723	843	584	552	450	419	426	460	395	1407	974	352	175	176	586	159	706	408	801	456	91	
ATS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	215	383	408	708	526	562	439	476	525	1137	896	607	613	315	358	
Landings ATN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	21	10	6	1	0	0	1	
ATS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Landings ATN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33	16	16	12	13	19	10	10	10
ATS	21	15	115	2314	2970	1885	561	554	1088	499	585	1059	954	898	1247	911	1026	1547	2234	1676	1610	739	1089	1115	1119	968	1079	959	1285	1203	1558	
Landings ATN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ATS	272	471	246	164	338	134	182	260	272	164	152	157	52	23	17	270	577	441	127	507	489	521	509	286	285	347	209	310	257	30	140	
Landings ATN	280	283	398	281	128	278	227	254	410	206	162	636	910	832	87	47	23	27	16	50	86	7	7	7	7	0	0	0	0	0	0	
ATS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Landings ATN	3747	2816	3309	3622	2582	3810	4014	4554	7100	6315	7441	9719	11135	9799	6648	6386	6633	6872	6598	6185	6953	5547	5140	4079	3993	4595	3948	3957	4586	5376	5521	
ATS	0	0	0	0	0	5	4	0	0	1	4	4	0	0	0	75	75	75	95	46	84	97	164	110	104	122	0	74	169	102	178	
Landings ATN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ATS	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Landings ATN	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ATS	0	0	0	6	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Landings ATN	58	32	38	17	29	15	13	11	9	14	22	468	994	617	300	475	773	542	1961	1599	1617	1703	903	773	777	732	735	766	1032	1320	900	
ATS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	1	5	11	0	0	0	0	0	0	0	0	
Landings ATN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ATS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Landings ATN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ATS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Landings ATN	2462	1149	793	946	542	1167	1315	1755	537	665	921	807	413	621	1572	1051	992	1064	1126	933	1043	1494	1218	1391	1089	161	0	0	0	0	554	302
ATS	172	335	541	634	303	284	136	198	53	32	160	68	60	30	320	51	3	3	19	16	16	19	15	0	0	0	0	0	0	0	0	51
Landings ATN	0	0	0	0	0	5	38	34	53	0	24	16	30	19	35	3	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ATS	15	12	7	11	208	136	124	91	129	81	137	181	197	196	222	91	110	69	39	36	79	462	267	191	119	114	523	223	329	335	334	
Landings ATN	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	0	0	0	
ATS	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	14	3	207	302	714	43	35	111	43	35	111	43	35	111	43	35	111	43	35	111	43	35
Landings ATN	25	91	22	76	26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ATS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Landings ATN	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ATS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Landings ATN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ATS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Landings ATN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ATS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Landings ATN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ATS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Landings ATN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ATS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Landings ATN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ATS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Landings ATN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ATS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Landings ATN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ATS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Landings ATN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ATS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Landings ATN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ATS	0	0	0	0																												

Table 3. Substitutions scheme for the swordfish North Atlantic stock.

Taski							Size daata							
Year	Flag	Gear	Area	Type	Taski	RF	Year	Flag	Area	Gear	Mean length	wgt	N.Fish	Action
2001 Barbados		LLHB	NW	L	19	0.0115	2001 U.S.A.		ANW	LLHB	150	1658	36124	sub-raise
2001 Canada		GILL	NW	L	0	0.0000								ignore
2001 Canada		HARP	NW	L	121	0.9977	2001 Canada		ANW	HARP	198	121	1158	OK
						0.9977	2001 Canada		ANC	HARP	212	0	1	OK
2001 Canada		LL	NW	D	26	3.6875	2001 Canada		ANW	LLD	102	5	330	raise
						3.6875	2001 Canada		ANC	LLD	108	2	132	raise
2001 Canada		LLHB	NW	L	957	0.9995	2001 Canada		ANC	LLHB	168	338	5134	OK
						0.9995	2001 Canada		ANW	LLHB	171	620	8972	OK
2001 China P.R.		LL	NORT	L	102	0.3411	2001 Chinese Taipei		ANC	LLFB	174	230	3227	sub-raise
						0.3411	2001 Chinese Taipei		ANE	LLFB	159	68	1184	sub-raise
						0.3411	2001 Chinese Taipei		ANW	LLFB	118	7	362	sub-raise
2001 Chinese Taipei		LLFB	NORT	L	299	1.0029	2001 Chinese Taipei		ANC	LLFB	174	230	3227	OK
						1.0029	2001 Chinese Taipei		ANE	LLFB	159	68	1184	OK
						1.0029	2001 Chinese Taipei		ANW	LLFB	118	7	362	OK
2001 Dominica		UNCL	WTRO	L	1	0.1025	2001 Venezuela		ANW	GILL	127	10	335	sub-raise
2001 EC.España		LLHB	NE	L	2274	0.9392	2001 EC.España		ANE	LLHB	137	2421	65271	OK
2001 EC.España		LLHB	NWC	L	1694	0.9670	2001 EC.España		ANC	LLHB	138	1751	47844	OK
2001 EC.España		BB	CANA	L	1	0.0003	2001 EC.España		ANE	LLHB	137	2421	65271	sub-raise
2001 EC.Ireland		GILL	NE	L	14	0.0058	2001 EC.España		ANE	LLHB	137	2421	65271	sub-raise
2001 EC.Ireland		MWTD	NE	L	3	0.0013	2001 EC.España		ANE	LLHB	137	2421	65271	sub-raise
2001 EC.Portugal		LL	MDRA	L	6	0.0303	2001 EC.Portugal		ANE	LLHB	124	208	7703	sub-raise
2001 EC.Portugal		LL	NE	L	17	0.0799	2001 EC.Portugal		ANE	LLHB	124	208	7703	sub-raise
2001 EC.Portugal		LLHB	AZOR	L	235	1.1318	2001 EC.Portugal		ANE	LLHB	124	208	7703	
2001 EC.Portugal		LLHB	NE	L	158	0.7621	2001 EC.Portugal		ANE	LLHB	124	208	7703	sub-raise
2001 EC.Portugal		LLHB	NWC	L	63	0.3036	2001 EC.Portugal		ANE	LLHB	124	208	7703	sub-raise
2001 EC.Portugal		PS	NE	L	3	0.0144	2001 EC.Portugal		ANE	LLHB	124	208	7703	sub-raise
2001 EC.Portugal		SURF	NE	L	252	1.2114	2001 EC.Portugal		ANE	LLHB	124	208	7703	sub-raise
2001 EC.Portugal		TRAP	NE	L	0	0.0000								ignore
2001 Japan		LLHB	NORT	D	567	0.6910	2001 Japan		ANC	LLHB	169	204	2990	OK
						0.6910	2001 Japan		ANE	LLHB	176	617	7474	OK
						0.6910	2001 Japan		ANW	LLHB	180	317	4155	OK
2001 Maroc		GILL	NE	L	243	0.1903	2001 Maroc		ANE	GILL	143	1277	30819	raise
2001 Maroc		LL	NE	L	264	0.1091	2001 EC.España		ANE	LLHB	137	2421	65271	sub-raise
2001 Maroc		PS	NE	L	9	0.0070	2001 Maroc		ANE	GILL	143	1277	30819	sub-raise
2001 Maroc		TRAP	NE	L	7	0.0055	2001 Maroc		ANE	GILL	143	1277	30819	sub-raise
2001 Mexico		LL	GOFM	L	27	1.1222	2001 Mexico		ANW	LL	144	24	531	raise
2001 Philippines		LL	NW	L	1	0.2016	2001 Chinese Taipei		ANW	LLFB	118	7	362	sub-raise
2001 Sierra Leone		LL	NE	L	2	0.0349	2001 Chinese Taipei		ANE	LLFB	159	68	1184	sub-raise
2001 Trinidad and Tobag		LLHB	NORT	L	75	7.6874	2001 Venezuela		ANW	GILL	127	10	335	sub-raise
2001 U.S.A.		HAND	GOFM	L	0	0.0449	2001 U.S.A.		ANW	HAND	164	7	117	sub-raise
2001 U.S.A.		HAND	NW	L	9	1.2108	2001 U.S.A.		ANW	HAND	164	7	117	raise
2001 U.S.A.		HARP	NW	L	7	0.9893	2001 U.S.A.		ANW	HARP	204	8	67	raise
2001 U.S.A.		LL	GOFM	L	426	0.2569	2001 U.S.A.		ANW	LLHB	150	1658	36124	raise
2001 U.S.A.		LL	NW	L	1036	0.6246	2001 U.S.A.		ANW	LLHB	150	1658	36124	sub-raise
2001 U.S.A.		LL	WTRO	L	332	0.2000	2001 U.S.A.		ANW	LLHB	150	1658	36124	sub-raise
2001 U.S.A.		LL	NWC	L	402	0.6927	2001 U.S.A.		ANC	LLHB	162	580	10090	raise
2001 U.S.A.		RR	NW	L	2	0.1997	2001 U.S.A.		ANW	HARP	204	8	67	sub-raise
2001 U.S.A.		TRAW	NW	L	3	0.9084	2001 U.S.A.		ANW	TROL	168	3	42	raise
2001 U.S.A.		UNCL	NW	L	1	0.4073	2001 U.S.A.		ANW	TROL	168	3	42	sub-raise
2001 U.S.A.		LL	GOFM	D	69	0.0414	2001 U.S.A.		ANW	LLHB	150	1658	36124	sub-raise
2001 U.S.A.		LL	NW	D	185	0.1116	2001 U.S.A.		ANW	LLHB	150	1658	36124	sub-raise
2001 U.S.A.		LL	WTRO	D	15	0.0092	2001 U.S.A.		ANW	LLHB	150	1658	36124	sub-raise
2001 U.S.A.		LL	NWC	D	19	0.0323	2001 U.S.A.		ANC	LLHB	162	580	10090	sub-raise
2001 U.S.A.		PSLB	GOFM	D	5	0.0029	2001 U.S.A.		ANW	LLHB	150	1658	36124	sub-raise
2001 U.S.A.		UNCL	NW	D	1	0.0004	2001 U.S.A.		ANW	LLHB	150	1658	36124	sub-raise
2001 UK.Bermuda		UNCL	NW	L	2	0.0012	2001 U.S.A.		ANW	LLHB	150	1658	36124	sub-raise
2001 Venezuela		GILL	NW	L	9	0.9122	2001 Venezuela		ANW	GILL	127	10	335	raise
2001 Venezuela		LL	NW	L	12	1.2095	2001 Venezuela		ANW	GILL	127	10	335	sub-raise
2002 Barbados		LLHB	NW	L	10	0.0060	2002 U.S.A.		ANW	LLHB	148	1719	38531	sub-raise
2002 Canada		HARP	NW	L	38	1.0126	2002 Canada		ANW	HARP	205	37	321	OK
2002 Canada		LL	NW	D	30	0.0380	2002 Canada		ANW	LLHB	173	775	10601	sub-raise
2002 Canada		LL	NWC	D	3	0.0218	2002 Canada		ANC	LLHB	163	147	2462	sub-raise
2002 Canada		LLHB	NW	L	921	0.9993	2002 Canada		ANW	LLHB	173	775	10601	OK
						0.9993	2002 Canada		ANC	LLHB	163	147	2462	OK
2002 Canada		TRAW	NW	L	0	0.0000								ignore
2002 China P.R.		LL	NORT	L	90	0.2880	2002 Chinese Taipei		ANC	LLFB	158	162	3117	sub-raise
						0.2880	2002 Chinese Taipei		ANE	LLFB	159	151	2784	sub-raise
						0.2880	2002 Chinese Taipei		ANW	LLFB	171	8	123	sub-raise
2002 Chinese Taipei		LLFB	NORT	L	310	0.9899	2002 Chinese Taipei		ANC	LLFB	158	162	3117	OK
						0.9899	2002 Chinese Taipei		ANE	LLFB	159	151	2784	OK
						0.9899	2002 Chinese Taipei		ANW	LLFB	171	8	123	OK

Table 3. (cont.)

2002 Cuba	LL	NWC	L	10	0.0057	2002 U.S.A.	ANW	LLHB	148	1719	38531	sub-raise
2002 EC.España	LLHB	NE	L	2041	0.9353	2002 EC.España	ANE	LLHB	137	2182	57529	OK
2002 EC.España	LLHB	NWC	L	1913	1.0070	2002 EC.España	ANC	LLHB	138	1900	51711	OK
2002 EC.España	BB	CANA	L	3	0.0015	2002 EC.España	ANE	LLHB	137	2182	57529	sub-raise
2002 EC.France	MWT	NE	L	74	0.0339	2002 EC.España	ANE	LLHB	137	2182	57529	sub-raise
2002 EC.Ireland	MWTD	NE	L	5	0.0023	2002 EC.España	ANE	LLHB	137	2182	57529	sub-raise
2002 EC.Portugal	LL	MDRA	L	8	9.2032	2002 EC.Portugal	ANE	LL	130	1	27	
2002 EC.Portugal	LL	NE	L	11	0.0751	2002 EC.Portugal	ANE	LLHB	134	152	4420	sub-raise
2002 EC.Portugal	LLHB	NE	L	127	0.8392	2002 EC.Portugal	ANE	LLHB	134	152	4420	
2002 EC.Portugal	LLHB	NW	L	39	1.2720	2002 EC.Portugal	ANC	LLHB	129	31	1073	sub-raise
2002 EC.Portugal	LLHB	NWC	L	210	6.8068	2002 EC.Portugal	ANC	LLHB	129	31	1073	
2002 EC.Portugal	LLMB	NE	L	235	1.5459	2002 EC.Portugal	ANE	LLHB	134	152	4420	sub-raise
2002 EC.Portugal	PS	NE	L	0	0.0000							ignore
2002 EC.Portugal	SURF	NE	L	134	152.4778	2002 EC.Portugal	ANE	LL	130	1	27	sub-raise
2002 EC.Portugal	TRAP	NE	L	0	0.0000							ignore
2002 FR.St Pierre et Miq	UNCL	NW	L	10	0.0131	2002 Canada	ANW	LLHB	173	775	10601	sub-raise
2002 Grenada	LL	NW	L	54		2002 Chinese Taipei	ANW	LLFB	171	8	123	sub-raise
2002 Japan	LLHB	NORT	D	319	0.6389	2002 Japan	ANC	LLHB	172	62	869	OK
					0.6389	2002 Japan	ANE	LLHB	175	438	5513	OK
					0.6389	2002 Japan	ANW	LLHB	167	215	3275	OK
					?							sub-raise
2002 Maroc	GILL	NE	L	64		2002 EC.España	ANE	LLHB	137	2182	57529	sub-raise
2002 Maroc	LL	NE	L	154	0.0706							sub-raise
2002 Maroc	PS	NE	L	1	?							sub-raise
2002 Maroc	TRAP	NE	L	4	?							sub-raise
2002 Mexico	LL	GOFM	L	34	1.4191	2001 Mexico	ANW	LL	144	24	531	sub-raise
2002 Philippines	LL	NW	L	4	0.5281	2001 Chinese Taipei	ANW	LLFB	171	8	123	sub-raise
2002 Trinidad and Tobag	LLHB	NORT	L	92	9.4299	2001 Venezuela	ANW	GILL	127	10	335	sub-raise
2002 U.S.A.	GILL	NW	L	0	0.0000							ignore
2002 U.S.A.	HAND	GOFM	L	3	0.3455	2002 U.S.A.	ANW	HAND	158	9	163	sub-raise
2002 U.S.A.	HAND	NW	L	9	1.0365	2002 U.S.A.	ANW	HAND	158	9	163	OK
2002 U.S.A.	HARP	NW	L	3	1.0762	2002 U.S.A.	ANW	HARP	200	3	27	raise
2002 U.S.A.	LL	GOFM	L	452	0.2629	2002 U.S.A.	ANW	LLHB	148	1719	38531	sub-raise
2002 U.S.A.	LL	NW	L	1003	0.5834	2002 U.S.A.	ANW	LLHB	148	1719	38531	sub-raise
2002 U.S.A.	LL	WTRO	L	312	0.1815	2002 U.S.A.	ANW	LLHB	148	1719	38531	sub-raise
2002 U.S.A.	LL	NWC	L	576	0.8580	2002 U.S.A.	ANC	LLHB	168	671	10213	
2002 U.S.A.	RR	NW	L	22	2.5336	2002 U.S.A.	ANW	HAND	158	9	163	sub-raise
2002 U.S.A.	TRAP	WTRO	L	0	0.0000							ignore
2002 U.S.A.	TRAW	NW	L	4	1.1136	2002 U.S.A.	ANW	TROL	196	4	33	
2002 U.S.A.	LL	GOFM	D	97	0.3446	2002 U.S.A.	ANW	LLD	96	281	23743	
2002 U.S.A.	LL	NW	D	130	0.0756	2002 U.S.A.	ANW	LLHB	148	1719	38531	sub-raise
2002 U.S.A.	LL	WTRO	D	17	0.0099	2002 U.S.A.	ANW	LLHB	148	1719	38531	sub-raise
2002 U.S.A.	LL	NWC	D	11	0.6892	2002 U.S.A.	ANC	LLD	110	16	919	
2002 U.S.A.	UNCL	GOFM	D	6	3.4666	2002 U.S.A.	ANW	UNCD	103	2	119	
2002 U.S.A.	UNCL	NW	D	2	1.1555	2002 U.S.A.	ANW	UNCD	103	2	119	sub-raise
2002 U.S.A.	UNCL	WTRO	D	0	0.1156	2002 U.S.A.	ANW	UNCD	103	2	119	ignore
2002 U.S.A.	UNCL	NWC	D	0	0.1156	2002 U.S.A.	ANW	UNCD	103	2	119	ignore
2002 UK.Bermuda	UNCL	NW	L	0	0.0000							ignore
2002 Venezuela	GILL	NW	L	9	0.9430	2001 Venezuela	ANW	GILL	127	10	335	sub-raise
2002 Venezuela	LL	NW	L	25	2.5215	2001 Venezuela	ANW	GILL	127	10	335	sub-raise
2003 Barbados	LLHB	NORT	L	10	0.0055	2003 U.S.A.	ANW	LLHB	146	1805	42577	sub-raise
2003 Canada	HARP	NW	L	147	1.0016	2003 Canada	ANW	HARP	203	147	1326	OK
2003 Canada	LL	NW	D	79	0.1082	2003 Canada	ANW	LLHB	169	726	10943	sub-raise
2003 Canada	LLHB	NW	L	1137	1.0021	2003 Canada	ANW	LLHB	169	726	10943	OK
					1.0021	2003 Canada	ANC	LLHB	159	409	7567	OK
					0.0000							ignore
2003 Canada	RR	NW	L	0		2003 Canada	ANW	TL	151	0	1	
2003 Canada	TL	NW	L	0	3.4180	2003 Chinese Taipei	ANC	LLFB	158	110	2105	sub-raise
2003 China P.R.	LL	NORT	L	316	1.1860	2003 Chinese Taipei	ANE	LLFB	161	151	2530	
					1.1860	2003 Chinese Taipei	ANW	LLFB	160	5	92	
					1.1860	2003 Chinese Taipei	ANC	LLFB	158	110	2105	
2003 Chinese Taipei	LLFB	NORT	L	257	0.9652	2003 Chinese Taipei	ANE	LLFB	161	151	2530	
					0.9652	2003 Chinese Taipei	ANW	LLFB	160	5	92	
					0.9652							
2003 EC.España	LLHB	NE	L	1866	0.9247	2003 EC.España	ANE	LLHB	139	2018	52214	OK
2003 EC.España	LLHB	NWC	L	2719	0.9922	2003 EC.España	ANC	LLHB	140	2740	73644	OK
2003 EC.España	BB	CANA	L	1	0.0005	2003 EC.España	ANE	LLHB	139	2018	52214	sub-raise
2003 EC.France	MWT	NE	L	138	0.0681	2003 EC.España	ANE	LLHB	139	2018	52214	sub-raise
2003 EC.France	UNCL	NE	L	32	0.0156	2003 EC.España	ANE	LLHB	139	2018	52214	sub-raise
2003 EC.Ireland	MWTD	NE	L	9	0.0045	2003 EC.España	ANE	LLHB	139	2018	52214	sub-raise
2003 EC.Ireland	TRAW	NE	L	3	0.0015	2003 EC.España	ANE	LLHB	139	2018	52214	sub-raise

Table 3. (cont.)

