

REPORT OF THE 2004 INTER-SESSIONAL MEETING OF THE ICCAT SUB-COMMITTEE ON BY-CATCHES: SHARK STOCK ASSESSMENT

(Tokyo, Japan, 14-18 June 2004)

SUMMARY

*The primary objective for the 2004 Inter-sessional meeting of the ICCAT Sub-Committee on By-Catches was to conduct stock assessments of Atlantic blue shark (*Prionace glauca*) and shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) stocks, including a review of their biology, a description of the fisheries, analyses of the state of the stocks and outlook, analyses of the effects of current regulations, and recommendations for statistics and research. Due to limitations on quantity and quality of the information available for the stock assessment of blue shark and shortfin mako, the assessment was considered very preliminary in nature. The Group recommends that, should the Commission wish improved advice on the status of these and other by-catch species, as well as advice on the likely impacts of the tuna fisheries on these species, larger monitoring and research investments directed at sharks in particular, and other by-catch species in general, need be made.*

KEYWORDS

Stock assessment, Sharks, Fishery statistics, Catch/effort

1. Opening, adoption of agenda and meeting arrangements

The meeting was opened by Mr. Masanori Miyahara, ICCAT Chairman and Head Delegate of Japan, who welcomed participants to Japan and wished them a successful meeting. Dr. Victor Restrepo (Secretariat) thanked the Government of Japan for hosting the meeting and Mr. Miyahara's staff for all the logistical arrangements.

Dr. Hideki Nakano (Japan), Chairman of the Sub-Committee, also welcomed participants. He then reviewed the Agenda, which was adopted with minor changes (**Appendix 1**).

The following served as Rapporteurs:

<u>Item</u>	<u>Rapporteur</u>
1	Nakano, Restrepo
2	Matsunaga, Cortes
3	Kebe, Babcock, Clarke, Bonfil, Takeuchi, Scott, Apostolaki, Brooks
4	Nakano, Restrepo
5	Nakano, Restrepo
6	Scott, Nakano
7	Nakano, Restrepo
8	Nakano, Restrepo

The List of Participants is given in **Appendix 2**. **Appendix 3** lists the documents presented at the meeting.

2. Description of fisheries

Pelagic sharks are caught in a variety of gears in the Atlantic Ocean, Gulf of Mexico, and Caribbean, including longlines, gillnets, handlines, rod and reel, trawls, trolls, and harpoons, but they are mostly caught as by-catch in pelagic longline fisheries targeting tuna and swordfish and sometimes targeted. There are also recreational fisheries in some countries like the United States, Canada, EC-UK, and EC-Ireland. Little is known of the elasmobranchs taken in European fisheries. The DELASS (Development of Elasmobranch Assessments) Final

Report (Heessen 2003) noted that little is known of the elasmobranchs taken in European fisheries in general. There is a description of the European fisheries catching blue sharks in the DELASS report.

At the beginning of the meeting, it was decided that documents SCRS/2004/080, SCRS/2004/106, SCRS/2004/117, SCRS/2004/116, SCRS/2004/118, SCRS/2004/121, SCRS/2004/126, and SCRS/2004/115 would be reviewed under point 2 of the agenda. The following paragraphs describe those papers that were presented under Description of fisheries.

SCRS/2004/080 provided estimates of landed catch and by-catch mortality in the Canadian Atlantic. Data from the International Observer Program covering domestic longline vessels indicated that Canadian, Japanese and (in early years) Faroese longliners caught substantially more blue sharks than reported in nominal catch statistics. By-catch was estimated by country, fishery, quarter, and year for observations made during 1986-2000, as the summed weight of kept and discarded blue sharks relative to the sum of large pelagics (tuna, swordfish and porbeagle). Two independent approximations of total North Atlantic blue shark catch mortality, based on by-catch ratios and mortality estimates, suggested North Atlantic catches exceeding 100,000 t and catch mortalities of 37,000 t and 26,000 t, respectively. The first estimate was obtained by multiplying the total large pelagic catch in the North Atlantic obtained from ICCAT for the year 2000 by the mean proportion of blue sharks in the catch (from observer data) and assuming a hooking mortality of 40%. The second estimate was obtained using an exploitation rate calculated from the tagging and fishing mortality estimated from catch curve analysis.

The document also provided estimates of recreational hooking mortality (19%) and a number of biological characteristics. Median size in the catch declined as did standardized catch rates from both commercial longline and recreational shark tournaments and analysis of catch curves indicated a very high fishing mortality rate on the entire population. In addition, life table analysis corroborated the productiveness and resilience of blue sharks compared with other shark species, which helps to explain their persistence when considering the high catch mortality and decline in relative abundance.

Comments about the manuscript included that Canadian catch rates may not be representative of the whole North Atlantic population, and that the conclusions as to the status of blue shark populations in the North Atlantic were a little unclear. There was also a question about whether the recreational fisheries tournaments were catch-and-release only, but it was clarified that sharks were, at times, landed at those tournaments.

SCRS/2004/106 summarized information on over 7000 blue sharks and shortfin makos observed by the USA pelagic longline observer program. Eighty percent of blue sharks and 60% of shortfin mako were alive upon gear retrieval. Seventy-five percent of blue sharks were released alive and 61% of shortfin mako were retained and at least 23% released alive. The smallest mean fork lengths for both blue shark and shortfin mako corresponded to the northeast distant zone (Grand Banks, ICCAT area 94A), whereas nominal bootstrapped CPUEs for both species were highest in that zone.

Comments about the manuscript included a question about the effect of experimental fishing in the northeast distant zone results during 2001-2003. It was clarified that there was 100% observer coverage during the experimental phase and that indeed the experiment might have influenced the observed catch rates. The paper further specified that about 50% of the hooks used during the experimental phase were intended to represent routine fishing practices ("control"), whereas the other 50% of observed effort was experimental and not consistent with the fishing practices that took place during 1992-2000. Another question was posed about the effect of the introduction of shark fining regulations on catch rates. It was clarified that this did not affect catch rates because only observed sharks were used in the analyses. It was also asked whether the proportion of pregnant females is recorded by the observers, and it was later clarified that reproductive information is recorded in the observer forms but pregnant females very seldom appear therein. The similarity between the trends in catch rates and smaller animals observed in the northeast distant zone presented in this paper and those observed in the Canadian study described above were also noted.

SCRS/2004/117 reported on pelagic sharks observed in the Japanese tuna longline fishery from 1995 to 2003. Blue shark was the most abundant species in all areas, especially in the area of 40-60°N where it accounted for over 90% of total shark by-catch. In contrast, shortfin mako was most abundant in the area of 30-50°N but only made up to 12% of the total shark by-catch. The highest CPUE for both species was in the area of 30-50°N. Examination of length-frequency distributions by sex suggested that the area of 30-40°N may be used as nursery grounds for blue sharks as attested by the presence of many small sharks. It was also hypothesized that females migrate northward after birth and then southward when they reach maturity, whereas males go southward after

birth and continue further south with maturity. Small and juvenile shortfin makos also utilized the area of 30-40°N preferentially.

Comments included that the length-frequency distributions shown for area 3 (30-40°N) differ from those presented in document SCRS/2004/106, yet those for area 1 (0-20°S) off western Africa seem to show similar trends as seen off Brazil. Another comment was that the overall distributional pattern for these species was incomplete because some Contracting Parties had not reported length-frequency information of the catch.

SCRS/2004/116 presented estimates of shark catches by Japanese tuna longline vessels in the Atlantic Ocean using species-specific logbook data from 1994 to 2003 filtered using a reporting rate of 70%. Estimated catches ranged from 111,000 to 330,000 individuals and 4,200 to 12,700 t for blue sharks, and 3,000 to 41,800 individuals or 170 to 2,200 t for shortfin mako.

Comments included a question about why there were peaks in blue shark abundance in 1982 and 1985. It was indicated that these peaks coincided with peaks in fishing effort.

SCRS/2004/118 provided estimates of catch and CPUE for blue shark for the Japanese longline fleet in the Atlantic for 1971-2002 using logbook data. Filters of >70%, >80%, and >90% reporting rate of sharks (defined as the number of sets with sharks recorded as a proportion of the total number of sets per cruise in a paper by Nakano and Honma (SCRS/96/35) were tested against observer data using Bayesian GLMs. Little difference was found among reporting rates.

The assumption was that at high reporting rates all sharks are blue sharks, and at low reporting rates all sharks are makos. High reporting rate data from 1994-2002 was then used to estimate blue shark catches for high reporting rate cruises from 1971-1993 using a multinomial species composition model. All high reporting rate data since 1971 were then used in a Bayesian GLM framework to impute blue shark catches for low reporting rate data. Results showed strong agreement with a filtering plus GLM method for catch estimation and a bootstrapping method for CPUE estimation.

SCRS/2004/121 showed the comparison of Japanese logbook and observer data for shortfin mako in the Atlantic Ocean using Bayesian GLM methods. A filter based on reporting rate 11-30% was shown to provide results more compatible with observer data than a lower filter of 0-20% reporting rate. This information can be applied when selecting a reporting rate filter to apply to non species-specific shark catch data in logbooks prior to 1994 when producing estimates for shortfin mako. High reporting rates filters were also evaluated and could be used in conjunction with imputation methods to derive catch and catch rates for shortfin mako prior to species-specific reporting in 1994.

There was a question about the representativeness of the observer data set, which cannot be determined at this time.

SCRS/2004/126 introduced standardized CPUE for sharks and blue sharks caught by the Chinese Taipei longline fishery in the South Atlantic Ocean. Catch was estimated based on logbook data adjusted by observer data collected in 2001-2003, for the period of 1991-2002. Further description of this document is provided in the Catch rate section. There was a comment about the growing shark fishery in the Caribbean Sea operated by small vessels (<24m) whose owners were from Chinese Taipei. The Commission will be informed of the results. There was no information in terms of catch data or fisheries characteristics. This matter was raised in the Commission last year.

SCRS/2004/115 reported on the artisanal canoe fishery using drifting gillnet in Cote d'Ivoire. Total annual landings vary between 50 and 100 t. Five species, including shortfin mako, appear significantly in the catches. Further details on this document are provided in the Catch rate section.