2003 EC.Portugal	LLSWO	AZOR	L	309	1.1095	2003 EC.Portugal	ANE	LLHB	134	279	8019	sub-raise
2003 EC.Portugal	LL	MDRA	L	9	13.8885	2003 EC.Portugal	ANE	LL	128	1	21	
2003 EC.Portugal	LL	NE	L	10	0.0344	2003 EC.Portugal	ANE	LLHB	134	279	8019	sub-raise
2003 EC.Portugal	LLALB	NE	L	3	0.0107	2003 EC.Portugal	ANE	LLHB	134	279	8019	sub-raise
2003 EC.Portugal	LLHB	NE	L	315	1.1320	2003 EC.Portugal	ANE	LLHB	134	279	8019	
2003 EC.Portugal	LLHB	NORT	L	49	1.1931	2003 EC.Portugal	ANE	LLHB	145	41	929	
2003 EC.Portugal	LLHB	NW	L	2	2.9906	2003 EC.Portugal	ANE	LL	128	1	21	sub-raise
2003 EC.Portugal	PS	NE	L	0	0.0000							ignore
2003 EC.Portugal	SURF	NE	L	335	1.2031	2003 EC.Portugal	ANE	LLHB	134	279	8019	sub-raise
2003 FR.St Pierre et Miq	LL	NW	L	3	0.0039	2003 Canada	ANW	LLHB	169	726	10943	sub-raise
2003 FR.St Pierre et Miq	UNCL	NW	L	36	0.0491	2003 Canada	ANW	LLHB	169	726	10943	sub-raise
2003 Grenada	LL	NW	L	88	17.6781	2003 Chinese Taipei	ANW	LLFB	160	5	92	sub-raise
2003 Japan	LLHB	NORT	D	263	0.5296	2003 Japan	ANC	LLHB	168	23	328	
					0.5296	2003 Japan	ANE	LLHB	185	356	3821	
					0.5296	2003 Japan	ANW	LLHB	170	119	1799	
2003 Maroc	GILL	NE	L	98								
2003 Maroc	LL	NE	L	223	0.1105	2003 EC.España	ANE	LLHB	139	2018	52214	raise
2003 Maroc	PS	NE	L	1	?							sub-raise
2003 Maroc	TRAP	NE	L	7	?							sub-raise
2003 Mexico	LL	GOFM	L	32	1.3478	2001 Mexico	ANW	LL	144	24	531	sub-raise
2003 Philippines	LL	NW	L	44	8.8391	2003 Chinese Taipei	ANW	LLFB	160	5	92	sub-raise
2003 St. Vincent and Gre	LLFB	NW	L	7		2003 Chinese Taipei	ANW	LLFB	160	5	92	sub-raise
2003 Sta. Lucia	TROL	NW	L	0	0.0000							ignore
2003 Trinidad and Tobag	LLHB	NW	L	78	7.9675	2001 Venezuela	ANW	GILL	127	10	335	sub-raise
2003 U.S.A.	HAND	GOFM	L	10	1.0877	2003 U.S.A.	ANW	HAND	150	9	202	sub-raise
2003 U.S.A.	HAND	NW	L	11	1.1973	2003 U.S.A.	ANW	HAND	150	9	202	raise
2003 U.S.A.	HAND	WTRO	L	0	0.0000							ignore
2003 U.S.A.	LL	GOFM	L	430	0.2381	2003 U.S.A.	ANW	LLHB	146	1805	42577	sub-raise
2003 U.S.A.	LL	NW	L	1167	0.6466	2003 U.S.A.	ANW	LLHB	146	1805	42577	raise
2003 U.S.A.	LL	WTRO	L	271	0.1501	2003 U.S.A.	ANW	LLHB	146	1805	42577	sub-raise
2003 U.S.A.	LL	NWC	L	613	0.8323	2003 U.S.A.	ANC	LLHB	171	737	10590	raise
2003 U.S.A.	RR	GOFM	L	0	0.0000							ignore
2003 U.S.A.	RR	NW	L	6	0.0033	2003 U.S.A.	ANW	LLHB	146	1805	42577	sub-raise
2003 U.S.A.	TRAP	NW	L	0	0.0000							ignore
2003 U.S.A.	TRAP	WTRO	L	0	0.0000							ignore
2003 U.S.A.	TRAW	NW	L	6	1.2452	2003 U.S.A.	ANW	TRAW	166	5	78	raise
2003 U.S.A.	LL	GOFM	D	78	0.0432	2003 U.S.A.	ANW	LLHB	146	1805	42577	sub-raise
2003 U.S.A.	LL	NW	D	175	0.0967	2003 U.S.A.	ANW	LLHB	146	1805	42577	sub-raise
2003 U.S.A.	LL	WTRO	D	4	0.0020	2003 U.S.A.	ANW	LLHB	146	1805	42577	sub-raise
2003 U.S.A.	LL	NWC	D	20	0.0268	2003 U.S.A.	ANC	LLHB	171	737	10590	sub-raise
2003 U.S.A.	UNCL	GOFM	D	3	0.0019	2003 U.S.A.	ANW	LLHB	146	1805	42577	sub-raise
2003 U.S.A.	UNCL	NW	D	2	0.0009	2003 U.S.A.	ANW	LLHB	146	1805	42577	sub-raise
2003 U.S.A.	UNCL	WTRO	D	0	0.0000							ignore
2003 U.S.A.	UNCL	NWC	D	0	0.0000							ignore
2003 UK.Bermuda	UNCL	NW	L	0	0.0000							ignore
2003 Venezuela	GILL	NW	L	16	1.5990	2001 Venezuela	ANW	GILL	127	10	335	sub-raise
2003 Venezuela	LL	NW	L	25	2.5522	2001 Venezuela	ANW	GILL	127	10	335	sub-raise
2003 Venezuela	LLHB	NW	L	4	0.4305	2001 Venezuela	ANW	GILL	127	10	335	sub-raise
2004 Canada	HARP	NW	L	87	1.0009	2004 Canada	ANW	HARP	209	87	722	OK
2004 Canada	LL	NW	D	45	0.0586	2004 Canada	ANW	LLHB	172	764	11105	sub-raise
2004 Canada	LLHB	NW	L	1116	1.0002	2004 Canada	ANW	LLHB	172	764	11105	OK
					1.0002	2004 Canada	ANC	LLHB	171	352	5143	OK
2004 Canada	TRAW	NW	L	0	1.2870	2004 Canada	ANC	TRAW	142	0	5	
2004 China P.R.	LL	NORT	L	56	1.7941	2004 Chinese Taipei	ANC	LLFB	166	7	123	sub-raise
					1.7941	2004 Chinese Taipei	ANE	LLFB	164	24	396	sub-raise
2004 Chinese Taipei	LLFB	NORT	L	30	0.9639	2004 Chinese Taipei	ANC	LLFB	166	7	123	OK
					0.9639	2004 Chinese Taipei	ANE	LLFB	164	24	396	OK
2004 Dominica	TROL	NW	L	0	0.0000							ignore
2004 EC.España	BB	CANA	L	3	0.0011	2004 EC.España	ANE	LLHB	140	2393	59233	sub-raise
2004 EC.España	LLHB	NE	L	2261	0.9446	2004 EC.España	ANE	LLHB	140	2393	59233	OK
2004 EC.España	LLHB	NWC	L	3113	1.0019	2004 EC.España	ANC	LLHB	138	3107	86601	OK
2004 EC.France	UNCL	NE	L	102	0.0425	2004 EC.España	ANE	LLHB	140	2393	59233	sub-raise
2004 EC.Ireland	MWTD	NE	L	1	0.0006	2004 EC.España	ANE	LLHB	140	2393	59233	sub-raise
2004 EC.Portugal	LLSWO	AZOR	L	193	0.5387	2004 EC.Portugal	ANE	LLHB	142	358	8396	sub-raise
2004 EC.Portugal	LL	MDRA	L	6	17.0627	2004 EC.Portugal	ANE	LL	128	0	8	
2004 EC.Portugal	LL	NE	L	31	1.0655	2004 EC.Portugal	ANE	LLHB	161	29	461	
2004 EC.Portugal	LLHB	NE	L	672	1.8778	2004 EC.Portugal	ANE	LLHB	142	358	8396	
2004 EC.Portugal	LLHB	NW	L	418	6.7058	2004 EC.Portugal	ANC	LLHB	133	62	2015	
2004 EC.Portugal	PS	NORT	L	0	0.0000							ignore
2004 EC.Portugal	TRAP	NE	L	0	0.0000							ignore
2004 Grenada	LL	WTRO	L	73	10.0831	2004 Chinese Taipei	ANC	LLFB	166	7	123	sub-raise
2004 Japan	LLHB	NORT	L	554	0.4758	2004 Japan	ANC	LLHB	164	175	2880	
					0.4758	2004 Japan	ANE	LLHB	169	529	7326	
					0.4758	2004 Japan	ANW	LLHB	170	460	6763	

Table 3. (cont.)

2004	Maroc	GILL	NE	L	76	?													raise
2004	Maroc	LL	NE	L	255	0.1066	2004 EC.España	ANE	LLHB	140	2393	59233							sub-raise
2004	Maroc	PS	NE	L	1	?													sub-raise
2004	Maroc	TRAP	NE	L	3	?													sub-raise
2004	Mexico	LL	GOFM	L	44	1.8555	2001 Mexico	ANW	LL	144	24	531							sub-raise
2004	Philippines	LL	NE	L	5	0.1885	2004 Chinese Taipei	ANE	LLFB	164	24	396							sub-raise
2004	Philippines	LL	NW	L	0	0.0000													ignore
2004	Senegal	UNCL	NE	L	108	0.0450	2004 EC.España	ANE	LLHB	140	2393	59233							sub-raise
2004	Sta. Lucia	TROL	WTRO	L	2	0.0822	2004 U.S.A.	ANW	HAND	147	19	470							sub-raise
2004	Trinidad and Tobag	LLHB	NW	L	83	8.4729	2001 Venezuela	ANW	GILL	127	10	335							sub-raise
2004	U.S.A.	GILL	NW	L	0	0.0000													ignore
2004	U.S.A.	HAND	GOFM	L	4	0.2033	2004 U.S.A.	ANW	HAND	147	19	470							sub-raise
2004	U.S.A.	HAND	NW	L	19	0.9611	2004 U.S.A.	ANW	HAND	147	19	470							raise
2004	U.S.A.	HAND	WTRO	L	0	0.0000													ignore
2004	U.S.A.	HARP	NW	L	1	0.9753	2004 U.S.A.	ANW	HARP	226	1	4							raise
2004	U.S.A.	LL	GOFM	L	452	0.2570	2004 U.S.A.	ANW	LLHB	149	1760	39191							sub-raise
2004	U.S.A.	LL	NW	L	999	0.5675	2004 U.S.A.	ANW	LLHB	149	1760	39191							raise
2004	U.S.A.	LL	WTRO	L	278	0.1582	2004 U.S.A.	ANW	LLHB	149	1760	39191							sub-raise
2004	U.S.A.	LL	NWC	L	593	0.9343	2004 U.S.A.	ANC	LLHB	175	635	8468							
2004	U.S.A.	RR	GOFM	L	1	0.0271	2004 U.S.A.	ANW	HAND	147	19	470							sub-raise
2004	U.S.A.	RR	NW	L	24	1.2483	2004 U.S.A.	ANW	HAND	147	19	470							sub-raise
2004	U.S.A.	RR	WTRO	L	0	0.0000													ignore
2004	U.S.A.	TRAW	NW	L	8	1.1419	2004 U.S.A.	ANW	TRAW	159	7	128							raise
2004	U.S.A.	LL	GOFM	D	73	0.0414	2004 U.S.A.	ANW	LLHB	149	1760	39191							sub-raise
2004	U.S.A.	LL	NW	D	171	0.0972	2004 U.S.A.	ANW	LLHB	149	1760	39191							sub-raise
2004	U.S.A.	LL	WTRO	D	17	0.0099	2004 U.S.A.	ANW	LLHB	149	1760	39191							sub-raise
2004	U.S.A.	LL	NWC	D	6	0.0102	2004 U.S.A.	ANC	LLHB	175	635	8468							sub-raise
2004	U.S.A.	UNCL	GOFM	D	3	0.0017	2004 U.S.A.	ANW	LLHB	149	1760	39191							sub-raise
2004	U.S.A.	UNCL	NW	D	4	0.0022	2004 U.S.A.	ANW	LLHB	149	1760	39191							sub-raise
2004	U.S.A.	UNCL	NWC	D	0	0.0000													ignore
2004	U.S.A.	UNCL	WTRO	D	0	0.0000													ignore
2004	UK.Bermuda	UNCL	NW	L	1	0.0003	2004 U.S.A.	ANW	LLHB	149	1760	39191							sub-raise
2004	Venezuela	GILL	NW	L	7	0.7513	2001 Venezuela	ANW	GILL	127	10	335							sub-raise
2004	Venezuela	LL	NW	L	46	4.7260	2001 Venezuela	ANW	GILL	127	10	335							sub-raise
2005	Canada	GILL	NW	L	0	0.0000													ignore
2005	Canada	HARP	NW	L	193	1.0002	2005 Canada	ANW	HARP	206	193	1658							OK
						1.0002	2005 Canada	ANC	HARP	184	0	2							OK
2005	Canada	LL	NW	D	79	0.4101	2005 Canada	ANW	HARP	206	193	1658							sub-raise
2005	Canada	LL	NWC	D	27	0.1417	2005 Canada	ANW	HARP	206	193	1658							sub-raise
2005	Canada	LLHB	NW	L	1364	1.0000	2005 Canada	ANW	LLHB	171	812	12169							OK
						1.0000	2005 Canada	ANC	LLHB	169	553	8382							OK
2005	Canada	RR	NW	L	0	0.5040	2005 Canada	ANW	UNCL	176	0	6							raise
						0.5040	2005 Canada	ANC	UNCL	172	0	6							raise
2005	China P.R.	LL	NORT	L	108	3.4683	2004 Chinese Taipei	ANC	LLFB	166	7	123							sub-raise
						3.4683	2004 Chinese Taipei	ANE	LLFB	164	24	396							sub-raise
2005	Chinese Taipei	LLFB	NORT	L	83	2.6669	2004 Chinese Taipei	ANC	LLFB	166	7	123							sub-raise
						2.6669	2004 Chinese Taipei	ANE	LLFB	164	24	396							sub-raise

Table 3. (cont.)

2005 EC.España	BB	CANA	L	10.3	0.0043	2004 EC.España	ANE	LLHB	140	2393	59233	sub-raise
2005 EC.España	LLHB	NORT	L	5511	1.1582	2003 EC.España	ANE	LLHB	139	2018	52214	sub-raise
					1.1582	2003 EC.España	ANC	LLHB	140	2740	73644	sub-raise
2005 EC.France	UNCL	NE	L	178	0.0881	2003 EC.España	ANE	LLHB	139	2018	52214	sub-raise
2005 EC.Ireland	MWTD	NE	L	1	0.0005	2004 EC.España	ANE	LLHB	140	2393	59233	sub-raise
2005 EC.Portugal	LLSWO	AZOR	L	293	29.6192	2005 EC.Portugal	ANE	LL	143	10	223	sub-raise
2005 EC.Portugal	LL	MDRA	L	15	1.5525	2005 EC.Portugal	ANE	LL	143	10	223	raise
2005 EC.Portugal	LL	NE	L	24	2.4017	2005 EC.Portugal	ANE	LL	143	10	223	sub-raise
2005 EC.Portugal	LLHB	AZOR	L	123	1.3421	2005 EC.Portugal	ANC	LLHB	131	91	2949	raise
2005 EC.Portugal	LLHB	CVER	L	20	11.9747	2005 EC.Portugal	ANE	LLJAP	186	2	18	sub-raise
2005 EC.Portugal	LLHB	MDRA	L	5	3.1072	2005 EC.Portugal	ANE	LLJAP	186	2	18	raise
2005 EC.Portugal	LLHB	NW	L	260	1.1505	2005 EC.Portugal	ANE	LLHB	132	226	6582	raise
2005 EC.Portugal	LL-surf	NW	L	161	9.2155	2005 EC.Portugal	ANE	LLHB	139	17	429	raise
2005 Grenada	LL	WTRO	L	56	7.6581	2004 Chinese Taipei	ANC	LLFB	166	7	123	sub-raise
2005 Japan	LLHB	NORT	L	302	0.7287	2005 Japan	ANC	LLHB	154	49	966	
					0.7287	2005 Japan	ANE	LLHB	168	227	3171	
					0.7287	2005 Japan	ANW	LLHB	161	138	2351	
2005 Korea, Republic of	LLHB	NW	L	51	7.0336	2004 Chinese Taipei	ANC	LLFB	166	7	123	sub-raise
2005 Maroc	GILL	NE	L	9	?							?
2005 Maroc	LL	NE	L	325	0.1358	2004 EC.España	ANE	LLHB	140	2393	59233	sub-raise
2005 Mexico	LL	GOFM	L	41	1.7440	2001 Mexico	ANW	LL	144	24	531	sub-raise
2005 Sta. Lucia	TROL	WTRO	L	3	0.0783	2005 U.S.A.	ANW	HAND	147	34	796	sub-raise
2005 Trinidad and Tobago	LLHB	NW	L	91	9.3067	2001 Venezuela	ANW	GILL	127	10	335	sub-raise
2005 U.S.A.	HAND	GOFM	L	0	0.0000							ignore
2005 U.S.A.	HAND	NW	L	33	0.9803	2005 U.S.A.	ANW	HAND	147	34	796	sub-raise
2005 U.S.A.	LL	GOFM	L	412	0.2712	2005 U.S.A.	ANW	LLHB	148	1519	34400	raise
2005 U.S.A.	LL	NW	L	967	0.6367	2005 U.S.A.	ANW	LLHB	148	1519	34400	sub-raise
2005 U.S.A.	LL	WTRO	L	130	0.0859	2005 U.S.A.	ANW	LLHB	148	1519	34400	sub-raise
2005 U.S.A.	LL	NWC	L	550	0.9137	2005 U.S.A.	ANC	LLHB	172	602	8455	raise
2005 U.S.A.	RR	GOFM	L	1	0.0010	2005 U.S.A.	ANW	LLHB	148	1519	34400	sub-raise
2005 U.S.A.	RR	NW	L	53	0.0350	2005 U.S.A.	ANW	LLHB	148	1519	34400	sub-raise
2005 U.S.A.	RR	WTRO	L	7	0.0043	2005 U.S.A.	ANW	LLHB	148	1519	34400	sub-raise
2005 U.S.A.	TRAW	NW	L	8	1.0426	2005 U.S.A.	ANW	TRAW	150	8	178	
2005 U.S.A.	LL	GOFM	D	80	0.0524	2005 U.S.A.	ANW	LLHB	148	1519	34400	sub-raise
2005 U.S.A.	LL	NW	D	155	0.1021	2005 U.S.A.	ANW	LLHB	148	1519	34400	sub-raise
2005 U.S.A.	LL	NWC	D	4	0.0074	2005 U.S.A.	ANC	LLHB	172	602	8455	sub-raise
2005 U.S.A.	LL	WTRO	D	13	0.0085	2005 U.S.A.	ANW	LLHB	148	1519	34400	sub-raise
2005 U.S.A.	UNCL	GOFM	D	4	0.0025	2005 U.S.A.	ANW	LLHB	148	1519	34400	sub-raise
2005 U.S.A.	UNCL	NW	D	4	0.0028	2005 U.S.A.	ANW	LLHB	148	1519	34400	sub-raise
2005 U.S.A.	UNCL	NWC	D	1	0.0008	2005 U.S.A.	ANW	LLHB	148	1519	34400	sub-raise
2005 U.S.A.	UNCL	WTRO	D	1	0.0004	2005 U.S.A.	ANW	LLHB	148	1519	34400	sub-raise
2005 Venezuela	GILL	NW	L	7	0.6963	2001 Venezuela	ANW	GILL	127	10	335	sub-raise
2005 Venezuela	LL	NW	L	48	4.9022	2001 Venezuela	ANW	GILL	127	10	335	sub-raise

Table 4. Substitutions scheme for the swordfish South Atlantic stock.

Taski						Size daata								
Year	Flag	Gear	Area	Type	Taski	RF	Year	Flag	Area	Gear	Mean length	wgt	N.Fish	Action
2001 Argentina		TRAW	SW	L	5	0.05	2001 Brasil		ASW	LLHB	171	109	1452	subs-raise
2001 Brasil		LL	SW	L	1739	15.90	2001 Brasil		ASW	LLHB	171	109	1452	raise
2001 Brasil		UNCL	SW	L	7	0.06	2001 Brasil		ASW	LLHB	171	109	1452	subs-raise
2001 Brasil		LLFB	SW	L	40	0.37	2001 Brasil		ASW	LLHB	171	109	1452	subs-raise
2001 Brasil		LLFB	SW	L	1454	0.39	2001 EC.España		ASW	LLHB	152	3737	79691	subs-raise
2001 Brasil		LLFB	SW	L	11	0.10	2001 Brasil		ASW	LLHB	171	109	1452	subs-raise
2001 Brasil		LLFB	SW	L	66	0.60	2001 Brasil		ASW	LLHB	171	109	1452	subs-raise
2001 Brasil		LLFB	SW	L	30	0.27	2001 Brasil		ASW	LLHB	171	109	1452	subs-raise
2001 Brasil		LLFB	SW	L	43	0.18	2001 Chinese Taipei		ASW	LLFB	153	242	5461	subs-raise
2001 Brasil		LLFB	SW	L	74	0.67	2001 Brasil		ASW	LLHB	171	109	1452	subs-raise
2001 Brasil		LLFB	SW	L	52	1.24	2001 U.S.A.		ASW	LLHB	157	42	865	subs-raise
2001 Brasil		LLFB	SW	L	568	5.19	2001 Brasil		ASW	LLHB	171	109	1452	subs-raise
2001 China P.R.		LL	SOUT	L	200	0.17	2001 Chinese Taipei		ASE	LLFB	157	918	17255	subs-raise
						0.17	2001 Chinese Taipei		ASW	LLFB	153	242	5461	subs-raise
2001 Chinese Taipei		LLFB	SOUT	L	1149	0.99	2001 Chinese Taipei		ASE	LLFB	157	918	17255	raise
						0.99	2001 Chinese Taipei		ASW	LLFB	153	242	5461	raise
2001 Côte D'Ivoire		SURF	SE	L	19	0.92	2001 Côte D'Ivoire		ASE	GILL	140	21	464	raise
2001 EC.España		LLHB	SE	L	2019	0.94	2001 EC.España		ASE	LLHB	159	2155	37290	OK
2001 EC.España		LLHB	SW	L	3770	1.01	2001 EC.España		ASW	LLHB	152	3737	79691	OK
2001 EC.Portugal		LLHB	SE	L	330	0.15	2001 EC.España		ASE	LLHB	159	2155	37290	subs-raise
2001 EC.Portugal		LLHB	SW	L	63	0.02	2001 EC.España		ASW	LLHB	152	3737	79691	subs-raise
2001 Ghana		GILL	SE	L	531	2.63	1999 Ghana		ASE	SURF	162	202	3167	subs-raise
2001 Japan		LLHB	SOUT	L	685	46.51	2001 Japan		ASE	LLHB	154	9	180	raise
						46.51	2001 Japan		ASW	LLHB	147	6	136	raise
2001 Korea, Republic of		LLFB	SE	L	0	0.00								ignore
2001 Namibia		BB	SE	L	144	66.67	2001 Namibia		ASE	BB	131	2	75	raise
2001 Namibia		LL	SE	L	607	7.18	2001 Namibia		ASE	LL	151	85	1675	raise
2001 Philippines		LL	SW	L	6	0.02	2001 Chinese Taipei		ASW	LLFB	153	242	5461	subs-raise
2001 South Africa		LL	SE	L	543	2.61	2001 South Africa		ASE	LL	174	208	2759	subs-raise
2001 South Africa		LLHB	SE	L	4	0.02	2001 South Africa		ASE	LL	174	208	2759	subs-raise
2001 U.S.A.		LL	SW	L	43	0.28	2001 U.S.A.		ASW	LLHB	157	42	865	raise
						0.28	2001 U.S.A.		ASE	LLHB	170	113	1626	raise
2001 U.S.A.		LL	SW	D	0.1	0.00	2001 U.S.A.		ASW	LLHB	157	42	865	subs-raise
2001 U.S.A.		UNCL	SW	D	0.1	0.00	2001 U.S.A.		ASW	LLHB	157	42	865	subs-raise
2001 UK.Sta Helena		LL	SE	L	20	0.24	2001 Namibia		ASE	LL	151	85	1675	subs-raise
2001 Uruguay		LLHB	SW	L	789	22.11	1998 Uruguay		ASW	LLHB	160	36	668	subs-raise
2002 Brasil		BB	SW	L	7	0.28	2002 Brasil		ASW	LLHB	159	25	474	subs-raise
2002 Brasil		LLHB	SW	L	1913	75.64	2002 Brasil		ASW	LLHB	159	25	474	raise
2002 Brasil		LLFB	SW	L	24	0.94	2002 Brasil		ASW	LLHB	159	25	474	subs-raise
2002 Brasil		LLFB	SW	L	54	2.13	2002 Brasil		ASW	LLHB	159	25	474	subs-raise
2002 Brasil		LLFB	SW	L	27	1.07	2002 Brasil		ASW	LLHB	159	25	474	subs-raise
2002 Brasil		LLFB	SW	L	312	0.08	2002 EC.España		ASW	LLHB	152	4041	84345	subs-raise
2002 Brasil		LLFB	SW	L	23	0.89	2002 Brasil		ASW	LLHB	159	25	474	subs-raise
2002 Brasil		LLFB	SW	L	115	4.53	2002 Brasil		ASW	LLHB	159	25	474	subs-raise
2002 Brasil		LLFB	SW	L	7	0.29	2002 Brasil		ASW	LLHB	159	25	474	subs-raise
2002 Brasil		LLFB	SW	L	136	5.38	2002 Brasil		ASW	LLHB	159	25	474	subs-raise
2002 Brasil		LLFB	SW	L	53	1.92	2002 EC.Portugal		ASW	LLHB	154	28	581	subs-raise
2002 Brasil		LLFB	SW	L	70	0.31	2002 Chinese Taipei		ASW	LLFB	155	224	4676	subs-raise
2002 Brasil		LLFB	SW	L	6	0.25	2002 Brasil		ASW	LLHB	159	25	474	subs-raise
2002 Brasil		LLFB	SW	L	28	0.53	2002 U.S.A.		ASW	LLHB	151	52	1200	subs-raise
2002 Brasil		LLFB	SW	L	120	4.76	2002 Brasil		ASW	LLHB	159	25	474	subs-raise
2002 Brasil		LLFB	SW	L	16	0.63	2002 Brasil		ASW	LLHB	159	25	474	subs-raise
2002 China P.R.		LL	SOUT	L	423	0.36	2002 Chinese Taipei		ASE	LLFB	156	953	18077	subs-raise
						0.36	2002 Chinese Taipei		ASW	LLFB	155	224	4676	subs-raise
2002 Chinese Taipei		LLFB	SOUT	L	1164	0.99	2002 Chinese Taipei		ASE	LLFB	156	953	18077	raise
						0.99	2002 Chinese Taipei		ASW	LLFB	155	224	4676	raise
2002 Côte D'Ivoire		GILL	SE	L	19	0.94	2002 Côte D'Ivoire		ASE	GILL	142	20	449	raise
2002 EC.España		LLHB	SE	L	1494	0.95	2002 EC.España		ASE	LLHB	154	1567	29499	OK
2002 EC.España		LLHB	SW	L	4247	1.05	2002 EC.España		ASW	LLHB	152	4041	84345	OK
2002 EC.Portugal		LLHB	SE	L	174	18.57	2002 EC.Portugal		ASE	LLHB	157	9	167	raise
2002 EC.Portugal		LLHB	SW	L	206	7.47	2002 EC.Portugal		ASW	LLHB	154	28	581	raise
2002 EC.United Kingdom		GILL	SW	L	0	0.00								ignore
2002 Ghana		GILL	SE	L	372	1.84	1999 Ghana		ASE	SURF	162	202	3167	subs-raise
2002 Japan		LLHB	SOUT	L	897	14.56	2002 Japan		ASE	LLHB	152	21	402	raise
						14.56	2002 Japan		ASW	LLHB	153	41	902	raise
2002 Korea, Republic of		LLHB	SE	L	2	0.07	2002 Japan		ASE	LLHB	152	21	402	subs-raise
2002 Namibia		LL	SE	L	504	5.96	2001 Namibia		ASE	LL	151	85	1675	subs-raise
2002 Philippines		LL	SW	L	1	0.00	2002 Chinese Taipei		ASW	LLFB	155	224	4676	subs-raise
2002 Seychelles		LL	SE	L	6	0.01	2002 South Africa		ASE	LL	155	416	7361	subs-raise
2002 South Africa		LL	SE	L	649	1.56	2002 South Africa		ASE	LL	155	416	7361	
2002 U.S.A.		LL	SW	L	200	3.87	2002 U.S.A.		ASW	LLHB	151	52	1200	
2002 U.S.A.		LL	SW	D	0.3	0.48	2002 U.S.A.		ASW	LLD	103	1	46	
2002 UK.Sta Helena		LL	SE	L	4	0.05	2001 Namibia		ASE	LL	151	85	1675	subs-raise
2002 Uruguay		LLHB	SW	L	768	21.52	1998 Uruguay		ASW	LLHB	160	36	668	subs-raise

Table 4. (cont.)