Some participants provided more detailed descriptions of their fisheries, as follows:

- In the Ivory Coast and Ghana and possibly in other West African nations they are caught as by-catch in a drift gillnet artisanal canoe fishery.
- The Japanese tuna longline fishery is conducted over the entire Atlantic Ocean. There are approximately 150 active pelagic vessels currently operating. Targeted species are bluefin tuna in the North Atlantic and yellowfin and bigeye tunas in the remaining regions. Several species of pelagic

sharks are caught as by-catch. Fishermen are required to submit logbooks reporting shark catch by species, which are the basis of the Japanese shark statistics reported to ICCAT (Task I). Fishing effort reached a peak in the mid 1990s and then decreased because of the reduction in fishing vessels.

- There are 170 Chinese Taipei tuna longline vessels actively operating in the entire Atlantic Ocean. Fishermen mainly target bigeye tuna in the tropical Atlantic waters (both North and South) and albacore in the temperate waters of the South Atlantic. Pelagic sharks including blue shark, shortfin mako and other sharks are caught as by-catch. Shark catch increased from the early 1990s as the target species changed from albacore to bigeye tuna. The by-catch rate of sharks in tropical waters is higher than that from temperate waters.
- Oceanic sharks in Brazil are caught mainly by pelagic longline vessels, ranging in length from about 16 to 32 m, which operate throughout the Brazilian coast. The Brazilian tuna longline fleet consists of about 120 vessels, operating from the ports of Rio Grande, Itajaí, Santos, Rio de Janeiro, Recife, Cabedelo, Natal, and Belém. About 5,000 t of sharks are caught by longliners, most of them (about 60%) blue sharks. Both blue and shortfin makos show a trend of increasing abundance with latitude. Other shark species commonly caught include night shark, silk shark, dusky shark, oceanic whitetip, longfin mako, bigeye tresher, crocodile, tiger, scalloped hammerhead, and others. Shark catches have always been kept by Brazilian vessels operating from Santos and Natal, whereas they have commonly been discarded by chartered vessels after finning. Although this practice has been banned in Brazil since August 24, 1998, it is suspected to have continued at unknown levels.
- In the USA, pelagic sharks are likely caught in a variety of gears, but commercially they are predominantly caught as by-catch in the pelagic longline fishery and to a lesser extent in the bottom longline fishery, although they are also caught in gillnets, trawls, trolls, handlines, and harpoons. Pelagic sharks are also caught by recreational fishers with rod and reel. The USA shark statistics reported to ICCAT (task 1) only include (1) landings by USA longline fishermen with Atlantic swordfish and tuna permits and (2) estimates of dead discards of sharks from the USA tuna and swordfish longline fishery. Additional catches and landings of Atlantic pelagic sharks are made by other USA fleets, including recreational fisheries. Recreational catches of pelagic sharks in the USA were included in the totals submitted to ICCAT prior to this stock assessment meeting. A full description of USA fisheries that catch pelagic sharks can be found in the USA National Report to ICCAT.

3. State of the stocks

3.1 Stock structure

Blue sharks live in temperate and tropical waters of the Atlantic and adjacent seas. It also occurs in the Indian and Pacific oceans. Tagging data from the North Atlantic suggest that movement is restricted to within that hemisphere, with little or no connection to the Mediterranean or the South Atlantic; few individuals were recaptured south of the equator, even though there are important high seas fisheries in these waters (see SCRS/2004/104).

The Group carried out the analyses of blue shark data under the assumption of separate North-South-Mediterranean stocks, although no information on Mediterranean blue sharks was considered at this meeting. Shortfin mako share similar distribution patterns to blue sharks. For this reason, the Group assumed the same stock separation for shortfin mako. More research is needed to give further support to these working hypotheses.

3.2 Catch data

Several documents related to catch and /or size data were presented during the meeting. These included SCRS/2004/080, SCRS/2004/106, SCRS/2004/117, SCRS/2004/116, SCRS/2004/118 and SCRS/2004/121.

The Secretariat presented the situation regarding data on blue sharks and shortfin mako thus far reported to ICCAT. **Table 1** and **Figure 1** show the summarized catches reported to ICCAT by fleet and major gear. In accordance with the ICCAT Commission recommendations, the Secretariat worked closely with the ICES and FAO to attempt to fill gaps noted in the ICCAT statistics. The most accurate information received from these two organizations was incorporated into the ICCAT database when no information was received for a given fleet through statistical correspondents. It was noted that the Spanish catches reported to the ICCAT Secretariat

started only in 1997 with a large amount of catch compared to the total shark catch reported by other fleets (more than 80% of the reported shark catch). The other European fleets targeting swordfish (e.g., EC-Portugal) reported more sharks caught than swordfish in terms of weight. Because of the way data are recorded, the catch of mako shark reported by USA and Cote d'Ivoire should be added to the shortfin mako statistics, as nearly all of these represent shortfin mako.