2003 Brasil	LL	SW	L	13	1.07	2003 Brasil	ASW	LLHB	159	12	245	subs-raise
2003 Brasil	LL	SW	L	5	0.42	2003 Brasil	ASW	LLHB	159	12	245	subs-raise
2003 Brasil	LL	SW	L	356	8.93	2003 Brasil	ASW	LLHB	162	40	720	raise
2003 Brasil	HAND	SW	L	3	0.20	2003 Brasil	ASW	LLHB	159	12	245	subs-raise
2003 Brasil	LL	SW	L	815	65.91	2003 Brasil	ASW	LLHB	159	12	245	raise
2003 Brasil	LL	SW	L	44	3.54	2003 Brasil	ASW	LLHB	159	12	245	subs-raise
2003 Brasil	LL	SW	L	419	40.72	2003 Brasil	ASW	LLHB	163	10	174	raise
2003 Brasil	LL	SW	L	14	1.10	2003 Brasil	ASW	LLHB	159	12	245	subs-raise
2003 Brasil	LL	SW	L	642	0.26	2003 EC.España	ASW	LLHB	152	2428	51828	subs-raise
2003 Brasil	LL	SW	L	28	0.01	2003 EC.España	ASW	LLHB	152	2428	51828	subs-raise
2003 Brasil	LL	SW	L	6	0.47	2003 Brasil	ASW	LLHB	159	12	245	subs-raise
2003 Brasil	LL	SW	L	97	7.86	2003 Brasil	ASW	LLHB	159	12	245	subs-raise
2003 Brasil	LL	SW	L	29	2.35	2003 Brasil	ASW	LLHB	159	12	245	subs-raise
2003 Brasil	LL	SW	L	107	8.70	2003 Brasil	ASW	LLHB	159	12	245	subs-raise
2003 Brasil	LL	SW	L	13	1.04	2003 Brasil	ASW	LLHB	159	12	245	subs-raise
2003 Brasil	LL	SW	L	87	7.08	2003 Brasil	ASW	LLHB	159	12	245	subs-raise
2003 Brasil	LL	SW	L	14	1.15	2003 Brasil	ASW	LLHB	159	12	245	subs-raise
2003 Brasil	LL	SW	L	117	0.05	2003 EC.España	ASW	LLHB	152	2428	51828	subs-raise
2003 Brasil	LL	SW	L	29	2.36	2003 Brasil	ASW	LLHB	159	12	245	subs-raise
2003 Brasil	LL	SW	L	18	1.44	2003 Brasil	ASW	LLHB	159	12	245	subs-raise
2003 Brasil	LL	SW	L	13	0.66	2003 U.S.A.	ASW	LLHB	158	20	390	subs-raise
2003 Brasil	LL	SW	L	41	3.30	2003 Brasil	ASW	LLHB	159	12	245	subs-raise
2003 Brasil	LL	SW	L	11	0.88	2003 Brasil	ASW	LLHB	159	12	245	subs-raise
2003 China P.R.	LL	SOUT	L	353	0.28	2003 Chinese Taipei	ASE	LLFB	162	1071	18274	subs-raise
					0.28	2003 Chinese Taipei	ASW	LLFB	159	196	3894	
2003 Chinese Taipei	LLFB	SOUT	L	1254	0.99	2003 Chinese Taipei	ASE	LLFB	162	1071	18274	
					0.99	2003 Chinese Taipei	ASW	LLFB	159	196	3894	
2003 Côte D'Ivoire	GILL	SE	L	43	1.11	2003 Côte D'Ivoire	ASE	GILL	147	39	713	
2003 EC.España	LLHB	SE	L	2059	0.92	2003 EC.España	ASE	LLHB	153	2235	42410	OK
2003 EC.España	LLHB	SW	L	2468	1.02	2003 EC.España	ASW	LLHB	152	2428	51828	OK
2003 EC.Portugal	LLHB	SE	L	261	0.12	2003 EC.España	ASE	LLHB	153	2235	42410	subs-raise
2003 EC.Portugal	LLHB	SW	L	93	0.04	2003 EC.España	ASW	LLHB	152	2428	51828	subs-raise
2003 Gabon	TRAW	SE	L	9	0.04	1999 Ghana	ASE	SURF	162	202	3167	subs-raise
2003 Ghana	GILL	SE	L	734	3.64	1999 Ghana	ASE	SURF	162	202	3167	subs-raise
2003 Japan	LLHB	SOUT	L	937	34.15	2003 Japan	ASE	LLHB	171	14	197	
					34.15	2003 Japan	ASW	LLHB	172	13	213	
2003 Korea, Republic of	LLHB	SE	L	24	1.70	2003 Japan	ASE	LLHB	171	14	197	subs-raise
2003 Namibia	BB	SE	L	4	2.03	2001 Namibia	ASE	BB	131	2	75	subs-raise
2003 Namibia	LL	SE	L	187	2.21	2001 Namibia	ASE	LL	151	85	1675	subs-raise
2003 Philippines	LL	SW	L	8	0.04	2003 Chinese Taipei	ASW	LLFB	159	196	3894	subs-raise
2003 South Africa	BB	SE	L	0.1	0.00							ignore
2003 South Africa	LL	SE	L	293	6.88	2003 South Africa	ASE	LL	164	43	674	raise
2003 South Africa	LLFB	SE	L	0.3	0.00							ignore
2003 U.S.A.	LL	SW	L	21	1.03	2003 U.S.A.	ASW	LLHB	158	20	390	OK
2003 U.S.A.	LL	SW	D	0.4	0.02	2003 U.S.A.	ASW	LLHB	158	20	390	subs-raise
2003 Uruguay	LLHB	SW	L	850	23.82	1998 Uruguay	ASW	LLHB	160	36	668	subs-raise
2004 Argentina	UNCL	SW	L	0.1	0.00							ignore
2004 Brasil	LL	SW	L	26	0.05	2004 Brasil	ASW	LLHB	163	478	8527	subs-raise
2004 Brasil	SURF	SW	L	69	0.15	2004 Brasil	ASW	LLHB	163	478	8527	subs-raise
2004 Brasil	LL	SW	L	383	0.80	2004 Brasil	ASW	LLHB	163	478	8527	subs-raise
2004 Brasil	SURF	SW	L	15	0.03	2004 Brasil	ASW	LLHB	163	478	8527	subs-raise
2004 Brasil	LL	SW	L	949	1.98	2004 Brasil	ASW	LLHB	163	478	8527	raise
2004 Brasil	SURF	SW	L	1	0.00	2004 Brasil	ASW	LLHB	163	478	8527	subs-raise
2004 Brasil	LL	SW	L	14	0.03	2004 Brasil	ASW	LLHB	163	478	8527	subs-raise
2004 Brasil	LL	SW	L	213	0.45	2004 Brasil	ASW	LLHB	163	478	8527	subs-raise
2004 Brasil	LL	SW	L	20	0.04	2004 Brasil	ASW	LLHB	163	478	8527	subs-raise
2004 Brasil	LL	SW	L	233	0.07	2004 EC.España	ASW	LLHB	155	3314	66991	subs-raise
2004 Brasil	LL	SW	L	657	0.20	2004 EC.España	ASW	LLHB	155	3314	66991	subs-raise
2004 Brasil	LL	SW	L	235	0.49	2004 Brasil	ASW	LLHB	163	478	8527	subs-raise
2004 Brasil	LL	SW	L	25	0.05	2004 Brasil	ASW	LLHB	163	478	8527	subs-raise
2004 Brasil	LL	SW	L	16	0.03	2004 Brasil	ASW	LLHB	163	478	8527	subs-raise
2004 Brasil	LL	SW	L	33	0.07	2004 Brasil	ASW	LLHB	163	478	8527	subs-raise
2004 Brasil	LL	SW	L	68	0.14	2004 Brasil	ASW	LLHB	163	478	8527	subs-raise
2004 Brasil	LL	SW	L	10	0.02	2004 Brasil	ASW	LLHB	163	478	8527	subs-raise
2004 Brasil	LL	SW	L	16	1.08	2004 U.S.A.	ASW	LLHB	159	15	288	subs-raise
2004 Brasil	LL	SW	L	16	0.03	2004 Brasil	ASW	LLHB	163	478	8527	subs-raise

Table 4. (cont.)

2004 China P.R.	LL	SOUT	L	278	0.37	2004 Chinese Taipei	ASE	LLFB	164	647	10671 subs-raise
					0.37	2004 Chinese Taipei	ASW	LLFB	162	105	2019 subs-raise
2004 Chinese Taipei	LLFB	SOUT	L	745	0.99	2004 Chinese Taipei	ASE	LLFB	164	647	10671 OK
					0.99	2004 Chinese Taipei	ASW	LLFB	162	105	2019 OK
2004 Côte D'Ivoire	GILL	SE	L	29	1.06	2004 Côte D'Ivoire	ASE	GILL	136	27	652 raise
2004 EC.España	LLHB	SE	L	2154	0.93	2004 EC.España	ASE	LLHB	150	2325	47428 OK
2004 EC.España	LLHB	SW	L	3329	1.00	2004 EC.España	ASW	LLHB	155	3314	66991 OK
2004 EC.Portugal	LLHB	SE	L	73	0.03	2004 EC.España	ASE	LLHB	150	2325	47428 subs-raise
2004 EC.Portugal	LLHB	SW	L	272	0.08	2004 EC.España	ASW	LLHB	155	3314	66991 subs-raise
2004 Ghana	GILL	SE	L	343	1.70	1999 Ghana	ASE	SURF	162	202	3167 subs-raise
2004 Japan	LLHB	SOUT	L	646	227.38	2004 Japan	ASE	LLHB	136	1	29 raise
					227.38	2004 Japan	ASW	LLHB	168	2	31 raise
2004 Korea, Republic of	LLHB	SE	L	70	65.55	2004 Japan	ASE	LLHB	136	1	29 subs-raise
2004 Namibia	LL	SE	L	549	6.50	2001 Namibia	ASE	LL	151	85	1675 subs-raise
2004 Philippines	LL	SW	L	1	0.01	2004 Chinese Taipei	ASW	LLFB	162	105	2019 subs-raise
2004 South Africa	LL-Shrk	SE	L	0.2	0.00						ignore
2004 South Africa	LLSWO	SE	L	81	37.11	2004 South Africa	ASE	LLSWO	180	2	26 raise
2004 South Africa	LLSWO	SE	L	40	6.42	2004 South Africa	ASE	LLSWO	177	6	78 raise
2004 South Africa	LLFB	SE	L	2	0.38	2004 South Africa	ASE	LLSWO	177	6	78 subs-raise
2004 South Africa	LLFB	SE	L	0.0	0.00						ignore
2004 South Africa	LLSWO	SE	L	107	17.16	2004 South Africa	ASE	LLSWO	177	6	78 subs-raise
2004 South Africa	LLSWO	SE	L	63	10.10	2004 South Africa	ASE	LLSWO	177	6	78 subs-raise
2004 U.S.A.	LL	SW	L	15	1.03	2004 U.S.A.	ASW	LLHB	159	15	288 raise
2004 U.S.A.	LL	SW	D	1	0.05	2004 U.S.A.	ASW	LLHB	159	15	288 subs-raise
2004 Uruguay	LLHB	SW	L	1105	30.96	1998 Uruguay	ASW	LLHB	160	36	668 subs-raise
2005 Brasil	LL	SW	L	117	1.03	2005 Brasil	ASW	LLHB	105	114	7904 subs-raise
2005 Brasil	LL	SW	L	364	3.19	2005 Brasil	ASW	LLHB	105	114	7904 subs-raise
2005 Brasil	LL	SW	L	765	6.71	2005 Brasil	ASW	LLHB	105	114	7904 subs-raise
2005 Brasil	SURF	SW	L	5	0.05	2005 Brasil	ASW	LLHB	105	114	7904 subs-raise
2005 Brasil	LL	SW	L	23	0.20	2005 Brasil	ASW	LLHB	105	114	7904 subs-raise
2005 Brasil	LL	SW	L	366	3.21	2005 Brasil	ASW	LLHB	105	114	7904 raise
2005 Brasil	LL	SW	L	118	0.57	2005 Brasil	ASW	LL	143	66	1718 raise
					0.57	2005 Brasil	ASE	LL	152	122	2342 raise
					0.57	2005 Brasil	ASE	LL	154	17	332 raise
2005 Brasil	LL	SW	L	1376	6.99	2005 Brasil	ASW	LL	148	93	2115 raise
					6.99	2005 Brasil	ASE	LL	154	78	1469 raise
					6.99	2005 Brasil	ASE	LL	152	26	473 raise
2005 Brasil	LL	SW	L	58	0.62	2005 Brasil	ASW	LL	148	93	2115 subs-raise
2005 Brasil	LL	SW	L	36	0.32	2005 Brasil	ASW	LLHB	105	114	7904 subs-raise
2005 Brasil	LL	SW	L	154	2.07	2005 Brasil	ASE	LL	185	31	355 raise
					2.07	2005 Brasil	ASE	LL	165	44	701 subs-raise
2005 Brasil	LL	SW	L	147	1.98	2005 Brasil	ASE	LL	185	31	355 subs-raise
					1.98	2005 Brasil	ASE	LL	165	44	701 subs-raise
2005 Brasil	LL	SW	L	2	0.03	2005 Brasil	ASE	LL	185	31	355 subs-raise
					0.03	2005 Brasil	ASE	LL	165	44	701 subs-raise
2005 Brasil	LL	SW	L	4	0.04	2005 Brasil	ASW	LLHB	105	114	7904 subs-raise
2005 Brasil	LL	SW	L	39	0.34	2005 Brasil	ASW	LLHB	105	114	7904 subs-raise
2005 Brasil	LL	SW	L	4	0.05	2005 Brasil	ASW	LL	154	78	1438 subs-raise
					0.05	2005 Brasil	ASE	LL	158	9	162 subs-raise
2005 Brasil	LL	SW	L	162	1.86	2005 Brasil	ASW	LL	154	78	1438 subs-raise
					1.86	2005 Brasil	ASE	LL	158	9	162 subs-raise
2005 Brasil	LL	SW	L	43	0.43	2005 EC.Portugal	ASW	LLHB	146	99	2498 subs-raise
2005 China P.R.	LL	SOUT	L	91	0.12	2004 Chinese Taipei	ASE	LLFB	164	647	10671 subs-raise
					0.12	2004 Chinese Taipei	ASW	LLFB	162	105	2019 subs-raise
2005 Chinese Taipei	LLFB	SOUT	L	431	0.57	2004 Chinese Taipei	ASE	LLFB	164	647	10671 subs-raise
					0.57	2004 Chinese Taipei	ASW	LLFB	162	105	2019 subs-raise
2005 Côte D'Ivoire	GILL	SE	L	31	1.15	2004 Côte D'Ivoire	ASE	GILL	136	27	652 subs-raise
2005 EC.España	LLHB	SOUT	L	5402	0.96	2004 EC.España	ASE	LLHB	150	2325	47428 subs-raise
					0.96	2004 EC.España	ASW	LLHB	155	3314	66991 subs-raise
2005 EC.Portugal	LLHB	SE	L	30	0.31	2005 EC.Portugal	ASW	LLHB	146	99	2498 subs-raise
2005 EC.Portugal	LLHB	SW	L	462	4.68	2005 EC.Portugal	ASW	LLHB	146	99	2498 raise
2005 Ghana	GILL	SE	L	55	0.27	1999 Ghana	ASE	SURF	162	202	3167 subs-raise
2005 Japan	LLHB	SOUT	L	175	61.60	2004 Japan	ASE	LLHB	136	1	29 subs-raise
					61.60	2004 Japan	ASW	LLHB	168	2	31 subs-raise
2005 Korea, Republic of	LLHB	SE	L	12	4.22	2004 Japan	ASE	LLHB	136	1	29 subs-raise
2005 Korea, Republic of	LLHB	SW	L	24	4.22	2004 Japan	ASW	LLHB	168	2	31 subs-raise
2005 Namibia	LL	SE	L	832	6.17	2005 Namibia	ASE	LL	152	135	2510 raise
2005 South Africa	LL-Shrk	SE	L	1	0.03	2005 South Africa	ASE	LLSWO	167	54	803 subs-raise
2005 South Africa	LLSWO	SE	L	193	3.56	2005 South Africa	ASE	LLSWO	167	54	803 raise
2005 South Africa	LLFB	SE	L	4	0.47	2005 South Africa	ASE	LLFB	200	8	69 raise
2005 South Africa	LLFB	SE	L	1	0.18	2005 South Africa	ASE	LLFB	200	8	69 subs-raise
2005 Uruguay	LLHB	SW	L	843	23.62	1998 Uruguay	ASW	LLHB	160	36	668 subs-raise

Table 5. Catch at age (in numbers of fish) for North Atlantic swordfish using unisex growth model, all fleets combined.

Atlantic Swordfish NUMBER CAUGHT												
AGE	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989
---	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----
0	1324	1210	3434	3144	3945	4317	5681	5197	14702	22916	22860	7912
1	6666	10379	25851	15003	21290	29487	29913	33342	48287	77214	84838	76759
2	19186	27563	45973	35289	33295	54800	52798	59003	94844	117777	131608	115176
3	36093	34452	49628	41738	45309	56326	56368	67306	88723	108535	98630	91808
4	35165	32340	39256	34686	41819	47771	43954	52019	66710	73457	60653	59573
5	66474	66103	68300	54873	66913	68644	55654	58987	73000	76170	59824	59153
total	164908	172047	232442	184733	212570	261346	244367	275855	386266	476069	458411	410380

AGE	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
---	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----
0	14634	15274	14583	12447	18236	16292	29246	28073	11399	12141	13663	7095
1	48421	47182	44145	56289	62087	52853	58553	67389	50643	46912	48041	31883
2	116784	84007	95534	102141	106537	116984	101575	83458	113670	109404	108997	80543
3	91926	98485	83720	95063	79426	100582	99151	65919	69444	78306	75364	62987
4	50619	52567	53660	55812	48339	53820	54737	39434	37188	35391	38412	31895
5	52212	49699	55539	60593	52759	52726	49862	44522	37695	33353	36190	36329
total	374596	347214	347180	382344	367383	393257	393124	328795	320039	315508	320667	250732

AGE	2002	2003	2004	2005
---	----	----	----	----
0	8241	4491	7005	7315
1	34943	29290	39950	39093
2	75937	91716	86780	83108
3	57487	75774	75597	70806
4	30699	37155	42719	40313
5	33035	35629	42383	38911
total	240343	274056	294434	279545

Table 6. Catch at age (in numbers of fish) for South Atlantic swordfish using unisex growth model, all fleets combined.

AGE	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989
0	58	54	127	476	305	70	1240	795	235	150	3782	2969
1	397	457	908	3543	4079	1918	6570	7883	4538	3046	16245	26861
2	1272	3384	3600	5602	14105	10836	20418	23036	12888	11721	29788	51355
3	1203	7441	8556	6784	20820	16415	29234	26987	16945	14915	57611	77941
4	2064	5657	12924	7514	17757	14610	27160	36335	16384	16300	40280	71610
5	3924	5994	9557	7378	14649	14379	19901	25259	14813	14328	27858	39730
6	4983	3841	11494	5404	10455	11266	12526	13195	9422	11879	15749	17908
7	2927	2845	7835	3733	5662	3753	7596	5367	5835	6221	7396	8820
8	1107	1776	2639	2024	2767	2436	3721	3201	2419	2072	5444	3997
9	1372	1828	1640	1631	1553	715	1951	1766	1813	1328	2119	1708
10	911	1408	909	1115	1096	844	1454	966	1303	678	1311	795
11	534	1002	305	662	539	253	862	446	623	522	606	414
12	271	193	300	368	341	110	504	259	368	313	531	213
13	305	140	295	215	221	127	265	289	162	302	461	262
14	276	318	183	181	269	235	268	199	154	107	252	118
15	2895	1046	1246	3283	1721	981	2293	2768	1366	1756	1852	1278
total	24499	37383	62518	49915	96338	78948	135965	148753	89269	85636	211283	305977

AGE	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
0	2554	1907	2656	4123	5864	6431	2149	1714	1839	2102	6762	2355
1	11237	9876	9146	13078	21309	25629	18343	21672	12547	21310	28181	18897
2	35195	33900	29082	28026	60819	74589	64382	54104	50470	63997	70018	61551
3	77244	69702	81790	66941	95453	109722	100023	80198	80551	92752	109274	79768
4	72378	58113	69542	52867	76736	84478	73030	75408	60305	62606	62761	52661
5	42625	32038	25862	33636	40887	42511	42443	45318	26662	30356	27302	27676
6	18974	14539	14219	20420	21897	20646	20887	21265	11264	13744	13004	15169
7	8752	5507	7201	13244	10727	11110	11251	10097	5550	7054	6665	7309
8	3488	2772	3508	7078	6440	7177	6061	5237	2785	3653	3761	3982
9	2257	1599	1863	4857	4158	4842	2497	2830	1652	2107	2122	2628
10	1278	932	1123	2936	2069	3392	2066	2082	919	1405	1313	1324
11	312	466	735	733	1043	2076	1359	1234	641	770	744	1182
12	311	266	399	655	715	912	538	840	480	460	602	572
13	372	198	240	582	393	974	581	671	280	324	378	326
14	266	181	165	397	343	281	253	488	239	347	385	313
15	5593	3854	1931	4684	6419	7258	4203	5826	2620	2999	2876	5580
total	282836	235848	249461	254258	355273	402030	350065	328984	258803	305986	336147	281294

Table 7. Standardized catch rates by age for North Atlantic swordfish.