The Group noted that ICCAT started collecting data on shark by-catches from the Atlantic tuna fleets only in 1994, and the poor level of catch reporting has been previously documented and communicated to the Commission. Previous reviews of the shark database resulted in recommendations to improve the data reporting for sharks, but a large improvement in the quantity and quality of the overall shark catch statistics database has not yet resulted. It was noted in discussion that both landed and dead discarded shark catch needs to be monitored, especially considering that many sharks have been finned and not kept on board vessels. The Group reiterated previous recommendations to encourage Parties to provide estimates of historical catches and dead discards of sharks from both by-catch and directed shark fisheries to the Secretariat.

The Group was informed of a recent study of the Hong Kong shark fin trade (Clarke 2003) which produced annual estimates of the number and biomass of sharks represented in the global fin trade based on data from 1999-2001. Hong Kong shark fin auction data for blue shark and shortfin mako were used to determine the number and weight of sharks represented in the auctions. Blue sharks were found to represent approximately 18% of the Hong Kong market and makos represented approximately 2%. Hong Kong-based figures were then extrapolated, under a variety of scenarios, to represent the global trade. Using median estimates based on separate algorithms for dorsal, pectoral and caudal fins, and applying high and low extrapolation factors to the global trade, estimates for blue sharks ranged from 11 to 16 million sharks per year, and biomass estimates ranged from 245 to 344 thousand t per year. Assuming that one third of blue sharks in the global market are caught in the Atlantic, rough calculations suggest that between 3.7 and 5.3 million blue sharks representing 82 to 114 thousand t are taken from the Atlantic each year. For shortfin mako, the estimates are 600,000 to 900,000 shortfin mako worldwide (or approximately 200,000 to 300,000 shortfin mako in the Atlantic), representing between 39 and 54 thousand t worldwide (or approximately 13 to 18 thousand t in the Atlantic).

Based on this information and in view of the very incomplete nature of the catch reporting for blue shark and shortfin mako to the Secretariat, the Group decided to attempt to construct a more accurate picture of shark catch and mortality in the Atlantic tuna fleets based on ratios of shark to tuna landings from fleets reporting both to ICCAT and using these ratios to reconstruct an example catch history by major gear type. It was noted that although this might provide a somewhat more realistic picture of the catches of blue shark and mako, this approximation was done with little guidance from scientists with expert knowledge about several important fleets which catch these species. The estimates presented below are highly uncertain and are used mainly to provide a tentative basis for stock assessment model applications that require information on both catch and effort. However, due to the highly provisional nature of the estimates, results from those model applications should be considered very provisional.

Estimation of catch based on ratios of sharks to tuna catch

For the propose of the assessment and because of the very poor overall quality and quantity of shark data thus far reported, the Group decided to back-calculate catch for provisional use in production modeling attempts during this workshop. The general rules for this calculation were to estimate the percentage of sharks catch reported vs the total catch of tunas (including swordfish and billfish) in the ICCAT Task I database. The ratio from this calculation was aggregated by gear and fleet characteristics and applied to strata for which no shark information was submitted in order to estimate possible catch levels of blue shark and shortfin mako for non-reporting fleets over the period 1971-2002. This period was selected since it represents the period over which standardized CPUE relative abundance patterns for Atlantic blue and mako sharks were available. In cases when shark catch was reported for a fleet, no substitution was done and the reported catch levels were used. In cases where no information for shark catches were reported for a fleet over the entire 1971-2002 time period, the ratio estimated from fleets of similar characteristics were applied. Some information on the change in targeting strategy for the Spanish swordfish fleet was also used to estimate the proportion of sharks in the pre-1997 Spanish fleet. The specifics of this methodology are shown in the **Appendix 4. Table 2** gives the details of the ratio used by fleet, major gear and stock area. The Japanese longline fleet shark catch used in this exercise was as estimated and described in document SCRS/2004/117.

The Group recognized that this method was not the best option and may be improved upon in the future. But due to limited time at the meeting and the absence of scientists with more expert knowledge of some important

fisheries affecting sharks, the Group agreed to use this procedure. The results of this exercise are shown in **Table 3** and are graphically contrasted with the reported information in **Figure 2**. It was noted by the Group that the peak estimated catches by this method represent about 50% of the potential blue and mako shark removals from the Atlantic estimated through Hong Kong fin trade data. The Group noted that the fin trade estimates may be conservative unless all fins from catches made in the Atlantic (or elsewhere) make their way into the fin trade market.

3.3 Size data

The Group noted that the available size data for both blue shark and shortfin mako were limited. The Group encouraged Contracting Parties and other collaborators to improve their efforts in collecting and reporting Task II (size) data for these species.

3.4 Catch rate (CPUE) data

Documents containing information on catch rate included SCRS/2004/80, SCRS/2004/108, SCRS/2004/111, SCRS/2004/115, SCRS/2004/118, SCRS/2004/119, SCRS/2004/120, SCRS/2004/123, SCRS/2004/125 and SCRS/2004/126. The presentation and discussion of these documents are summarized below.