Age	Year	Canada		USA		Japan		EC-Spain	
		CPUE	SE	CPUE	SE	CPUE	SE	CPUE	SE
0	1981			0.979	0.887				
	1982			0.967	0.750				
	1983			0.684	0.440				
	1984			0.409	0.277				
	1985			0.447	0.262				
	1986			1.000	0.489				
	1987			0.699	0.332				
	1988			0.626	0.295				
	1989			0.583	0.273				
	1990			0.548	0.260				
1	1981			0.975	1.250				
	1982			0.784	0.836				
	1983			0.632	0.548			0.270	0.096
	1984			0.607	0.494			0.266	0.095
	1985			0.499	0.391			0.264	0.077
	1986			0.987	0.718			0.424	0.054
	1987			0.844	0.583			0.549	0.061
	1988			1.000	0.678			0.626	0.050
	1989			0.910	0.621			0.546	0.051
	1990			0.791	0.540			0.325	0.053
	1991							0.300	0.049
	1992							0.329	0.045
	1993							0.381	0.045
	1994							0.363	0.042
	1995							0.378	0.040
	1996							0.371	0.041
	1997							0.788	0.041
	1998							0.683	0.042
	1999							0.782	0.055
	2000							0.752	0.096
	2001							0.569	0.164
2	1981			1.000	1.328				
	1982			0.553	0.571				
	1983			0.483	0.417			0.633	0.067
	1984			0.532	0.435			0.523	0.064
	1985			0.515	0.401			0.718	0.054
	1986			0.642	0.468			0.743	0.039
	1987			0.679	0.469			0.976	0.046
	1988	0.929	0.346	0.753	0.512			0.916	0.039
	1989	0.941	0.332	0.602	0.412			1.070	0.039
	1990	1.462	0.411	0.639	0.437			1.247	0.040
	1991	0.671	0.228					0.950	0.037
	1992	1.312	0.326					0.920	0.035
	1993	0.899	0.235					0.849	0.034
	1994	0.602	0.176					0.884	0.032
	1995	0.676	0.184					1.080	0.030
	1996	0.340	0.130					0.669	0.031
	1997	0.470	0.158					0.782	0.032
	1998	0.946	0.239					1.105	0.032
	1999	1.312	0.285					1.266	0.042
	2000	0.806	0.226					1.601	0.068
	2001	0.618	0.187					1.166	0.110
	2002	0.704	0.205						
	2003	0.836	0.232						
	2004	0.649	0.195						
	2005	0.629	0.190						

Table 7. (cont.)

3	1975				0.613		
	1976				0.716		
	1977				1.469		
	1978				0.801		
	1979				1.696		
	1980				1.116		
	1981		1.000	0.850	1.396		
	1982		0.764	0.494	1.317		
	1983		0.380	0.223	0.772	1.044	0.062
	1984		0.531	0.284	1.131	1.037	0.057
	1985		0.611	0.311	1.861	1.086	0.049
	1986		0.546	0.262	1.149	0.964	0.036
	1987		0.595	0.262	0.595	1.067	0.043
	1988	0.731	0.286	0.661	0.286	0.649	0.976 0.036
	1989	0.749	0.276	0.546	0.238	1.963	0.863 0.036
	1990	0.994	0.316	0.530	0.233	0.668	1.213 0.037
	1991	0.850	0.241	0.706	0.303	0.547	1.306 0.034
	1992	0.776	0.232	0.595	0.251	0.231	1.174 0.032
	1993	0.814	0.207	0.535	0.225	0.446	0.951 0.032
	1994	0.434	0.138	0.516	0.218	1.135	0.776 0.030
	1995	0.543	0.152	0.560	0.235	1.557	1.013 0.028
	1996	0.328	0.118	0.517	0.218	0.880	0.709 0.029
	1997	0.534	0.158	0.609	0.256	0.477	0.568 0.030
	1998	0.724	0.195	0.573	0.242	0.815	0.603 0.030
	1999	1.207	0.257	0.702	0.297	0.582	0.826 0.039
	2000	0.887	0.221	0.720	0.305		1.252 0.063
	2001	0.758	0.195	0.646	0.275		1.247 0.102
	2002	0.920	0.217	0.664	0.283		
	2003	1.077	0.245	0.732	0.313		
	2004	0.960	0.221	0.735	0.317	0.407	
	2005	1.161	0.241	0.702	0.305	0.765	
4	1975				1.220		
	1976				0.674		
	1977				1.439		
	1978				0.871		
	1979				0.965		
	1980				1.261		
	1981		1.000	0.727	1.375		
	1982		0.626	0.354	1.187		
	1983		0.346	0.177	0.872	1.038	0.060
	1984		0.429	0.200	0.901	1.060	0.055
	1985		0.464	0.196	1.349	1.042	0.048
	1986		0.458	0.183	0.973	0.801	0.035
	1987		0.410	0.149	0.755	0.785	0.042
	1988	0.669	0.272	0.428	0.152	1.170	0.705 0.035
	1989	0.529	0.232	0.391	0.141	1.752	0.631 0.036
	1990	0.817	0.286	0.365	0.133	1.275	0.681 0.036
	1991	0.700	0.219	0.483	0.170	0.781	0.816 0.034
	1992	0.643	0.212	0.428	0.147	0.398	0.828 0.031
	1993	0.535	0.167	0.392	0.134	0.586	0.634 0.032
	1994	0.338	0.122	0.380	0.131	1.068	0.515 0.029
	1995	0.367	0.126	0.387	0.133	0.854	0.562 0.028
	1996	0.252	0.105	0.363	0.125	0.928	0.423 0.029
	1997	0.459	0.148	0.456	0.156	0.636	0.349 0.030
	1998	0.576	0.173	0.421	0.145	0.710	0.326 0.031
	1999	0.720	0.197	0.534	0.183	0.703	0.356 0.039
	2000	0.657	0.192	0.514	0.177		0.593 0.061
	2001	0.657	0.179	0.517	0.178		0.786 0.105
	2002	0.801	0.202	0.506	0.175		
	2003	0.789	0.210	0.480	0.167		
	2004	0.849	0.207	0.531	0.185	0.351	
	2005	1.099	0.235	0.534	0.187	0.484	

Table 7. (cont.)

5+	1975					1.460		
	1976					1.065		
	1977					1.738		
	1978					1.282		
	1979					0.735		
	1980					1.082		
	1981			1.000	1.689	1.403		
	1982			0.750	0.960	1.336		
	1983			0.396	0.444	0.741	1.054	0.064
	1984			0.404	0.439	0.959	1.116	0.059
	1985			0.443	0.455	1.215	1.009	0.051
	1986			0.293	0.293	1.088	0.824	0.038
	1987			0.272	0.251	0.735	0.721	0.045
	1988	0.923	0.321	0.270	0.244	1.267	0.643	0.038
	1989	0.915	0.305	0.292	0.265	1.189	0.553	0.038
	1990	1.753	0.421	0.255	0.232	1.077	0.559	0.039
	1991	1.269	0.293	0.346	0.308	1.042	0.634	0.036
	1992	1.188	0.290	0.292	0.255	0.662	0.710	0.034
	1993	0.984	0.228	0.264	0.231	1.071	0.574	0.034
	1994	0.810	0.190	0.238	0.209	0.669	0.460	0.031
	1995	0.795	0.184	0.242	0.212	0.610	0.467	0.030
	1996	0.591	0.161	0.206	0.182	0.603	0.357	0.032
	1997	0.815	0.195	0.268	0.235	0.524	0.285	0.033
	1998	1.105	0.241	0.257	0.226	0.446	0.293	0.034
	1999	1.279	0.263	0.346	0.304	0.423	0.236	0.043
	2000	1.042	0.239	0.363	0.319		0.448	0.065
	2001	1.462	0.268	0.330	0.291		0.600	0.106
	2002	1.698	0.297	0.362	0.320			
	2003	1.265	0.266	0.311	0.277			
	2004	1.526	0.277	0.321	0.287	0.294		
	2005	1.848	0.303	0.350	0.315	0.311		

Table 8. Nominal and standard combined biomass CPUE for the north Atlantic swordfish stock from the main fisheries; Canada, Japan, Spain and US fisheries 1963-2005.

<i>Year</i>	<i>N Obs</i>	<i>Nominal CPUE</i>	<i>Standard</i>	<i>Low</i>	<i>Upp</i>	<i>coeff var</i>	<i>std error</i>
1963	95	3537.6	1052.1	870.9	1271.0	9.5%	99.7
1964	247	1211.3	380.1	329.9	437.9	7.1%	26.9
1965	192	765.0	239.8	206.1	279.0	7.6%	18.2
1966	197	753.4	228.7	196.8	265.8	7.5%	17.2
1967	208	967.5	277.8	239.6	322.2	7.4%	20.6
1968	286	665.2	219.9	191.8	252.2	6.9%	15.1
1969	263	617.4	196.5	170.9	226.0	7.0%	13.7
1970	182	739.3	219.2	188.0	255.6	7.7%	16.9
1971							
1972							
1973							
1974							
1975	524	56.6	350.1	313.0	391.6	5.6%	19.6
1976	440	46.9	308.9	274.3	347.8	5.9%	18.3
1977	296	67.3	337.2	295.7	384.6	6.6%	22.2
1978	330	98.9	445.0	380.8	520.1	7.8%	34.7
1979	641	902.3	315.8	279.2	357.2	6.2%	19.5
1980	1056	562.8	252.2	226.1	281.4	5.5%	13.8
1981	810	170.4	230.6	204.9	259.5	5.9%	13.6
1982	942	271.6	283.4	254.7	315.2	5.3%	15.1
1983	699	327.7	222.3	199.2	248.1	5.5%	12.2
1984	821	286.7	212.6	191.7	235.9	5.2%	11.1
1985	1066	278.2	203.3	184.2	224.3	4.9%	10.0
1986	1301	341.4	195.3	177.6	214.8	4.8%	9.3
1987	1507	383.2	177.2	161.4	194.5	4.7%	8.3
1988	1725	411.9	178.2	162.8	195.1	4.5%	8.1
1989	2026	277.7	171.1	156.6	187.0	4.4%	7.6
1990	1990	289.5	167.3	153.1	182.9	4.4%	7.4
1991	2422	294.2	172.5	158.0	188.3	4.4%	7.6
1992	2915	266.6	152.4	139.7	166.2	4.3%	6.6
1993	3247	256.6	137.0	125.8	149.3	4.3%	5.9
1994	3924	235.4	124.2	114.0	135.2	4.3%	5.3
1995	4310	225.1	135.1	124.1	147.1	4.3%	5.8
1996	3560	148.1	109.0	99.9	118.8	4.3%	4.7
1997	3315	165.5	115.9	106.4	126.4	4.3%	5.0
1998	3003	149.5	117.7	107.9	128.4	4.4%	5.1
1999	2465	177.0	139.8	128.0	152.6	4.4%	6.2
2000	1626	262.1	156.9	143.2	171.8	4.6%	7.1
2001	1824	342.7	144.4	131.9	158.0	4.5%	6.5
2002	1589	378.6	156.1	142.5	171.0	4.6%	7.1
2003	1390	389.4	146.2	133.3	160.4	4.6%	6.8
2004	1430	371.2	153.5	140.0	168.4	4.6%	7.1
2005	1172	431.5	168.3	153.2	184.8	4.7%	7.9

Table 9. Catch rates presented to the 2006 stock assessment meeting.. Type code: S=Standardized, N=Nominal, A abundance, B biomass Nominal and standard combined biomass CPUE for the North Atlantic swordfish stock from the main fisheries; Canada Japan Spain and US fisheries 1963-2005.

<i>Year</i>	<i>JPN_A</i>	<i>JPN_B</i>	<i>SPN_2002</i>	<i>TWN</i>	<i>BRZ</i>	<i>Ury</i>	<i>SPN_nominal</i>	<i>Santos</i>	<i>Ghana</i>
1967	0.61	31.88							
1968	0.83	59.49		1.80					
1969	1.23	49.92		1.54					
1970	1.26	73.49		2.05					
1971	0.85	55.63		1.63				198	
1972	0.93	59.58		1.51				234	
1973	0.98	56.81		1.58				265	
1974	0.86	55.34		1.31				537	
1975	0.87	90.33		1.32				567	
1976	1.08	86.10		0.38				282	
1977	1.18	154.51		0.54				312	
1978	0.94	122.06		0.67	0.57			148	
1979	1.09	101.80		1.30	0.58			241	
1980	1.20	111.26		0.93	0.81			956	
1981	1.18	128.46		1.00	1.09			350	
1982	1.22	89.49		0.92	1.04	0.64		382	
1983	1.13	90.23		0.94	0.68	0.40		195	
1984	1.48	124.97		1.11	0.46	0.46		125	
1985	1.64	130.17		0.94	0.55	0.12		182	
1986	1.31	113.63		0.82	0.66	0.35		216	
1987	1.16	100.09		0.75	0.75	0.57		239	
1988	1.14	89.23		0.86	0.55	0.57	1.31	430	
1989	0.93	59.96	1.45	0.73	0.29	0.64	1.31	271	
1990	1.19	95.47	1.07	0.64	0.72	0.61	0.99	309	5.6
1991	0.73	60.38	1.04	0.74	0.40	0.46	1.00	179	3.9
1992	0.67	51.88	0.95	1.08	0.21	0.47	0.95	167	4.2
1993	0.68	56.58	0.83	0.79	0.53	0.95	0.83	157	3.6
1994	0.62	50.75	0.95	0.89	0.35	0.70	0.98	334	2.6
1995	0.53	50.12	1.07	0.73	0.31	2.07	1.18	613	1.7
1996	0.54	33.24	0.95	0.88	0.35	1.11	1.12	932	11.8
1997	0.46	29.70	0.88	0.59	0.42	1.24	0.93	658	2.4
1998	0.39	25.60	0.85	0.41	0.75	1.29	0.77	638	2.1
1999	0.36	25.05	0.87	0.35	0.32	1.25	0.81	643	2.2
2000	0.28	18.75	1.08	0.39	0.40	1.23	1.15	583	2.3
2001	0.24	16.26		0.43	0.47	1.39	1.09	250	17.9
2002	0.26	17.72		0.36	0.43	1.30	1.35	375	4.3
2003	0.20	13.14		0.31	0.97	0.46	0.98	358	28.4
2004	0.19	12.27			0.76	0.71	1.19	258	9.2
2005	0.17	10.35			0.84			283	
Type	S, A	S,B	S, B	S, B	S, A	N, A	N, B	S, B	N,B

Table 10. Inputs for GLM analysis to construct by-catch, targeted, and composite relative abundance patterns for characterizing the status of southern Atlantic swordfish.

<i>Mean of 1989-2003</i>	<i>0.55</i>	<i>0.64</i>	<i>0.48</i>	<i>1.05</i>
	<i>Scaled Relative to mean of overlap</i>			
	<i>JPN_A</i>	<i>TWN</i>	<i>BRZ</i>	<i>SPN_nominal</i>
1967	1.11			
1968	1.50	2.83		
1969	2.22	2.43		
1970	2.27	3.22		
1971	1.54	2.57		
1972	1.68	2.37		
1973	1.78	2.49		
1974	1.55	2.05		
1975	1.58	2.07		
1976	1.94	0.60		
1977	2.13	0.86		
1978	1.70	1.05	1.18	
1979	1.96	2.05	1.20	
1980	2.17	1.46	1.67	
1981	2.13	1.57	2.25	
1982	2.20	1.45	2.15	
1983	2.04	1.48	1.40	
1984	2.68	1.75	0.95	
1985	2.97	1.48	1.14	
1986	2.36	1.30	1.36	
1987	2.10	1.17	1.55	
1988	2.06	1.35	1.14	1.24
1989	1.69	1.15	0.60	1.24
1990	2.15	1.01	1.49	0.94
1991	1.31	1.16	0.83	0.95
1992	1.21	1.70	0.43	0.90
1993	1.22	1.25	1.09	0.79
1994	1.11	1.40	0.72	0.93
1995	0.96	1.15	0.64	1.12
1996	0.98	1.38	0.72	1.06
1997	0.83	0.93	0.87	0.88
1998	0.71	0.64	1.55	0.73
1999	0.65	0.54	0.66	0.77
2000	0.51	0.61	0.83	1.09
2001	0.43	0.68	0.97	1.03
2002	0.46	0.56	0.89	1.28
2003	0.36	0.48	2.00	0.93
2004	0.35		1.57	1.13
2005	0.31		1.74	

Table 11. GLM average patterns used to characterize different hypotheses about recent southern stock SWO biomass pattern.

<i>Hypothesis Composite</i>		<i>Hypothesis Bycatch</i>		<i>Hypothesis Targeted</i>	
<i>Year</i>	<i>CPUE</i>	<i>Year</i>	<i>CPUE</i>	<i>Year</i>	<i>CPUE</i>
1967	0.818	1967	1.071	1967	
1968	1.976	1968	2.219	1968	
1969	2.136	1969	2.379	1969	
1970	2.556	1970	2.799	1970	
1971	1.866	1971	2.109	1971	
1972	1.836	1972	2.079	1972	
1973	1.946	1973	2.189	1973	
1974	1.611	1974	1.854	1974	
1975	1.636	1975	1.879	1975	
1976	1.081	1976	1.324	1976	
1977	1.306	1977	1.549	1977	
1978	1.263	1978	1.429	1978	1.151
1979	1.690	1979	2.059	1979	1.171
1980	1.720	1980	1.869	1980	1.641
1981	1.937	1981	1.904	1981	2.221
1982	1.887	1982	1.879	1982	2.121
1983	1.593	1983	1.814	1983	1.371
1984	1.747	1984	2.269	1984	0.921
1985	1.817	1985	2.279	1985	1.111
1986	1.627	1986	1.884	1986	1.331
1987	1.560	1987	1.689	1987	1.521
1988	1.448	1988	1.759	1988	1.236
1989	1.170	1989	1.474	1989	1.178
1990	1.398	1990	1.634	1990	1.075
1991	1.063	1991	1.289	1991	0.946
1992	1.060	1992	1.509	1992	0.762
1993	1.088	1993	1.289	1993	0.873
1994	1.040	1994	1.309	1994	0.915
1995	0.968	1995	1.109	1995	1.069
1996	0.963	1996	1.234	1996	1.024
1997	0.982	1997	0.806	1997	0.887
1998	1.012	1998	0.601	1998	1.062
1999	0.759	1999	0.521	1999	0.723
2000	0.864	2000	0.486	2000	0.986
2001	0.882	2001	0.481	2001	1.010
2002	0.902	2002	0.436	2002	1.158
2003	1.047	2003	0.346	2003	1.356
2004	1.060	2004	0.311	2004	1.294
2005	1.114	2005	0.271	2005	1.711

Table 12. Summary base case assessment results for northern Atlantic swordfish. Estimates and confidence limits are bias-corrected based on 1000 bootstrap results. Y(2005) is the Task I catch for 2005, while Y(2006) is the model estimated replacement yield available in 2006.

<i>Parameter</i>	<i>Estimate</i>	<i>Lower 80%</i>	<i>Upper 80%</i>
Y(2005)	12140		
Y(2006)	14438	13410	14740
MSY	14133	12800	14790
B./Bmsy	0.99	0.87	1.27
F./Fmsy	0.86	0.65	1.04

Table 13. Means and CVs of the marginal posterior distributions of management parameters from the BSP model. Values for K, MSY, B, and yield are in metric tons.

<i>Parameter</i>	<i>Mean</i>	<i>CV</i>
K	1.33E+05	0.19
r	0.43	0.24
MSY	1.37E+04	0.04
B2005	6.52E+04	0.18
B2005/K	0.50	0.15
B1950	1.16E+05	0.25
B2005/B1950	0.58	0.23
C2005/MSY	0.89	0.04
F2005/Fmsy	0.92	0.19
B2005/Bmsy	1.00	0.15
C2005/rep-y	0.90	0.05
Bmsy	6.64E+04	0.19
rep.yield	1.35E+04	0.05

Table 14. Comparison of results of production model runs in 2006 versus 2002.

<i>Parameter</i>	<i>ASPIC-2006</i>	<i>ASPIC2002</i>	<i>BSP2006</i>	<i>BSP2002</i>
MSY	1.41E+04	1.43E+04	1.37E+04	1.40E+04
B./Bmsy	0.99	0.94	1.00	0.97
F./Fmsy	0.86	0.75	0.92	0.78
r	0.49	0.56	0.43	0.41

Table 15. Base Case VPA estimates of the abundance of North Atlantic swordfish at the beginning of the year. The abundance of age 1 at the beginning of 2006 is not estimated by the VPA and therefore is not shown. Note that these results include years 2004-2005 data for JLL.

<i>Year</i>	<i>Age</i>				
	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5+</i>
1978	453367	313630	220550	162504	249997
1979	499312	365167	239468	148075	246399
1980	426861	399431	274111	165027	234519
1981	432225	326160	285592	179759	230531
1982	491298	340332	235227	196229	255382
1983	521935	383026	248620	151820	272028
1984	546343	400716	264233	152913	242487
1985	636238	420316	280509	165642	234237
1986	657317	490819	290975	169169	227728
1987	674459	494607	316513	158622	199779
1988	683403	482606	299093	161857	159645
1989	679686	483073	276937	156441	155338
1990	564896	487293	291987	144421	148966
1991	571189	418828	294000	156600	148056
1992	559328	425097	267334	152413	157750
1993	612362	418120	262147	143772	156088
1994	572799	450603	250538	129470	141308
1995	487046	413001	273163	133880	131158
1996	483992	351115	233111	133559	121664
1997	562911	343493	196292	102207	115394
1998	509507	400142	206224	101614	102999
1999	496770	371489	225560	106587	100450
2000	494155	364420	205957	114495	107872
2001	527537	361264	200548	101118	115176
2002	591493	403143	223359	107693	115888
2003	550140	452743	261733	131227	125837
2004	449322	423984	288171	146271	145121
2005	819176	331848	269070	168030	162186
2006		635402	197019	156695	199154

Table 16. Base Case VPA estimates of the fishing mortality rates on North Atlantic swordfish.