Longline and recreational fisheries in Canadian waters (blue shark)

Standardized catch per unit effort estimates were presented for blue sharks based on observer data from Canadian and Japanese longline operations (SCRS/2004/80). Only data from 1995 onward could be used due to changes in data recording practices. For bigeye tuna and swordfish targeted fisheries, catch rates for blue shark declined significantly over this period. For bluefin tuna fisheries, there were two patterns: in the Scotian shelf area, declines were observed since 1995 with relative stability in more recent years, whereas in the Newfoundland fishery a modest increase in catch rates was observed. An additional CPUE series was presented based on recreational fishing derbies conducted annually since 1998. Interpretation was complicated by several factors but overall was consistent with the commercial series in showing a decline in catch rates in recent years. In the subsequent discussion, the Group considered whether the observed trends are representative of the North Atlantic, and if the recreational fishery is operating under a quota system whether this would affect the trends.

Recreational fisheries in USA waters (blue shark, shortfin mako)

SCRS/2004/108 derived CPUE indices of abundance for blue shark and mako from two USA recreational fishery data sets: the Marine Recreational Fishery Statistics Survey (MRFSS), a coast-wide random sample of anglers at the dockside, and shark fishing tournaments in the state of Massachusetts. The series were standardized using GLM, with delta-lognormal error structure for blue sharks in MRFSS, binomial for mako shark in MRFSS, and lognormal for both species in the tournament data. From the MRFSS data, blue shark CPUE showed different trends for different regions, seasons and fishing modes, implying that CPUE is not tracking blue shark abundance. Mako shark CPUE differed by mode for private versus charter boats. In the Massachusetts tournaments, blue shark CPUE showed different trends north and south of Cape Cod. For mako shark in the tournament data, there were no significant interactions with year. The authors did not recommend using the MRFSS series as an index of abundance for either species.

Longline fisheries in USA waters (blue shark, shortfin mako)

Standardized indices of abundance for blue shark and shortfin mako were derived separately from data in the USA pelagic logbook (1986-2003), pelagic observer program (1992-2003), and for mako from weighout data from dealer records from 1981 to 2003 (SCRS/2004/111). Indices were calculated by treating Log (observed catch per 1000 hooks) and proportion of positive trips separately in a delta-lognormal approach. Interactions with the factor year were treated as random effects. For blue shark, the logbook showed a fairly steady decline, which tapers off in recent years whereas the index from the observer data showed fluctuations through 1999, and then an upswing from 2000-2003. For mako, the logbook based index shows a steady decline until 2000, followed by an increase through 2003. The mako observer index fluctuates with a moderate overall decline. The weighout landings, available for mako only, show a short decline and then a sharp increase at the start of the time series, potentially reflecting an increase in the proportion of mako retained as a market developed, followed by a decline from 1986 through 2003, potentially resulting from increased swordfish catch rates in this period. The effect of considering area and gear closures on the weighout landings index was not significant. The authors

considered that since the weighout data may be influenced by market trends and the observer sample size is small and subject to high variability, the logbook catch rate series is probably the most useful.

Artisanal gillnet fisheries of Côte d'Ivoire (shortfin mako)

Nominal CPUE estimates were presented for several species of sharks including shortfin mako for the artisanal gillnet fishery off Côte d'Ivoire (SCRS/2004/115). Data were derived from port sampling of landings. Catch rates, in kilograms per trip, were characterized as relatively stable over the period 1991-2003.

Japanese longline fisheries in the North and South Atlantic (blue shark, shortfin mako)

Standardized catch per unit effort (CPUE) for blue shark caught by the Japanese longline fishery in the Atlantic Ocean was estimated from logbook data (1971-2003) using a filtering method and GLM (SCRS/2004/119). The filter consisted of including only those data from cruises for which a calculated reporting rate (proportion of sets per cruise with at least one shark recorded) of >70% was exceeded. Prior to species-specific logbook reporting since 1994, all recorded sharks are assumed to be blue sharks. Blue shark CPUEs indicate relatively stable trends during the past three decades for North, South and total Atlantic stock hypotheses. An alternative method based on Bayesian imputation was applied to the same dataset (SCRS/2004/118). High (>80%) reporting rate logbook data from 1994-2002 was used to estimate blue shark catches for high reporting rate cruises from 1971-1993 using a multinomial species composition model. All high reporting rate data since 1971 were then used in a Bayesian GLM with Poisson errors to impute blue shark catches for low reporting rate data. The actual and imputed data were stochastically summed and as expressed relative to observed effort. Results are consistent in trend, but higher in magnitude when compared to the filtering method.

Standardized CPUE of shortfin mako was also estimated from the same dataset (SCRS/2004/120) by applying various filters (reporting rate levels) selected with reference to the best match between the filtered logbook CPUE and observer data available for 1995 to 2003. After standardization using a GLM based on area, year, quarter, gear and interactions, CPUE was shown to decrease gradually from 1971 to 2003 for the Atlantic as a whole. Similar trends were observed for the South Atlantic whereas for the North Atlantic larger fluctuations in catch rate relative to the South Atlantic were observed since 1993.

Recreational fisheries off Ireland (blue shark)

Nominal CPUE series were presented for blue sharks from a catch and release sport fishery off Ireland from 1978 to 2002 (SCRS/2004/123). Data were collected from skippers' logbooks and ten of those skippers who have been fishing continuously for a period of at least seven years from 1989-2002 were considered to be a more reliable subset of the data. CPUE for the most reliable skippers fluctuated between 2.5 and 3.5 sharks per day shark fishing between 1989 and 1997, but since that time the trend was markedly downward. The authors conclude that the apparent decline in shark abundance is a cause for concern.

Longline fisheries off northeastern (Natal) and southeastern (Santos) Brazil (blue shark, shortfin mako)

Nominal CPUE values were presented for blue shark and shortfin mako catch in tuna and swordfish longline fleets based in northeastern (Natal) and southeastern (Santos) Brazil (SCRS/2004/125). CPUE for blue shark from the Santos fleet increased from the mid 1970s to the mid 1980s with a relatively stable trend since then (nominal CPUE between 8-10 sharks per 1000 hooks). CPUE trends for blue sharks for Natal were approximately one third of those found for the Santos fleet. Changes in blue shark CPUE throughout the time series are believed to be strongly related to changes in target species but have remained stable during periods in which the target species have remained the same. Similar to blue shark trends, shortfin mako CPUE was higher off southeastern Brazil relative to the northeast. Mako CPUE levels were approximately ten times lower than the rates for blue sharks, but were characterized as relatively stable. During discussions, the author clarified that the northeastern series for shortfin mako is not reliable due to very low catches in this area. Furthermore, for blue sharks, the northeastern series is only reliable through 2000 due to erratic targeting strategies after that year, and the southeastern series is only reliable from 1985 onward because it is only during this period that blue shark was a recognized target species.

Chinese Taipei longline fisheries in the South Atlantic (blue shark)

Standardized CPUE was estimated for blue sharks in the South Atlantic based on logbook data from the Chinese Taipei longline fishery, 1991-2002 (SCRS/2004/126). The South Atlantic was divided into three areas

corresponding to the target tuna species of the fisheries, i.e., either bigeye plus yellowfin (with some swordfish by-catch), or albacore. To adjust for under-reporting of sharks, reported shark catches were adjusted upward based on ratios of recorded catch of the target species to shark catch drawn from observer data from 2001-2003. Since species-specific catches for sharks have only been reported in logbooks since 2003, a further adjustment, also based on the observer data, was made to convert the total shark data to represent blue shark catches. Standardized CPUE based on area, year and quarter for the blue shark shows a relatively stable trend with slightly higher values in 1995 and 1996. During the discussion the author clarified that if target species were not caught, shark catch figures were not adjusted. Changes in catch rates resulting from a change in targeting from albacore to bigeye were also acknowledged but not explicitly considered in this analysis.

Discussion of CPUE indices and weightings

All of the above-described CPUE indices, except for the Canadian data which were not available in numeric format by the start of the meeting, were overlaid on a normalized scale. In addition, a USA recreational observer database-derived series presented at the ICCAT shark data preparation meeting in 2001 (SCRS/2001/060) and a fishery independent series published by Simpfendorfer *et al.* (2002) were included. This was achieved by identifying the years common to all indices, calculating the mean within each series for those common years, and expressing all values in each series as a proportion of the calculated mean for that series. Based on the recommendation from the ICES DELASS study, and in consideration of the Group's view of stock structure for these species, the North Atlantic series were separated from the South Atlantic in order to facilitate separate stock modeling for each ocean basin. Furthermore, those time series representing a wide range of areas within each ocean basin were separated from those series which were believed to reflect more localized conditions and therefore were perhaps less related to overall abundance than to environmental conditions. Data from the Japanese logbook for 2003 were excluded on the basis that they reflect only partial reporting of the complete dataset which will be eventually made available (**Tables 4, 5**).

Based on the discussions reported above, following catch rate series were selected for blue shark (**Table 4**):

- the Japanese longline logbook series (applied to North and South Atlantic separately);
- the USA longline logbook series (applied to North Atlantic);
- the Chinese Taipei longline series (applied to South Atlantic);
- the Brazil northeastern and southeastern longline series (applied to South Atlantic; partial series only);

and for shortfin mako (**Table 5**):

- the Japanese longline logbook series (applied to North and South Atlantic separately);
- the USA longline logbook series (applied to North Atlantic); and
- the Brazil southeastern longline series (applied to the South Atlantic; partial series only).

For modeling approaches using independent times series, these catch rate series were weighted by the proportional amount of catch in each fishery for each year separately. Otherwise, an average catch rate pattern (equal weighting) was applied. **Table 6** shows the weighting factors applied with biomass surplus production models. Section 3.2 explains how the annual catches were derived.

3.5 Biological population parameters

Information for blue sharks provided in SCRS/2004/080 presents several factors for converting between various types of lengths (and ways to measure them), and between length and weight. Sexual maturity in males was estimated at 201 cm CFL (curved fork length); that for females was not estimated due to lack of mature females in the catch. This paper claims there are no validated estimates of age for blue sharks, however Skomal and Natanson (2003) validated ageing of 4+ year-old blue sharks in the northwest Atlantic. Longevity is estimated at 16-20 years, but alternative methods for reading growth rings in vertebrae (whole vs. sectioned vertebrae) and mark-recapture studies, provide different growth rates after age 4.