<i>Year</i>	<i>Age</i>				
	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5+</i>
1978	0.016	0.07	0.198	0.271	0.345
1979	0.023	0.087	0.172	0.274	0.349
1980	0.069	0.135	0.222	0.303	0.385
1981	0.039	0.127	0.175	0.238	0.303
1982	0.049	0.114	0.238	0.267	0.339
1983	0.064	0.171	0.286	0.423	0.324
1984	0.062	0.157	0.267	0.379	0.29
1985	0.059	0.168	0.306	0.422	0.323
1986	0.084	0.239	0.407	0.564	0.433
1987	0.135	0.303	0.471	0.703	0.539
1988	0.147	0.355	0.448	0.527	0.527
1989	0.133	0.303	0.451	0.539	0.539
1990	0.099	0.305	0.423	0.484	0.484
1991	0.095	0.249	0.457	0.458	0.458
1992	0.091	0.283	0.42	0.487	0.487
1993	0.107	0.312	0.505	0.552	0.552
1994	0.127	0.301	0.427	0.525	0.525
1995	0.127	0.372	0.516	0.579	0.579
1996	0.143	0.382	0.625	0.594	0.594
1997	0.141	0.31	0.458	0.548	0.548
1998	0.116	0.373	0.46	0.511	0.511
1999	0.11	0.39	0.478	0.452	0.452
2000	0.113	0.397	0.511	0.458	0.458
2001	0.069	0.281	0.422	0.424	0.424
2002	0.067	0.232	0.332	0.375	0.375
2003	0.06	0.252	0.382	0.372	0.372
2004	0.103	0.255	0.339	0.386	0.386
2005	0.054	0.321	0.341	0.306	0.306

Table 17. Base Case VPA estimates of begin-year biomass (t) of North Atlantic swordfish.

<i>Year</i>	<i>Age</i>					<i>Total</i>
	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5+</i>	
1978	6801	8468	9484	9913	28250	62915
1979	7490	9129	10058	9033	27843	63552
1980	6403	10385	11513	10067	26032	64399
1981	6483	8480	11995	10965	25589	63513
1982	7369	8849	9880	12166	28092	66356
1983	7829	9959	10691	9413	28563	66454
1984	8195	10819	11098	9328	25219	64659
1985	9544	10928	11781	10104	24361	66718
1986	9860	12761	12221	10150	23684	68676
1987	10117	12860	13294	9517	20377	66165
1988	9568	12065	12562	9873	16443	60511
1989	10195	12077	11354	9386	15844	58857
1990	8473	12670	11971	8665	15046	56825
1991	7997	10890	12348	9396	15102	55732
1992	8390	11053	10961	8992	16091	55486
1993	9185	10871	10748	8626	16077	55508
1994	8019	11716	10272	7768	14696	52471
1995	7306	10738	11200	7899	13772	50914
1996	6776	9129	9324	7880	12531	45641
1997	7881	8587	8048	6030	12809	43355
1998	7643	10004	8249	5995	10815	42705
1999	6458	9287	9022	6289	10447	41503
2000	6918	9111	8238	6755	11111	42133
2001	7386	9032	8022	5966	11978	42383
2002	8281	10079	9158	6354	12168	46039
2003	8252	11319	10469	7742	13213	50995
2004	6740	11024	11527	8630	15238	53158
2005	13107	8628	10763	9914	17030	59441

Table 18. Benchmark measures from unisex yield per recruit and spawner per recruit analyses (assuming the ‘average’ recruitment scenario for SSB computations) with 80% bootstrap confidence limits. The reference to MLE refers to the maximum likelihood estimates from the VPA, whereas mean and median refer to the bootstrap results.

	LOWER CL	MEDIAN	UPPER CL	MEAN	MLE	STD. DEV.
F at max. Y/R	0.28	0.29	0.31	0.29	0.28	0.011
Y/R maximum	25.02	25.39	25.81	25.40	25.41	0.313
S/R at Fmax	42.32	43.07	43.64	43.02	43.03	0.515
SPR at Fmax	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.002
SSB at Fmax	23321	23664	24017	23665	23640	277
F0.1	0.15	0.15	0.16	0.15	0.15	0.005
Y/R at F0.1	23.09	23.38	23.72	23.39	23.40	0.243
S/R at F0.1	99.99	100.70	101.25	100.67	100.58	0.497
SPR at F0.1	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.001
SSB at F0.1	54452	55294	56371	55385	55251	753
F at 20% SPR	0.21	0.21	0.22	0.22	0.21	0.007
Y/R at 20% SPR	24.60	24.95	25.35	24.96	24.97	0.293
S/R at 20% SPR	67.20	67.37	67.55	67.37	67.24	0.124
SSB at 20% SPR	36551	37023	37617	37065	36938	431
F at 30% SPR	0.15	0.15	0.16	0.15	0.15	0.005
Y/R at 30% SPR	23.05	23.37	23.73	23.37	23.36	0.264
S/R at 30% SPR	100.65	100.93	101.20	100.93	101.28	0.199
SSB at 30% SPR	54744	55486	56364	55529	55635	643
F at 40% SPR	0.11	0.11	0.12	0.11	0.11	0.004
Y/R at 40% SPR	20.80	21.08	21.40	21.08	21.05	0.232
S/R at 40% SPR	134.09	134.46	134.87	134.47	134.96	0.280
SSB at 40% SPR	72968	73920	75095	73982	74138	852

Table 19. Summary estimates for 12 initial runs of the ASPIC production model applied to south Atlantic swordfish using data for 1970-2005. Bmsy=Bmax and Fmsy=Fmax.

Run	Model	B_{1970}/K	MSY	K	Fmsy	$B_{2006}/Bmsy$	$F_{2005}/Fmsy$	ObjFun
<i>Target pattern CPUE</i>								
R1Hi	Logistic	Estimate	18570	52470	0.7078	1.548	0.4432	1.288036
R2Hi	Logistic	Fix=1	18570	26240	0.7077	1.548	0.4433	1.288036
R3Hi	Fox	Estimate	21420	20520	1.044	2.015	0.295	1.280371
R4Hi	Fox	Fix=1	21430	20520	1.044	2.015	0.295	1.280371
<i>Bycatch pattern CPUE</i>								
R1Lo	Logistic	Estimate	4127	1167000	0.003535	0.02932	89.47	1.341002
R2Lo	Logistic	Fix=1	2810	175300	0.01603	0.1882	20.56	1.378469
R3Lo	Fox	Estimate	9317	74200	0.1256	0.2473	4.736	1.292628
R4Lo	Fox	Fix=1	8103	84240	0.09618	0.2711	5.046	1.353556
<i>Composite pattern CPUE</i>								
R1Av	Logistic	Estimate	15740	45710	0.3443	1.252	0.6558	1.463906
R2Av	Logistic	Fix=1	15740	45670	0.3447	1.253	0.6552	1.463946
R3Av	Fox	Estimate	16950	43500	0.3897	1.6	0.4738	1.410395
R4Av	Fox	Fix=1	16980	43600	0.3895	1.604	0.4718	1.451442

Table 20. Summary base case assessment results for southern Atlantic swordfish. Estimates and confidence limits are bias-corrected based on 1000 bootstrap results. Bmsy=Bmax and Fmsy=Fmax.

<i>Par.</i>	<i>Estimate</i>	<i>Lower 80%</i>	<i>Upper lower</i>
Y(2005)	12690		
MSY	16982	14100	18130
B ₂₀₀₆ /Bmsy	1.57	1.29	1.74
F ₂₀₀₅ /Fmsy	0.42	0.40	0.69

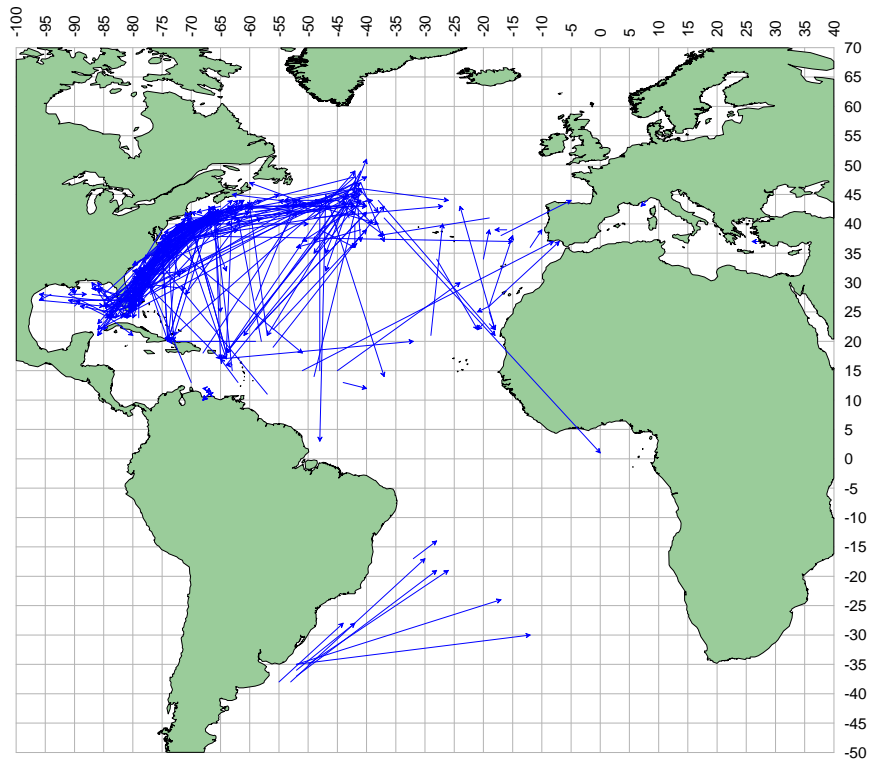


Figure 1. Atlantic swordfish linear movements inferred from ICCAT release-recovery data base, current to September 2006.

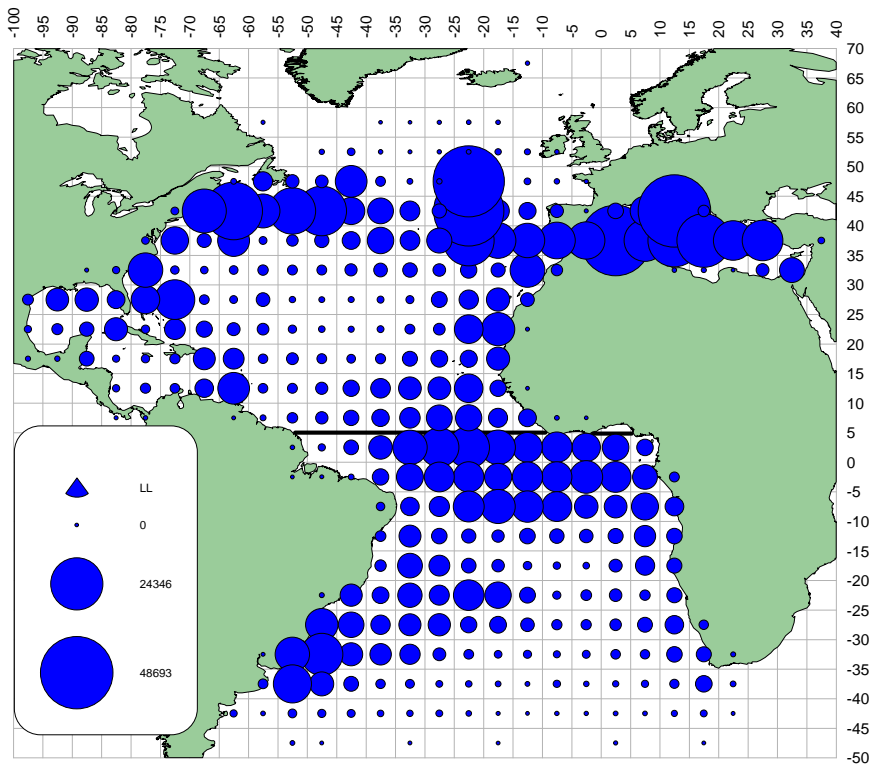


Figure 2. Geographical distribution of cumulative SWO catch (tons) by longline, for the period 1950-2004 in the ICCAT Convention Area.

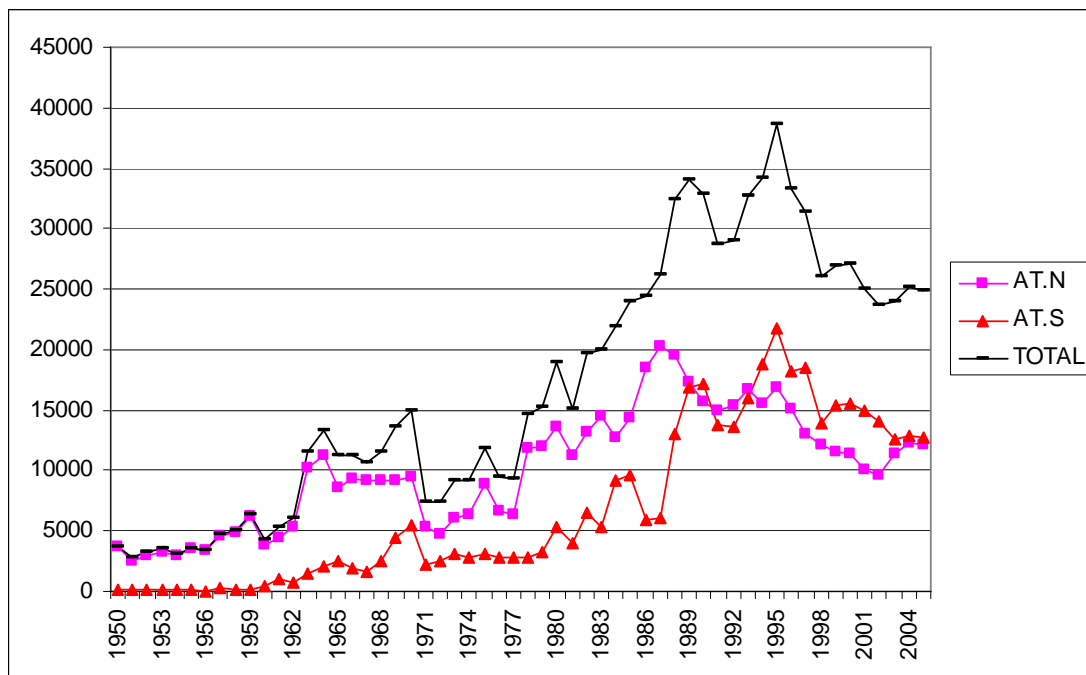


Figure 3. Swordfish catches (in t) for North, South and total Atlantic, for the period 1950-2005.

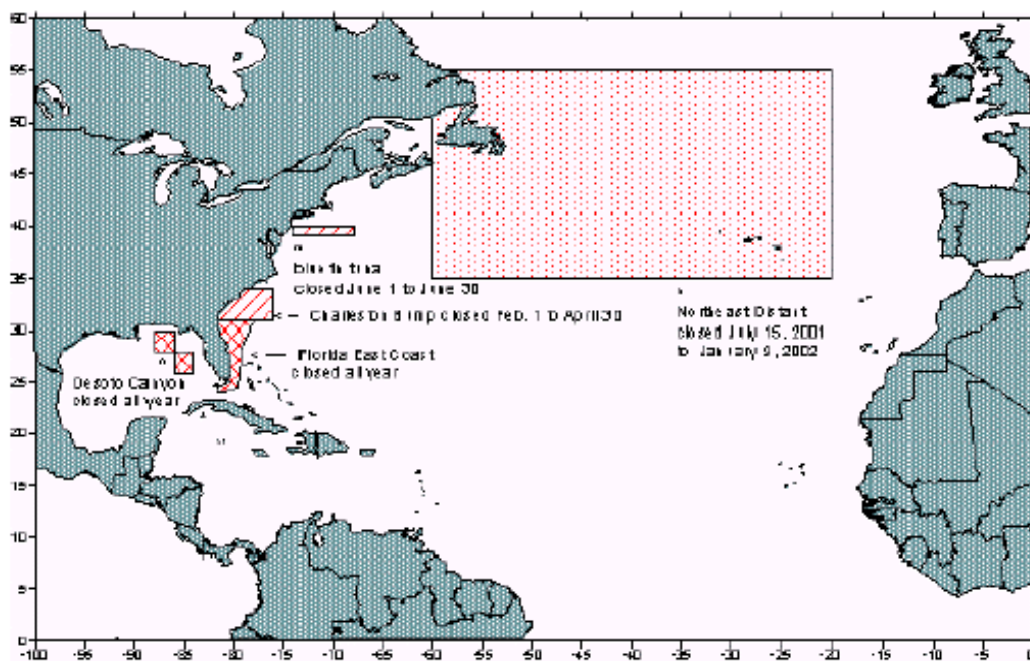


Figure 4. Time-area closures implemented in year 2001 affecting the U.S. longline fishery.

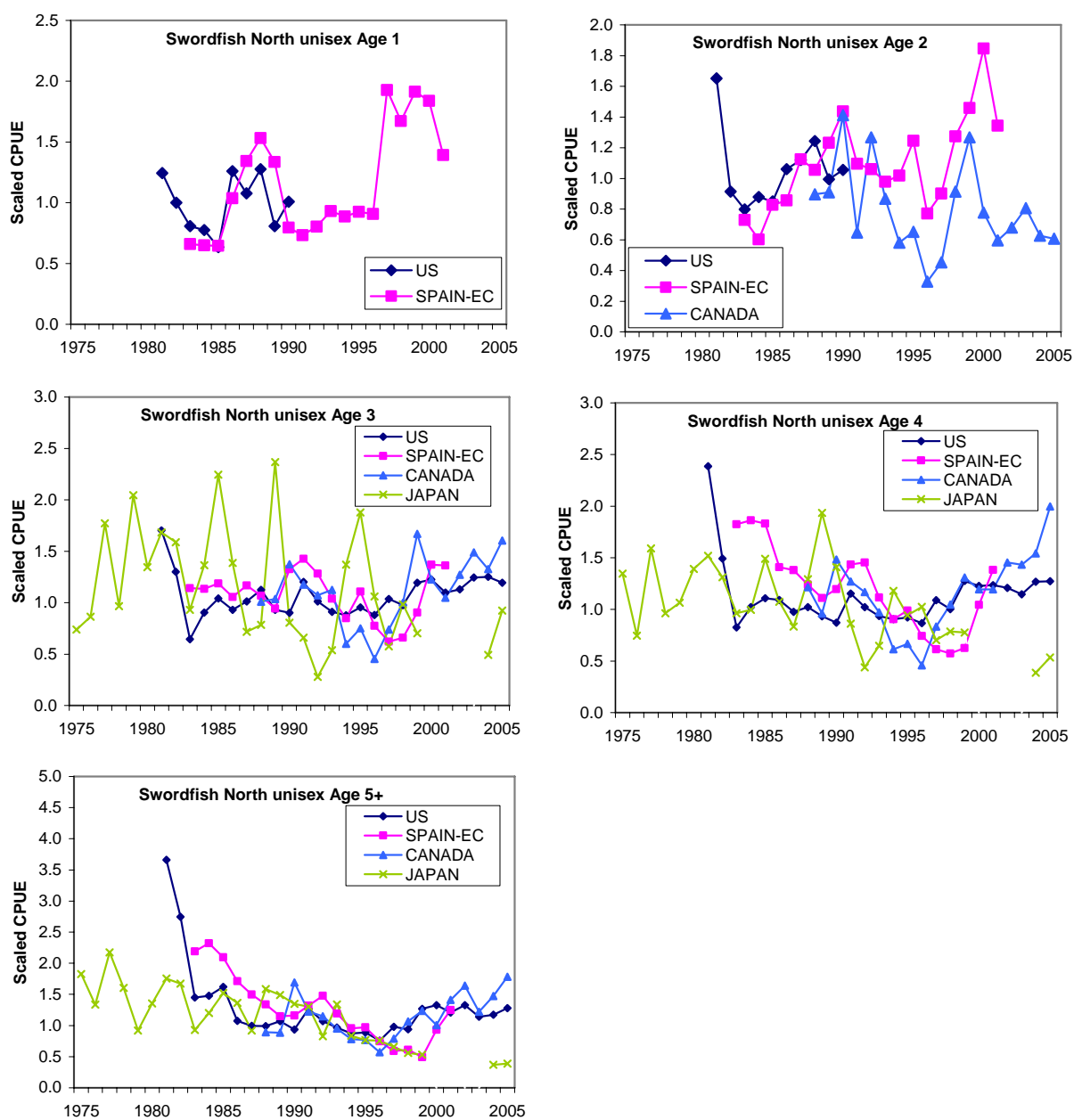


Figure 5. North Atlantic swordfish standardized catch rates by age (combined sexes). CPUE series are scaled to their mean for the overlapping years.

Swordfish Standardized biomass CPUE Combined [CAN JAP SPA USA]

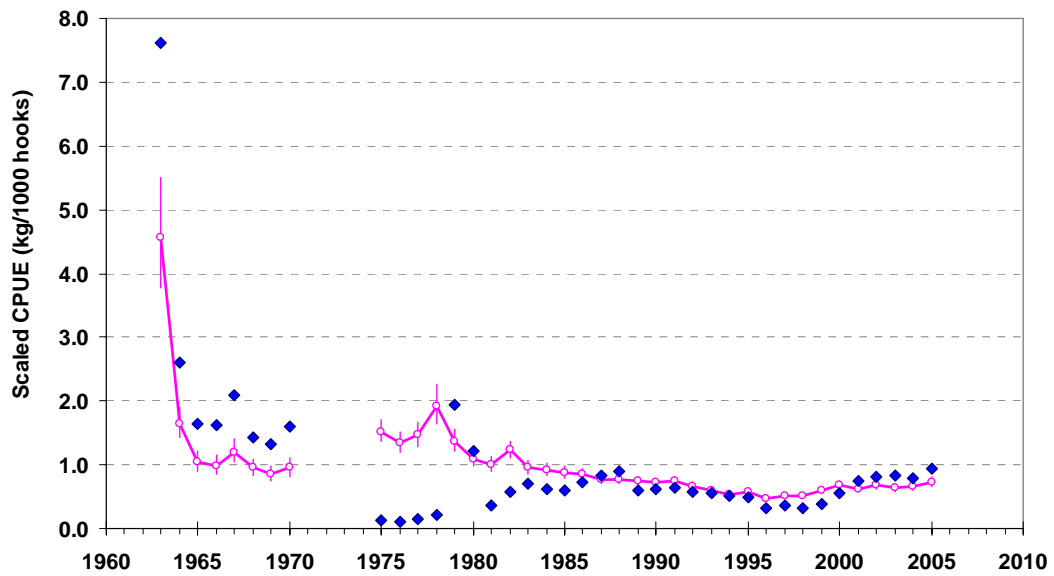


Figure 6. Nominal (solid diamonds) and standardized combined biomass CPUE for the North Atlantic swordfish stock from the main longline fisheries; Canada, Japan, Spain and USA.

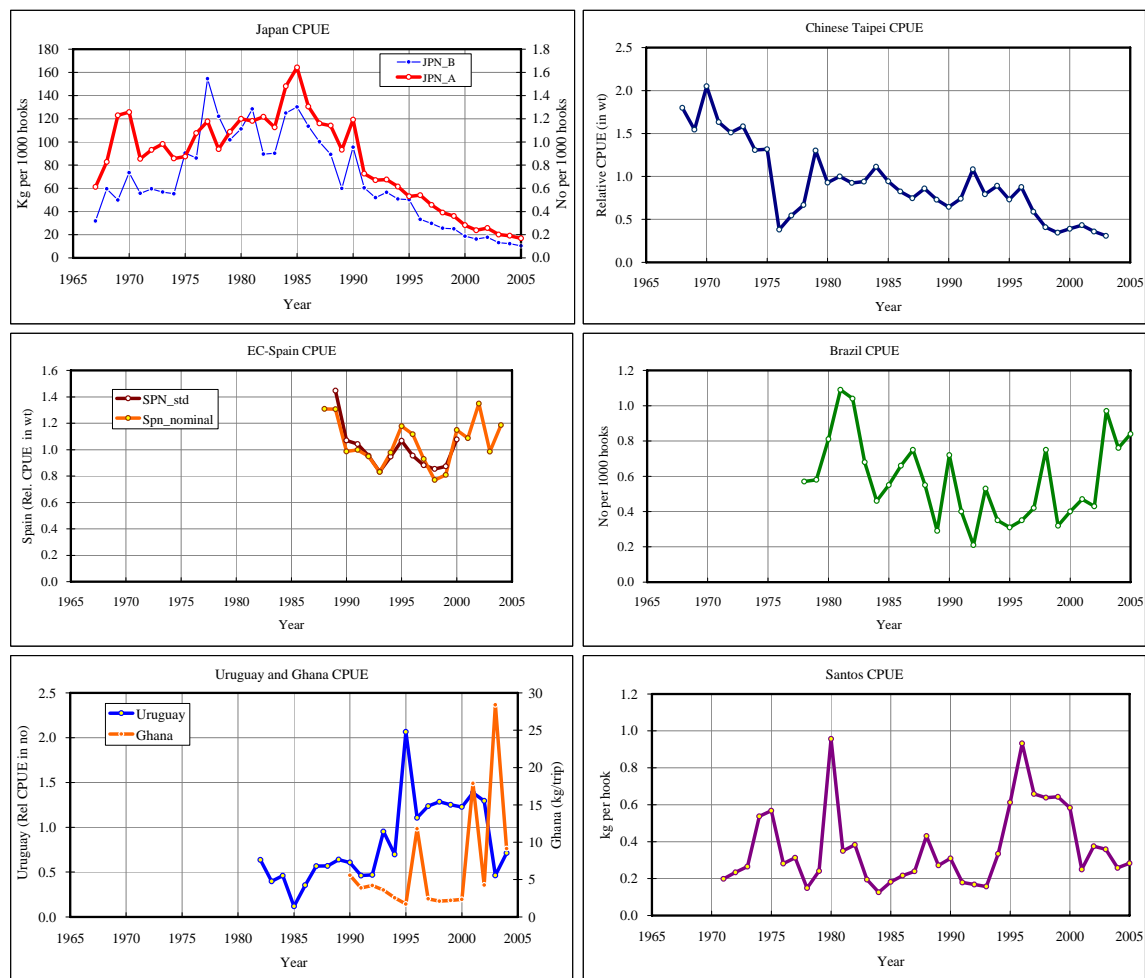


Figure 7. South Atlantic swordfish nominal and standardized catch rates of the main fisheries (see Table 9).

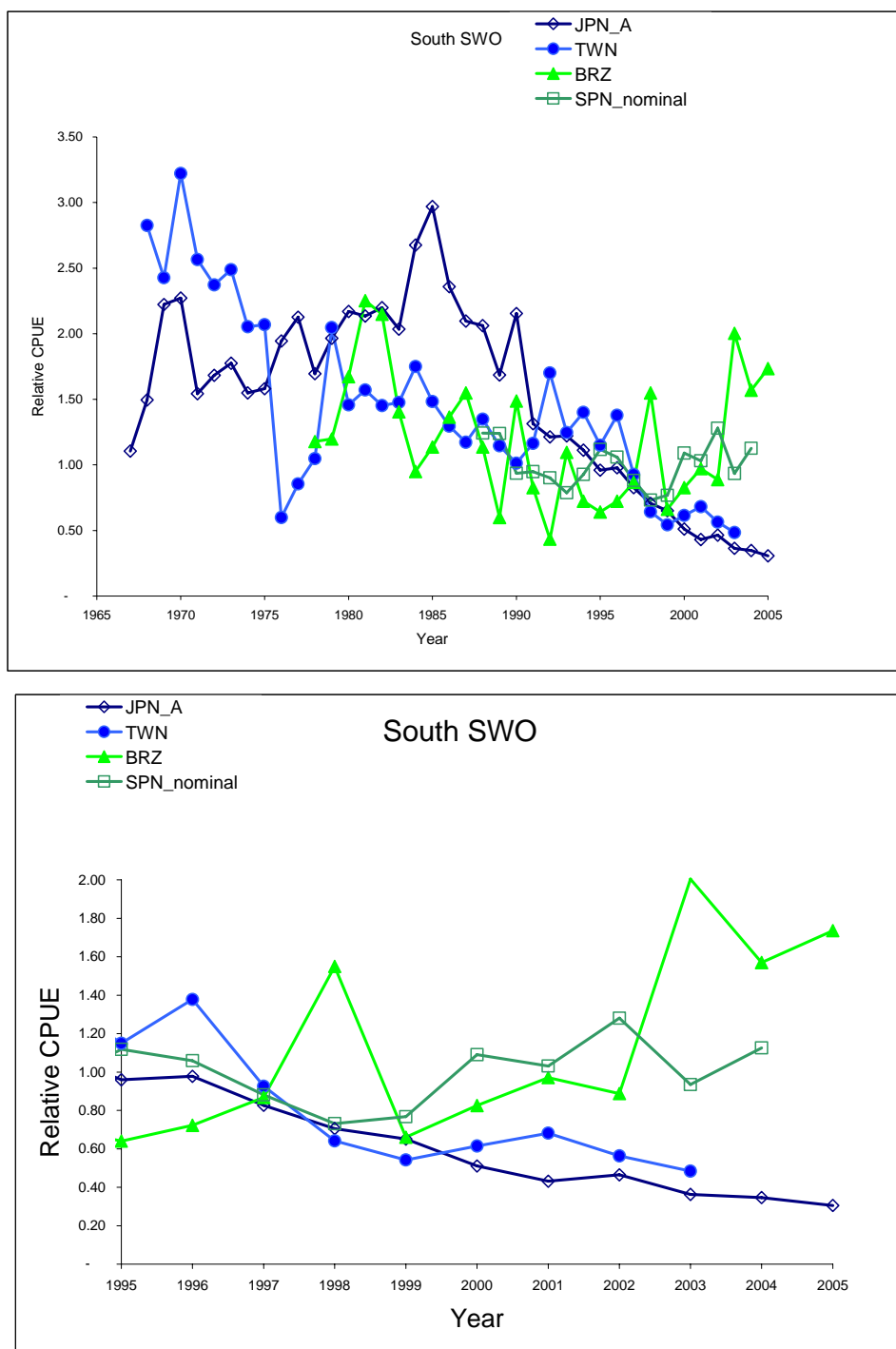


Figure 8. The patterns in catch rates for southern Atlantic swordfish across time from two by-catch fisheries and from two targeting fisheries, as indicated over the entire time series and since the mid-1990s where divergence in trend started.

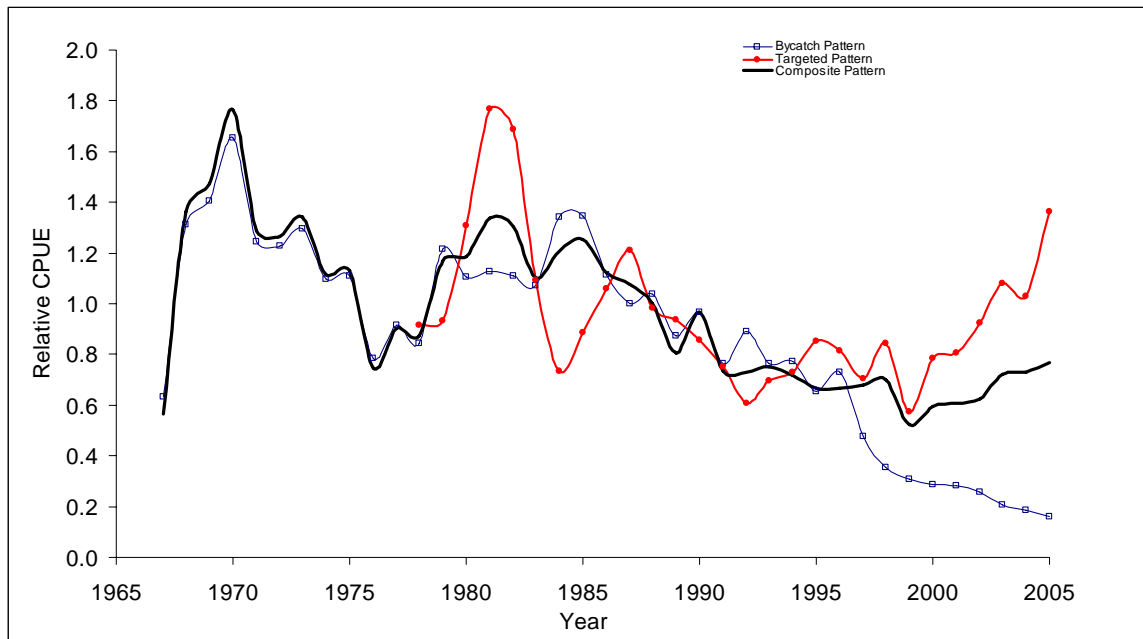


Figure 9. The by-catch fishery, the targeted fishery, and the averaged pattern used to characterize recent trends in the southern stock of swordfish.

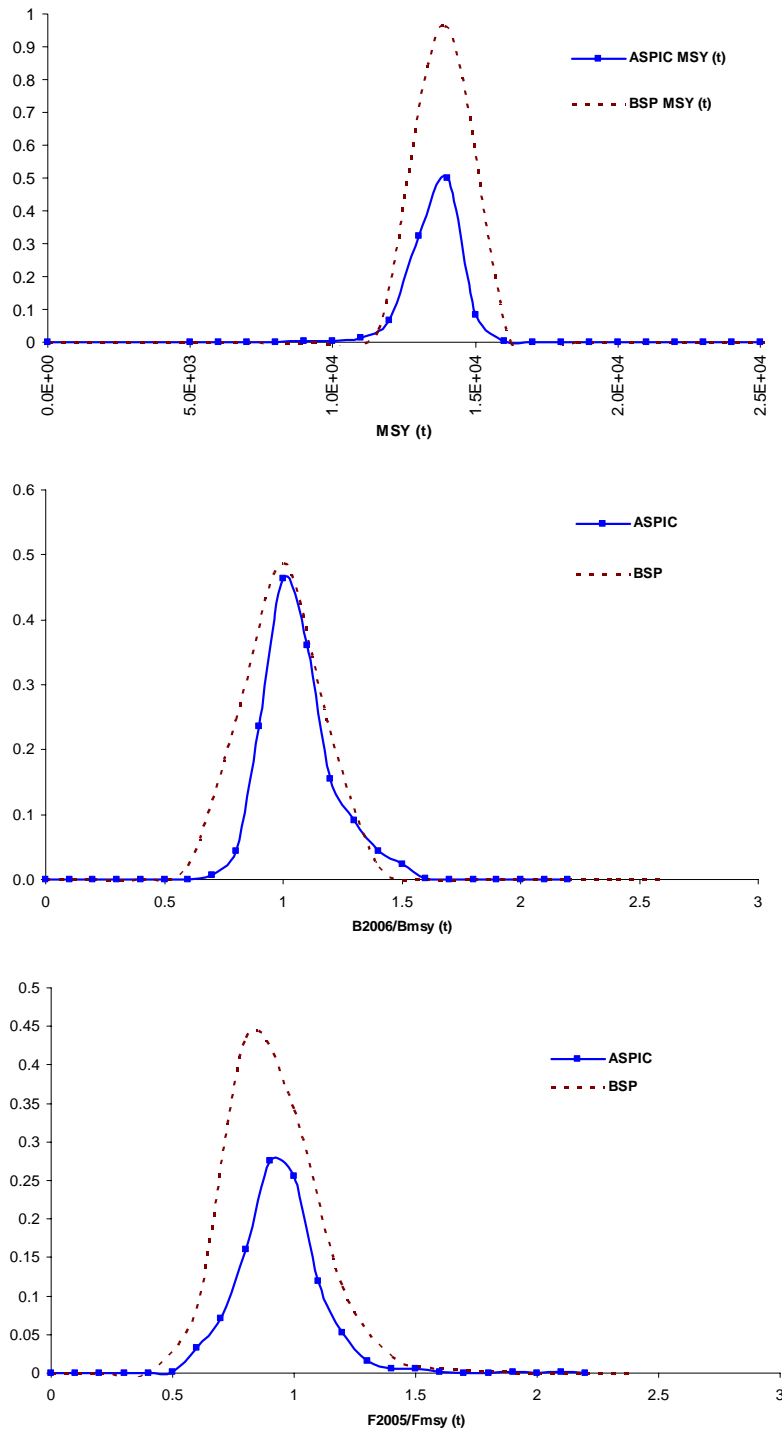


Figure 10. Distributions of the estimates of MSY (top), current biomass ratio (middle) and current fishing mortality ratio (bottom) from the two production models applied to the northern stock. The ASPIC results (solid line) were obtained by bootstrapping the production model fit assuming the Schaefer form; the BSP results (dashed line) are Bayesian posteriors.

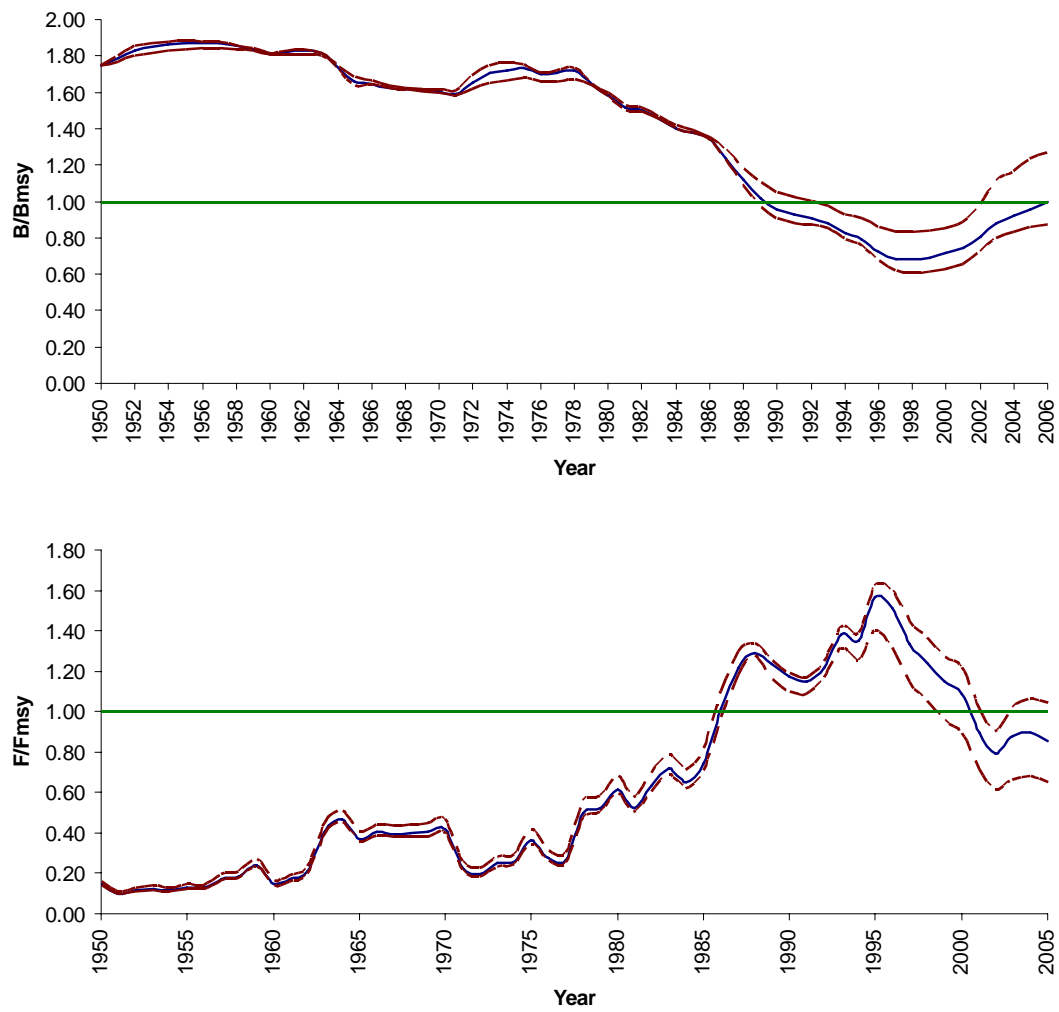


Figure 11. Bias corrected medians and 80% confidence limits for relative biomass (top panel) and relative fishing mortality (bottom panel) for the northern stock as estimated by ASPIC.

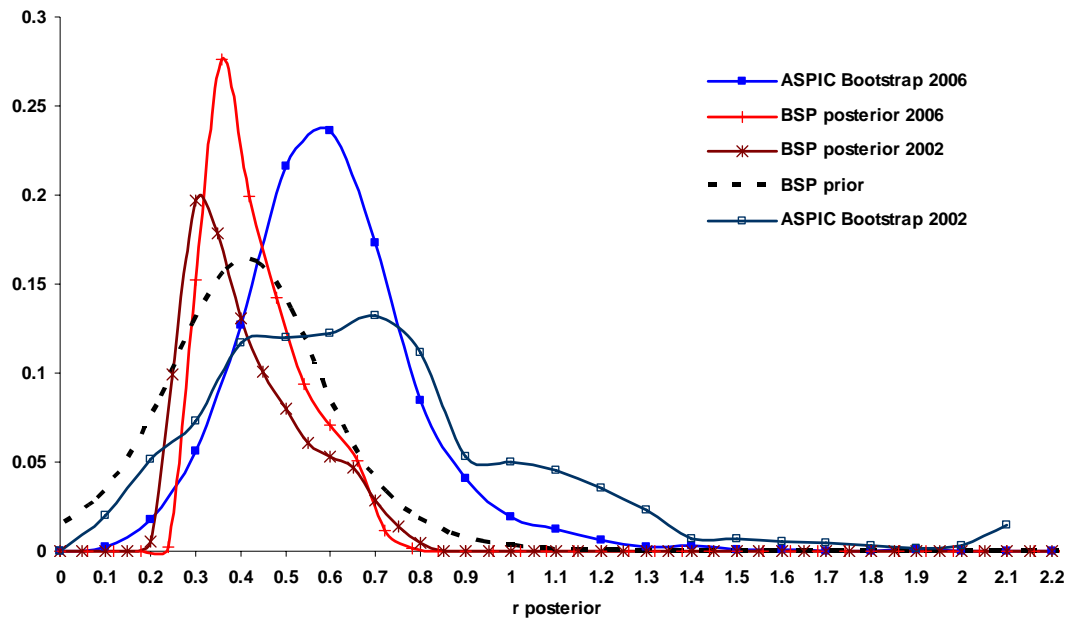


Figure 12. Distributions of the estimates of r from the two production models applied to the northern stock. The ASPIC results were obtained by bootstrapping the production model fit assuming the Schaefer form; the Bayesian Surplus Production model (BSP) results are Bayesian posteriors. The dashed black line is the prior inputted to the BSP model.

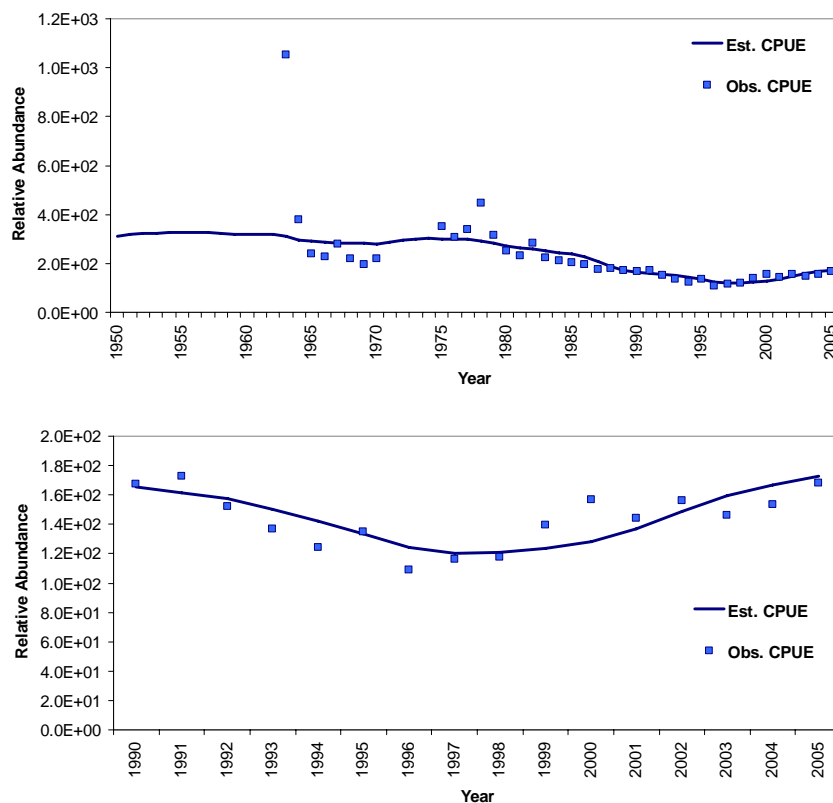


Figure 13. Fit from ASPIC to the combined biomass index for the northern stock.

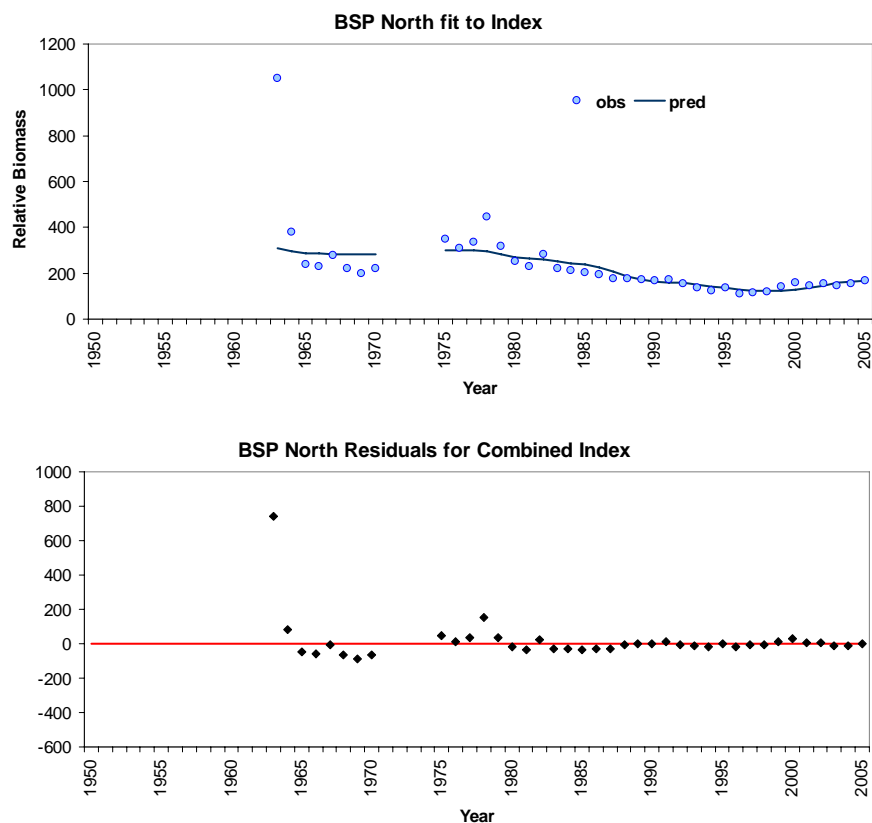


Figure 14. Fit from BSP to the combined biomass index (top panel) and residuals (bottom panel) for the northern stock.