Paper SCRS/2004/101, presents data on fin to round weight conversion factors for blue sharks caught by the Portuguese fleet. It was mentioned that the study seems to be based on a single vessel and that perhaps sampling a larger portion of the fishing fleet would offer a more variable and representative conversion factor. It was also mentioned that the high ratio of fins to whole weight (6.6%) presented in this paper, and possibly that of Mejuto and García-Cortés (2003), are due to the inclusion of the entire caudal fin in the calculations and not only the lower lobe as is customary in most other finning studies.

Paper SCRS/2004/103 reports differences in length distribution, litter size and other biological parameters for blue sharks in different ocean basins and regions. This very complete report on biological parameters of blue shark should be analyzed in more detail during the assessment. It was asked if the study is based on landed sharks or strictly on sharks sampled at sea. It is clarified that the data came exclusively from on-board observers.

No data on reproductive parameters for *Isurus oxyrinchus* exist in the USA observer program database due to very low incidence of this species, especially mature sharks. It was pointed out that pregnant females are also seldom seen in Japanese by-catches.

Paper SCRS/2004/107 reports on the amounts of live/dead blue sharks released from the USA longline fishery. The percentage of dead blue sharks decreases with shark length/age and with shorter set duration. Sets in areas closer to the USA East Coast had lower mortality due to larger blue sharks being more common there than sets in distant areas where more juveniles are caught.

Paper SCRS/2004/125 presents data collected for blue sharks in the Brazilian longline fleet. Data includes only vessels that do not discard sharks and for which the target species is known. The CPUE data reflect strong variation in fishing practices due mostly to changes in target species (blue shark; yellowfin tuna; night shark; swordfish). Finning has been prohibited in Brazil since 1998 but there is little enforcement. The Brazilian coast seems to be important in the reproductive cycle of South Atlantic blue sharks. Copulation seems to take place off the southeast coast of Brazil and ovulation/early pregnancy occurs 3 months later off northeast Brazil. The paper presents also information on litter size, age and growth, estimates of age at maturity (5 y for both sexes). A catch curve and demographic analysis are also presented; current catches are sustainable but the fishery should proceed with caution because discards and unreported catches are unknown and suspected to be high. It was noted that the proposed reproductive migration seems to be counter-current, which contradicts current theories about blue shark migrations in the North Atlantic. It was also noted that environmental requirements such as higher water temperatures in ovulation grounds might be more important than ocean currents to blue shark migratory movements.

Table 7 lists the life-history parameters agreed upon during the meeting for the model runs of the assessments.

3.6 Stock assessment

3.6.1 Presentation and discussion on models

3.6.1.1 Surplus production model

Document SCRS/2004/109 presented a surplus production model applied to catch and CPUE data available at the 2001 By-catch Working Group meeting (SCRS/2001/021), implemented with the BSP (Bayesian Surplus Production) software from the ICCAT catalog of methods. The model used informative Bayesian priors for historical catches (before catch data were available), and the biomass at the beginning of the time series. An informative prior for the intrinsic rate of increase r was derived by fitting a lognormal distribution to the values of r derived from Monte Carlo simulations of demographic data. Model results implied that current levels of harvest are sustainable for blue sharks, but not for shortfin mako. The greatest source of uncertainty in the model results was the missing catch data early in the time series.

A question was made about the possibility to estimate catch prior to 1971 when any catch estimate is not available by the effort time series. The author responded that current code cannot use effort data to estimate catch.

3.6.1.2 Age-structured population dynamics model

Document SCRS/2004/105 presented a detailed age-structured population dynamics model which could be used to describe the dynamics of shark populations and evaluate the effects of exploitation. Uncertainty in the understanding of shark dynamics and exploitation patterns was incorporated using Bayesian statistics. The age-structured statistical framework was applied to existing exploitation and biological data for blue shark in North Atlantic. The approach presented in the document was general enough to allow for the use of all the available data for blue shark (i.e., catch, relative abundance indices, age-specific dynamics). The document examined the potential of the statistical modeling framework to provide predictions about the status of blue shark population and investigated the sensitivity of the model predictions to the values of key input parameters and assumptions.

There was a question about the effect of the age at maturity of male on the model results. It was suggested that age of maturity of male would have impact on the result only if the stock is severely depleted hence size of male population have impacts on the reproduction of female. The author responded she did not incorporate those effects and that there would be no effect of the choice of male age at maturity of the results except for the calculation of the mature population biomass.