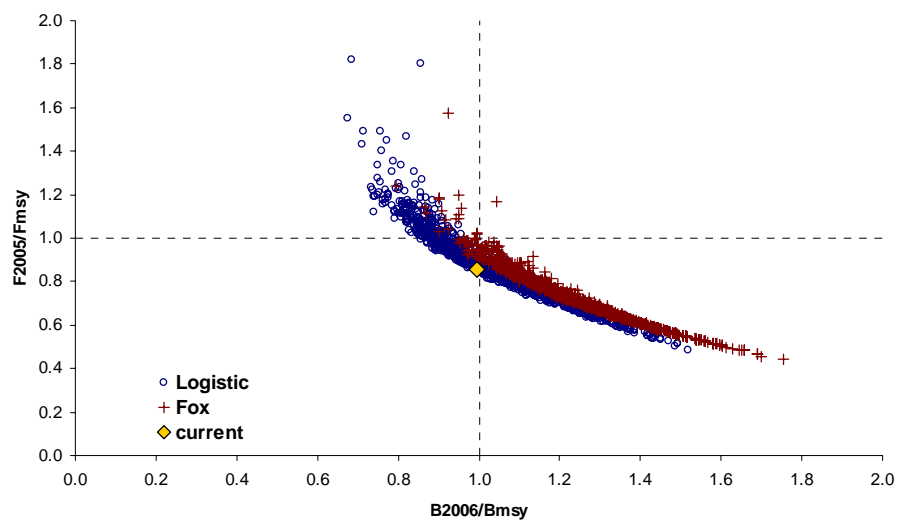


Figure 15. Scatterplot of the estimated pairs of current biomass and fishing mortality ratios for northern Atlantic swordfish. The pairs were obtained from 1000 bootstraps of the production model fit to the Composite CPUE data, assuming a Logistic model (open circles) or a Fox model (crosses). A solid diamond symbol indicates the current estimate.

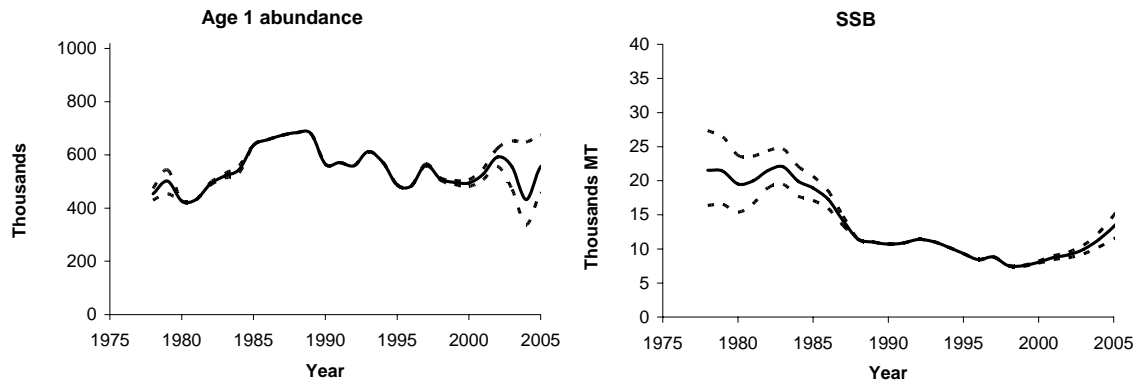


Figure 16. Base VPA estimates of North Atlantic swordfish recruitment and mid-year spawning biomass (solid lines) with 80 percent bootstrap confidence limits (dashed lines).

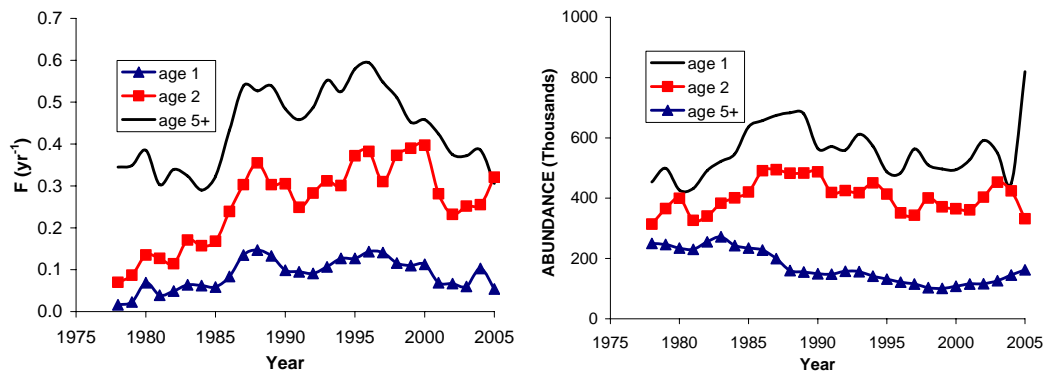


Figure 17. Estimates of fishing mortality rate and abundance of age 1, 2 and 5+ North Atlantic swordfish from base VPA.

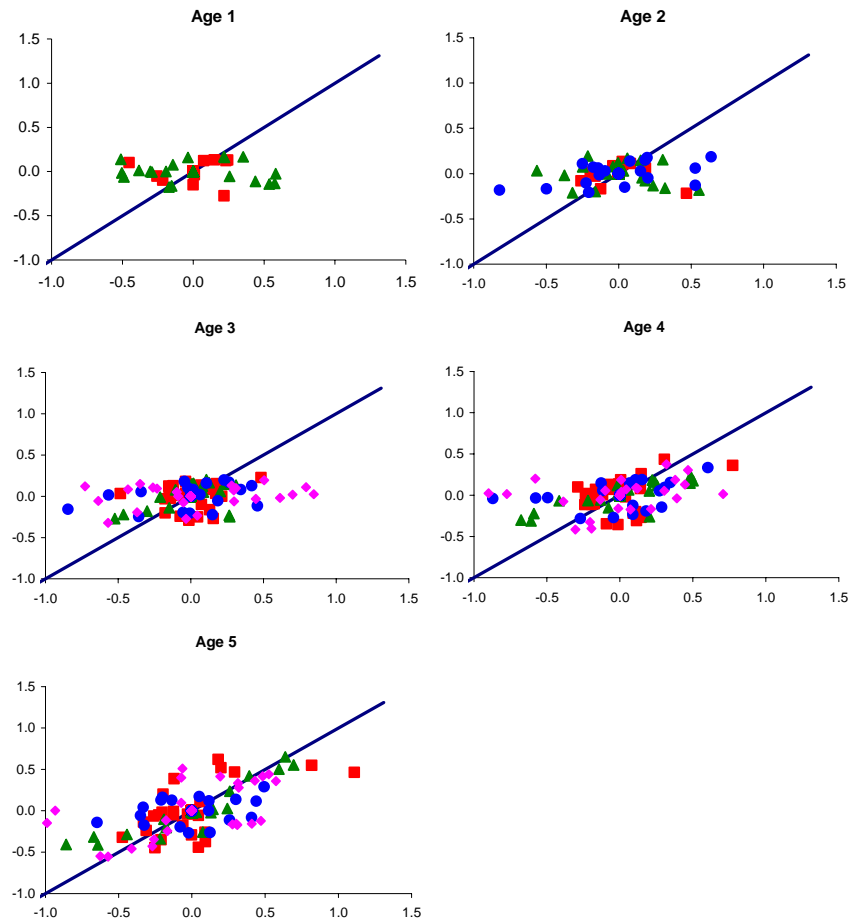


Figure 18. Predicted versus observed values of indices (divided by their respective series means) on logarithmic scale. Squares, triangles, circles and diamonds represent indices from the United States, Spain, Canada and Japan.

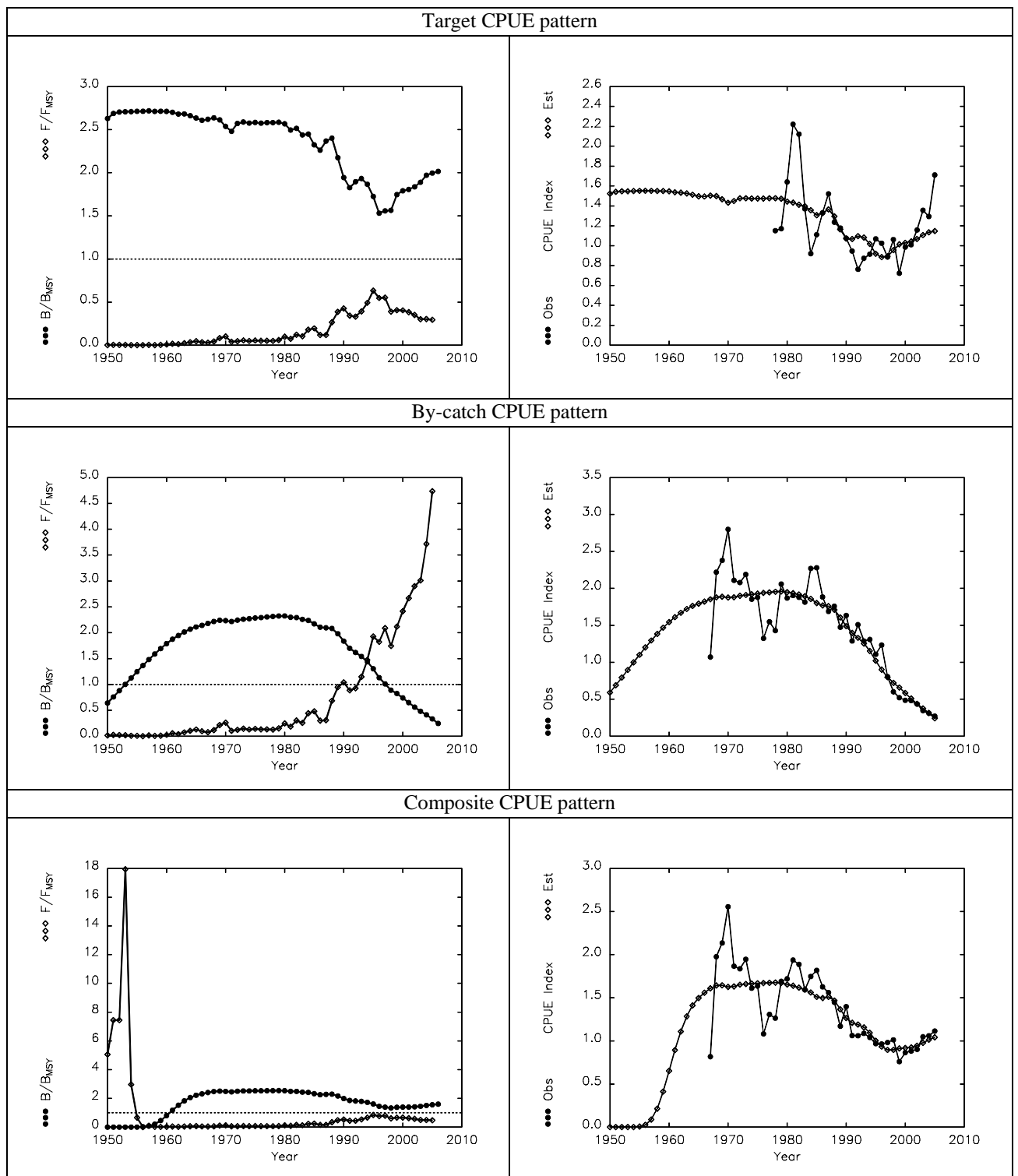


Figure 19. Example initial results obtained by fitting a production model to three datasets for southern Atlantic swordfish. Fits were obtained assuming a Fox model and estimating the biomass in 1950.

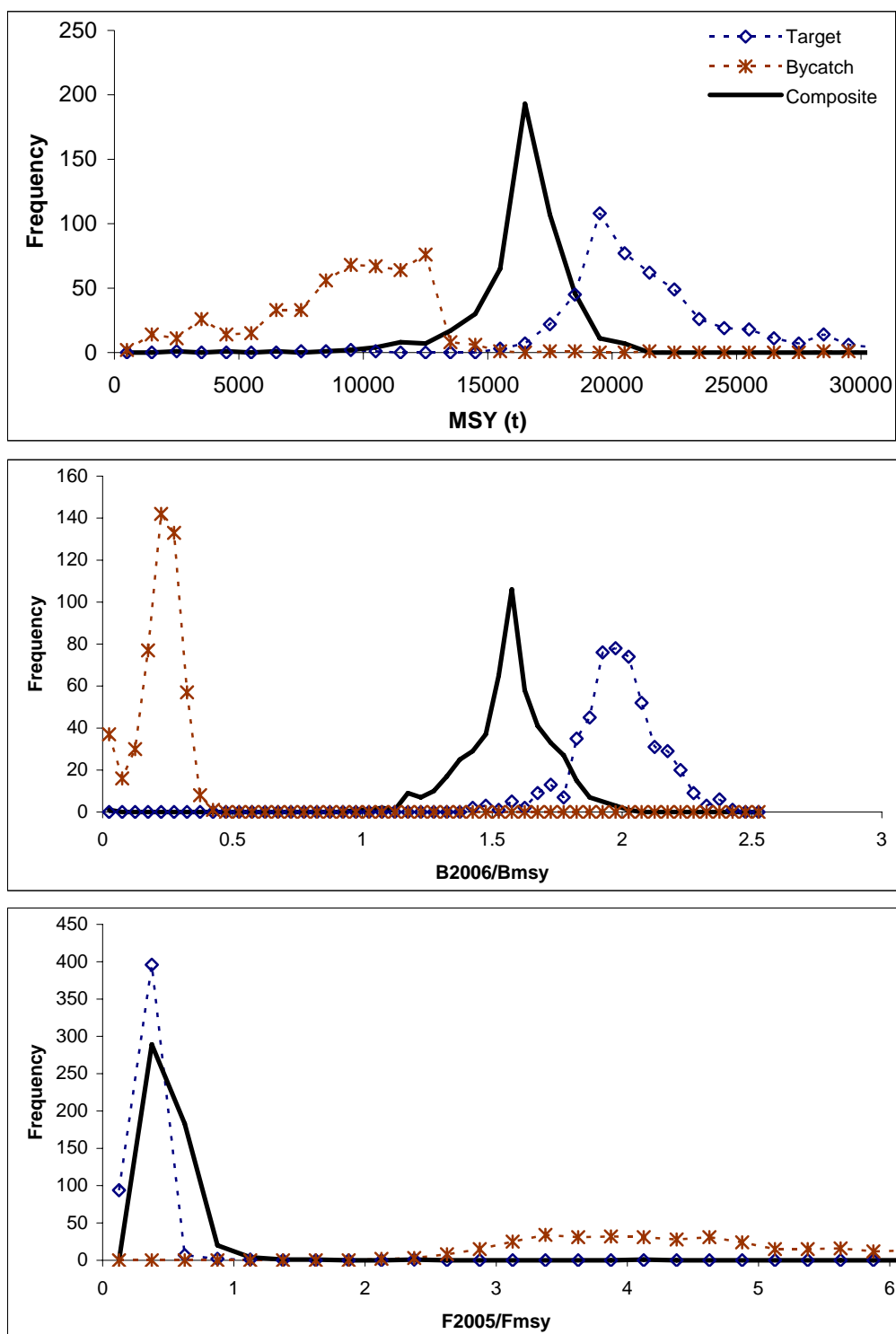


Figure 20. Distributions of the estimates of MSY (top panel), current biomass ratio (middle panel) and current fishing mortality ratio (bottom panel) obtained by bootstrapping the production model fits for three data sets: Target CPUE pattern (broken lines with diamonds), By-catch CPUE pattern (broken line with asterisks) and a Composite CPUE pattern (solid line). The fits were obtained assuming a Fox production function.

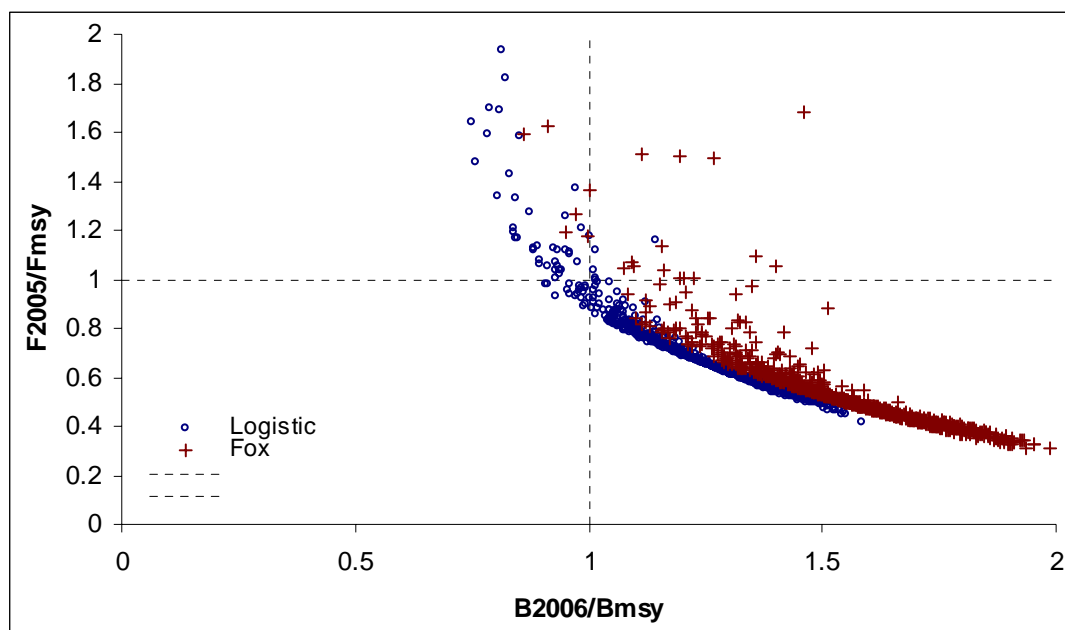


Figure 21. Scatterplot of the estimated pairs of current biomass and fishing mortality ratios for southern Atlantic swordfish. The pairs were obtained from 1000 bootstraps of the production model fit to the Composite CPUE data, assuming a Logistic model (open circles) or a Fox model (crosses).

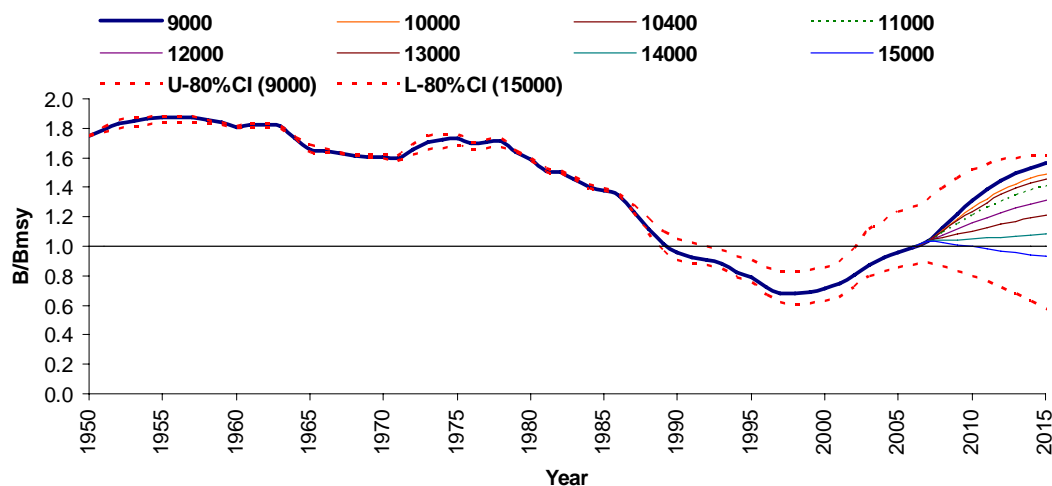


Figure 22. Projections from bootstrapped ASPIC model in the northern Atlantic. The upper 80% CI is from the 9000 TAC and the lower 80% CI is from the 15000 TAC.

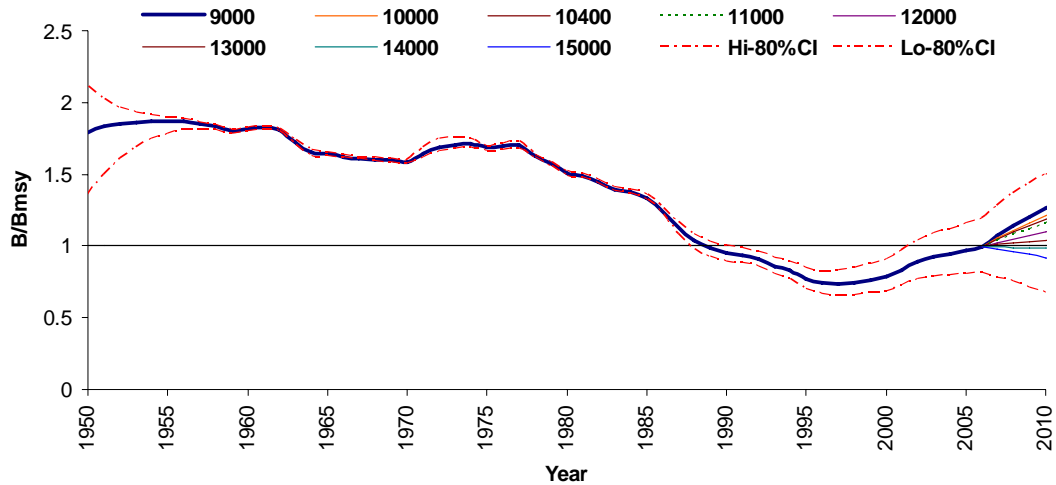


Figure 23. Projections from BSP model in the northern Atlantic. The upper 80% CI is from the 9000 TAC and the lower 80% CI is from the 15000 TAC.

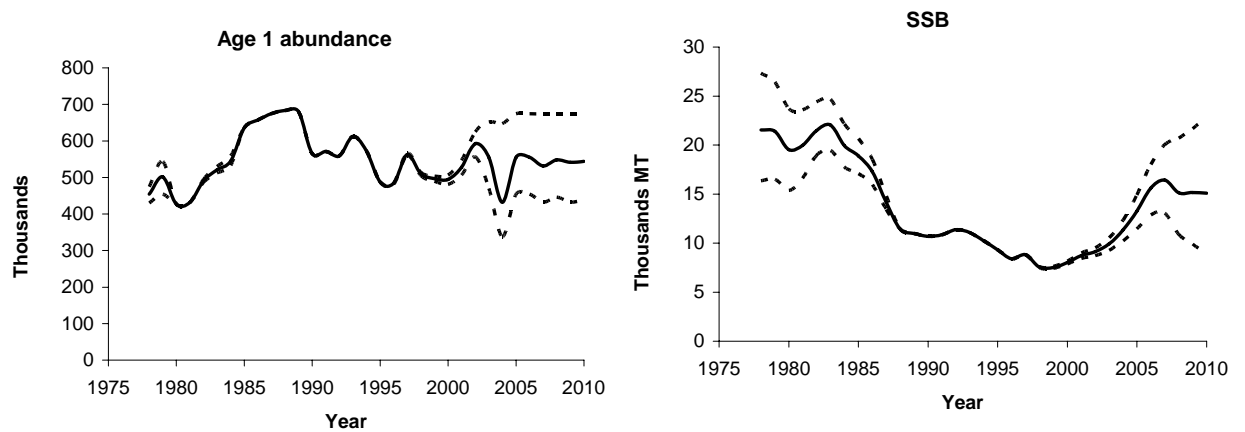


Figure 24. Bootstrapped estimates and projections of the recruitment and spawning biomass of North Atlantic swordfish under the 'average' and 'recent' recruitment scenarios assuming future catches near the present TAC (14,000 t). Dashed lines are 80% confidence limits.

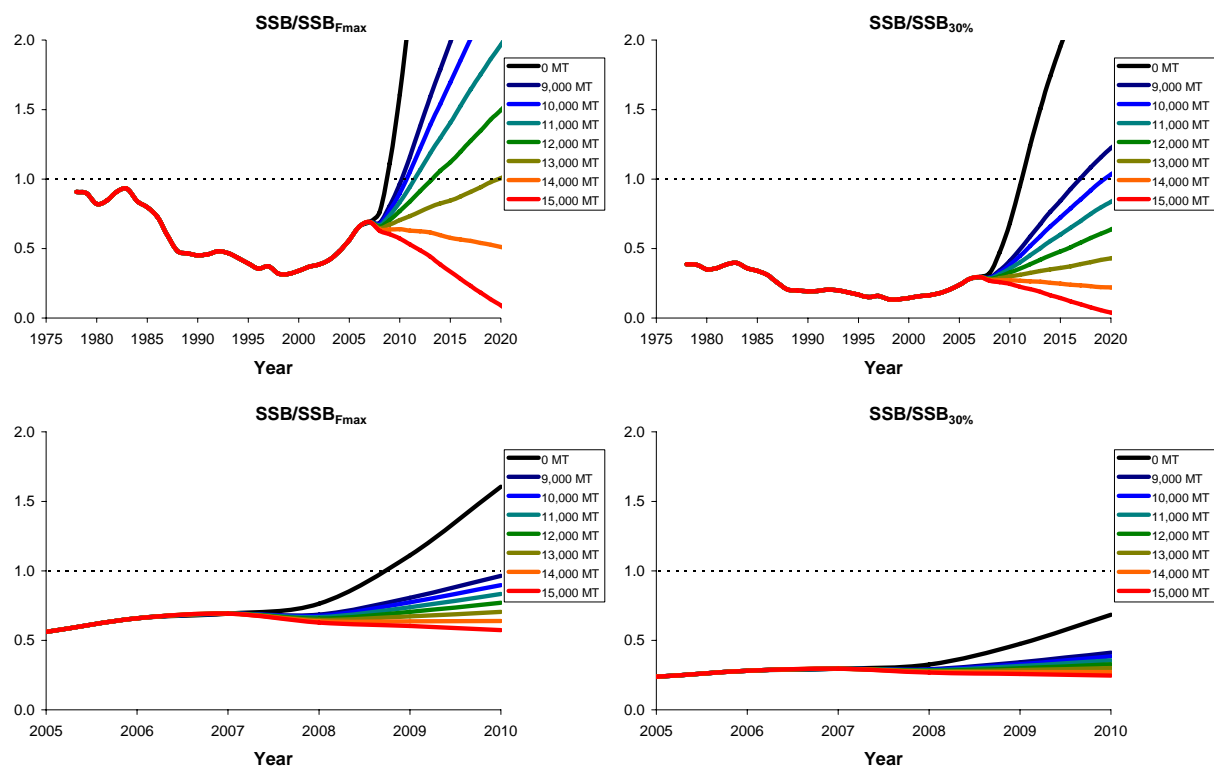


Figure 25. Bootstrap median trajectories of spawning biomass (SSB) relative to the equilibrium level corresponding to maximum yield per recruit (SSB_{MSY}) and a spawning potential ratio of 30% ($SSB_{30\%}$) under the average recruitment scenario. $SSB_{MSY} = SSB_{MAX}$.

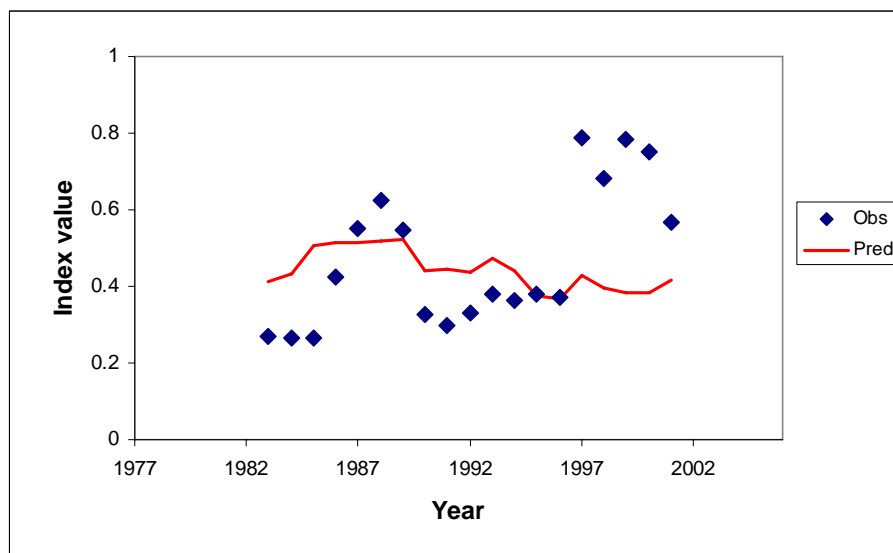


Figure 26. VPA fits to the standardized CPUE of age 1 North Atlantic swordfish by the Spanish longline fleet.

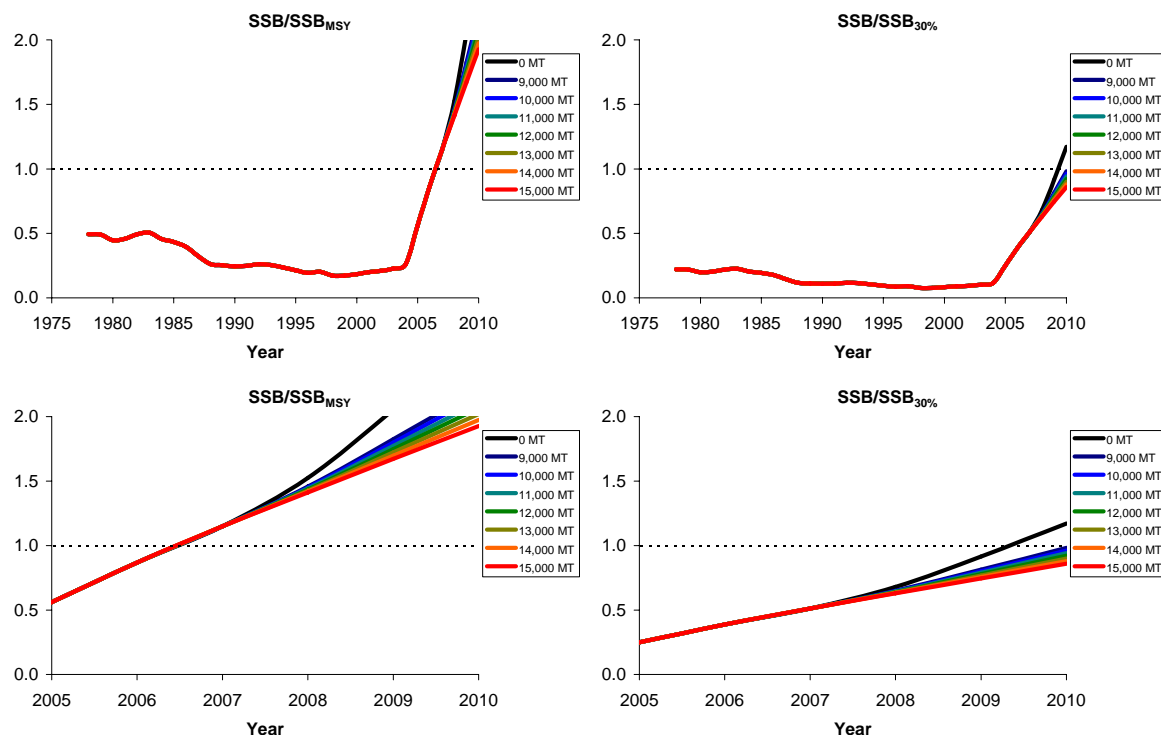


Figure 27. Bootstrap median trajectories of spawning biomass (SSB) relative to the equilibrium level corresponding to maximum yield per recruit (SSB_{MSY}) and a spawning potential ratio of 30% ($SSB_{30\%}$) under the high recruitment scenario. $SSB_{MSY} = SSB_{MAX}$.

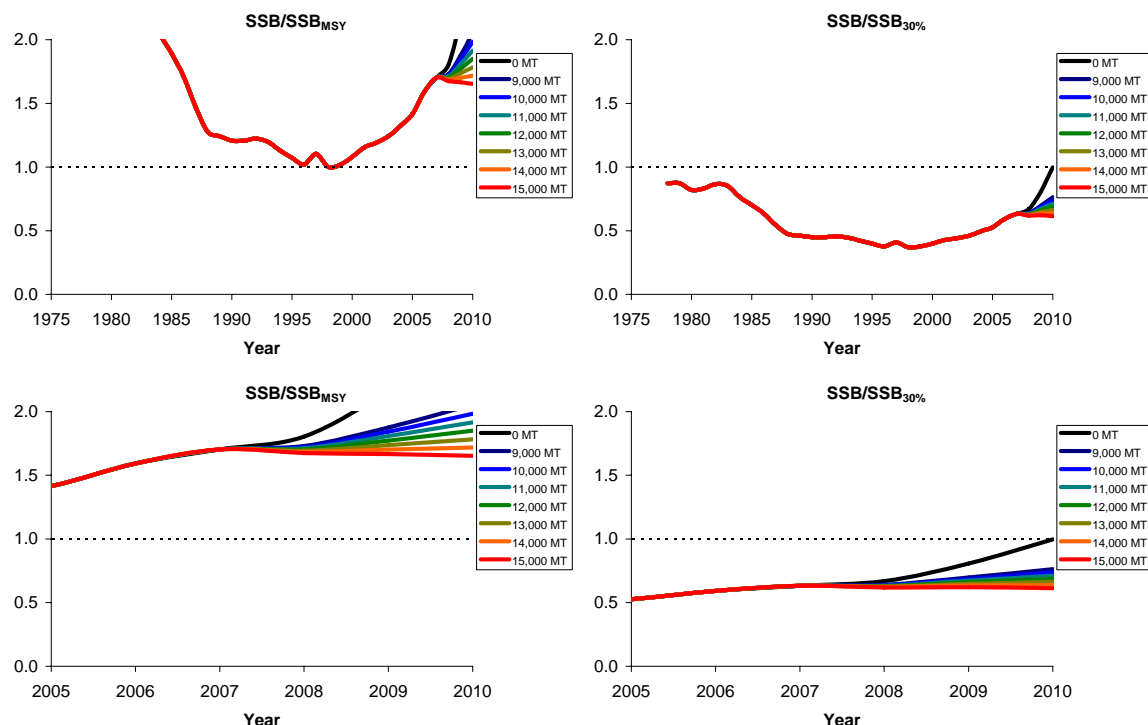


Figure 28. Bootstrap median trajectories of spawning biomass (SSB) relative to the equilibrium level corresponding to maximum yield per recruit (SSB_{MSY}) and a spawning potential ratio of 30% ($SSB_{30\%}$) under the average recruitment scenario when the F-ratio is estimated. $SSB_{MSY} = SSB_{MAX}$.

AGENDA

1. Opening, adoption of the Agenda and meeting arrangements.
2. Review of recommendations from the 2006 SWO Stock Structure Workshop
3. Biological data, including tagging information
4. Catch data, including fisheries trends
 - 4.1 Overview
 - 4.2 Recent developments
 - 4.3 Catch data
5. Relative abundance indices
 - 5.1 Relative abundance indices – North
 - 5.2 Relative abundance indices – South
6. Methods and other data relevant to the assessment
 - 6.1 Methods – North
 - 6.2 Methods – South
7. Stock status results
 - 7.1 Stock status – North
 - 7.2 Stock status – South
8. Projections
 - 8.1 Projections – North
 - 8.2 Projections – South
9. Recommendations
 - 9.1 Research and statistics
 - 9.2 Management
10. Other matters
11. Adoption of the report and closure

ATLANTIC SWORDFISH WORK PLAN**Assessment**

In conformity with Recommendation [03-03], it is recommended that the next Atlantic swordfish stock assessments be conducted in September 2006. The Atlantic assessment will be completed in five days. The deadline for submission Task I and II data is July 31, 2006. However, if National Scientists cannot meet the 31 July deadline for the 2005 data, and if National Scientists prepare the catch-at-size raised to the catch, then late submissions (for 2005 data only) can be accepted up to August 23, 2006. Data received after this date may not be included in the assessment. Action: National Scientists.

The assessments should take into account the conclusions reached by the SWO Stock Structure Symposium (currently scheduled to meet in January, 2006).

All National Scientists should provide catch, size and CPUE data up to and including 2005 where available. The Group recognizes that this may not be possible for all fleets. Assessment software should be adapted to accommodate the possibility of incomplete data for 2005. Action: National Scientists.

North

The priority for the north stock is to monitor the status of the stock relative to B_{MSY} .

- The lumped biomass production model analyses will be updated using data to the end of 2004, or 2005 where available, and include 5-year projections.
- Catch at size is required to evaluate the effects of regulations. Catch at size should be available at the beginning of the meeting. *Action Secretariat.*
- Age-specific analyses will be conducted, data and schedule permitting.

- The meeting will provide a response to [Res. 02-04] regarding the effects on the mortality of immature swordfish, the stock, and fishing activities of the new management measures for North Atlantic swordfish for 2003 and 2004.

South

The priority for the south stock is to update the 2002 assessment.

- The lumped biomass production model analyses will be updated using data to the end of 2004, or 2005 where available, and include 5-year projections.
- Catch at size is required to evaluate the effects of regulations. Catch at size should be available at the beginning of the meeting. *Action Secretariat.*

Appendix 3

LIST OF PARTICIPANTS

CONTRACTING PARTIES

BRAZIL

Arfelli, Carlos Alberto

Instituto de Pesca, Avenida Bartholomeu de Guzman, 192, Santos, São Paulo CEP 11030-906
Tel: +55 13 261 6571, Fax: +55 13 261 1900, E-Mail: arfelli@pesca.sp.gov.br

Hazin, Fabio H. V.

Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca, Rua Desembargador Célio de Castro Montenegro 32, Apto. 1702, Monteiro Recife, Pernambuco 52070-008
Tel: +55 81 3320 6500, Fax: +55 81 3320 6512, E-Mail: fhvhazin@terra.com.br

Hazin, Humberto

Ministerio da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Dpto. de Pesca e Aquicultura, Rua Desembargador Célio de Castro Montenegro 32, Apto 1702, Monteiro Recife, Pernambuco 52070-008
Tel: +55 81 3302 1511, Fax: +55 81 302 1512, E-Mail: hghazin@uol.com.br

Meneses de Lima, José Heriberto

Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Nordeste-CEPENE/IBAMA, Rua Dr. Samuel Hardman s/n, Tamararé, Pernambuco, 55578-000
Tel: +55 81 3676 11 66, Fax: +55 81 3676 13 10, E-Mail: meneses@ibama.gov.br

Travassos, Paulo

Universidade Federal Rural de Pernambuco, UFRPE, Laboratorio de Ecologia Marinha, LEMAR, Departamento de Pesca e Aquicultura (DEPAq), Avenida Dom Manoel Medeiros s/n, Dois Irmaos, Recife, Pernambuco CEP 52171-900
Tel: +55 81 3320 6511, Fax: +55 81 3320 6512, E-Mail: paulotr@ufrpe.br

CANADA

Neilson, John D.

Head, Large Pelagics and Pollock Projects, Population Ecology Section, St. Andrews Biological Station, Fisheries and Oceans Canada, 531 Brandy Cove Road, St. Andrews, New Brunswick E5B 2L9
Tel: +1 506 529 5913, Fax: +1 506 529 5862, E-Mail: neilsonj@mar.dfo-mpo.gc.ca

Paul, Stacey

Large Pelagics Program, Population Ecology Section/SABS Division, Fisheries and Oceans Canada/Biological Station, 531 Brandy Cove Road, St. Andrews, New Brunswick E5B 2L9
Tel: +1 506 529 5904, Fax: +1 506 529 5862, E-Mail: PaulSD@mar.dfo-mpo.gc.ca

EUROPEAN COMMUNITY

Mejuto García, Jaime

Instituto Español de Oceanografía, C.O de A Coruña, Muelle de Animas, s/n, Apartado 130, 15080 A Coruña
Tel: +34 981 205 362, Fax: +34 981 229 077, E-Mail: jaime.mejuto@co.iao.es

Pereira, Joao Gil

Universidade dos Açores, Departamento de Oceanografia e Pescas, 9900 Horta
Tel: +351 292 200 431, Fax: +351 292 200 411, E-Mail: pereira@notes.horta.uac.pt

GHANA**Bannerman, Paul**

Ministry of Food and Agriculture, Fisheries Department, P.O. Box BT 62, Tema
Tel: +233 222 02346, Fax: +233 222 06627, E-Mail: mfrd@africaonline.com.gh

JAPAN**Yokawa, Kotaro**

National Research Institute of Far Seas Fisheries, 5-7-1 Shimizu Orido, Shizuoka-City, Shizuoka 424-8633
Tel: +81 543 36 6035, Fax: + 81 543 35 9642, E-Mail: yokawa@fra.affrc.go.jp

MOROCCO**Abid, Nouredine**

Center Regional de L'INRH á Tanger/M'dig, B.P. 5268, 90000 Drabed, Tanger
Tel: +212 3932 5134, Fax: +212 3932 5139, E-Mail: n.abid@menara.ma

UNITED STATES**Brooks, Elizabeth**

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

Ortiz, Mauricio

NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Science Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149-1099
Tel: +1 305 361 4288, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: mauricio.ortiz@noaa.gov

Porch, Clarence E.

Research Fisheries Biologist NMFS-Southeast Fisheries Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33177
Tel: +1 305 361 4232, Fax: +1 305 361 4219, E-Mail: clay.porch@noaa.gov

Scott, Gerald P.

SCRS Chairman, NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Science Center Sustainable Fisheries Division, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida, 33149-1099
Tel: +1 305 361 4220, Fax: +1 305 361 4219, E-Mail: gerry.scott@noaa.gov

URUGUAY**Domingo, Andrés**

Dirección Nacional de Recursos Acuáticos - DINARA, Sección y Recursos Pelágicos de Altura, Constituyente 1497, 11200 Montevideo
Tel: +5982 40 46 89, Fax: +5982 41 32 16, E-Mail: adomingo@dinara.gub.uy

OBSERVERS FROM NON-CONTRACTING COOPERATING PARTIES, ENTITIES/FISHING ENTITIES**CHINESE TAIPEI****Chang, Shui-Kai**

Section Chief, Deep Sea Fisheries Research and Development Center, Fisheries Agency, 2, Chao-Chow Street, Taipei 100
Tel: +886 2 3343 7250, Fax: +886 2 3393 6018, E-Mail: shuikai@msl.f.a.gov.tw

ICCAT SECRETARIAT

C/ Corazón de María, 8 - 6th fl.; 28002 Madrid, España
Tel: +3491 416 5600; Fax: +3491 415 2612; E-mail: info@iccat.int

Restrepo, Víctor

Kebe, Papa

Pallarés, Pilar

Palma, Carlos

LIST OF DOCUMENTS

SCRS/2006/031	Les espadons (<i>Xyphias gladius</i>) de la pêche artisanale maritime ivoirienne de 1988 à 2005: Structure de taille des stocks exploitées. N'DA, K. & G.R. Dedo
SCRS/2006/115	Activity of the Spanish surface longline fleet catching swordfish (<i>Xiphias gladius</i>) during the year 2004. MEJUTO, J., B. García-Cortés, J. M. de la Serna, A. Ramos-Cartelle
SCRS/2006/116	Updated sex- and age-specific CPUE from the Canadian swordfish longline fishery, 1988-2005. PAUL, S. and J.D. Neilson
SCRS/2006/117	Standardized <i>Xiphias gladius</i> CPUE of Santos longliners operating off Southern Brazil (1971-2005). MOURATO, B.L., H. A. Andrade, A. F. Amorim and C. A. Arfelli
SCRS/2006/118	Análisis de la CPUE y la composicin de tallas del SWO (<i>Xiphias gladius</i>), capturado por la flota uruguaya (2001-2005) en el Atlántico SW. DOMINGO, A., O. Mora, M. Pons, P. Miller and G. Pereyra
SCRS/2006/119	Genetic and growth profiles of three specimens of swordfish (<i>Xiphias gladius</i>) tagged and recaptured in the North Atlantic. KASAPIDIS, P., X. Valeiras, A. Antoniou, G. Kotoulas, B. García-Cortés and J. Mejuto
SCRS/2006/120	Standardization of South Atlantic swordfish by-catch rate for Taiwanese longline fleet. CHANG, S.K., H.H. Lee and H.I. Liu
SCRS/2006/121	Update of standardized CPUE of swordfish caught by Japanese longliners. YOKAWA, K.
SCRS/2006/124	Update of standardized catch rates by sex and age for swordfish (<i>Xiphias gladius</i>) from the U.S. longline fleet 1981-2005. ORTIZ, M.
SCRS/2006/125	Situation recente de la pêche marocaine de l'espadon (<i>Xiphias gladius</i>). Periode: 1996-2005. ABID, N. et M. Idrissi
SCRS/2006/126	Fishing strategy and target species of the Brazilian tuna longline fishery, from 1978 to 2005, inferred from cluster analysis. HAZIN, H.G., F. Hazin, P. Travassos, F. C. Carvalho, and K. Erzini
SCRS/2006/127	Standardization of swordfish CPUE series caught by Brazilian longliners in the Atlantic Ocean, by GLM, using the targeting strategy inferred by cluster analysis. HAZIN, H.G., F. Hazin, P. Travassos, F. C. Carvalho, and K. Erzini
SCRS/2006/128	Essential fish habitat and spatial prediction of swordfish (<i>Xiphias gladius</i>) catches in the South Atlantic. HAZIN, H. and K. Erzini