SCRS/2004/110 and its appendix presented a framework for estimating reference points, stock status and recovery times in situations where catch data are unavailable. The specific estimator developed is essentially an age-structured production model recast in terms relative to pre-exploitation levels. A Bayesian estimation scheme is adopted to allow the incorporation of pertinent auxiliary information such as might be obtained from meta-analyses of similar stocks or anecdotal observations. The approach was applied to shortfin mako. Fishery input to the model was limited to one CPUE index, an average of the Japanese longline logbook series (1971-2000) as given in the final report from the Atlantic Shark Stock Assessment meeting (SCRS/2001/021) and the USA longline logbook series (1986-2003) as reported in SCRS/2004/111. An additional index of abundance was created to extend the time series of information back to 1950, when the population was assumed to be at virgin levels. This abundance index assumed various levels of depletion from 1950 to 1971, and the annual values represented a linear decrease from a virgin level to the estimated 1971 depletion. Depletion levels of 50%, 25% and 10% were explored. The model estimates of F_{curr} , F_{MSY} , and SSB_{MSY} are fairly stable, and the assumption of historic depletion in 1971 primarily affects the model estimate of historic fishing mortality rate (F_{hist}). Given that the model estimates of pup survival and M are so close to the prior specifications, sensitivity runs to alternate prior formulations are recommended. The estimate of current SSB relative to virgin ranged from 47%-35% for assumed depletion in 1971 of 10%-50%.

It was commented that given the lack of shark catch data which is very common worldwide, this assessment method that is free from requirement of actual catch size, is very useful to such species.

3.6.1.3 Tagging data analysis

Document SCRS/2004/112 proposes a statistical framework for estimating blue shark movement and fishing mortality rates from the tag-recapture data of the NMFS Cooperative Shark Tagging Program. The model considers four geographical regions. Blue sharks can stay in the region in which they were tagged and they can move among regions. The parameters of the model are the intra- and inter-region movement probabilities and the catchability coefficients that relate the probabilities of capture and the ICCAT longline fishing effort data. Bayesian estimation methods are used to estimate and quantify the uncertainty associated with the values for these parameters. The dataset of the NMFS-CSTP shows potential for use in a blue shark stock assessment and should be further investigated. Areas of interest for future research are identified.

It was commented that the result does not include the most up-to-date shark tagging database. Hence if the analysis was done with the most updated data, the results may change. Another question was made about the availability of estimates of fishing mortality from the analysis. The answer was that this is an ongoing project and in the future such information will be available.

3.6.1.4 Demographic analysis

SCRS/2004/122 presented a demographic analysis on Atlantic blue shark and shortfin mako. Uncertainties of input parameters were accounted by Monte Carlo simulation. Current total mortality of those sharks was estimated by catch curve analysis applied to catch at age data of Japanese longline observer data. The results suggested that current fishing mortality on blue shark is sustainable. As for the shortfin mako current fishing mortality appeared to result in negative intrinsic rate of increase indicating population decline.

There was clarification regarding whether wet or dried weight was used to apply Petersen and Wroblewski. The answer was that the same assumption as used in Cortes (2002) was applied.

3.6.1.5 General discussion on models

These five documents were based on the information available prior to the meeting. The Group decided to re-run the models, except for the tagging analysis, with the best available data, and in some cases new data for the North and South Atlantic stock unit.

- Monte Carlo simulation of demographic parameters

A working subgroup discussed all vital rate information that was available to use as input into stochastic simulation of demographic parameters. The Group then proceeded to identify statistical distributions that would adequately describe a number of vital rates and fix other biological parameters also needed for the simulations.

For shortfin mako, given the biological information available, an age at 50% maturity of 7 years for the female portion of the population was agreed on and it was further assumed that at age 8 all females became mature. For life table modeling purposes, these ages were increased by one year to account for when females actually first reproduce (i.e., the time elapsed after they become mature and when they first give birth). Lifespan was assumed to follow a linearly decreasing custom distribution ranging from 16 to 33 years scaled to a relative probability of one. The lower limit came from the oldest animal aged in a published age and growth study for the northeast Pacific Ocean (Cailliet *et al.* 1983) and the upper limit corresponded to the theoretical estimate of age at 95% of the asymptotic maximum size of the von Bertalanffy growth curve as well as to an unpublished study from Chinese Taipei waters (Liu pers. comm.). Parameter values from the von Bertalanffy growth function came from data in an MS thesis by Senba (pers. comm.) that were also presented in document SCRS/2004/122 whereas parameter values for the power curve describing the relationship between length and weight were taken from Kohler *et al.* (1995). The length of the reproductive cycle (pupping frequency) was taken as 3 years based on information in Mollet *et al.* (2000) and alternatively as 2 years. Sex ratio at birth was 1:1 and was also taken from Mollet *et al.* (2000).

There were discussions about the magnitude of natural mortality in the early years for shark species in general. Based on the only two published studies that have provided empirical estimates of first-year survivorship for both blacktip and lemon sharks, a triangular distribution with the likeliest value set at 0.5 and the lower and upper bounds at 0.4 and 0.6, respectively, was selected to describe S0 (first-year survivorship). S1 (the probability of survival of age-1 sharks) was also described by a triangular distribution in which each the lower and upper bounds and likeliest value were increased by 0.1. Survivorship for ages 2 and above was represented by a uniform distribution in which the lower and upper bounds corresponded to the lowest and highest estimates obtained through six life history methods (Hoenig, Pauly, Chen and Watanabe, Peterson and Wroblewski, and two methods by Jensen; see Cortes 2002 for details). Fecundity information was taken from Mollet *et al.* (2000) and Pratt and Casey (1983).

For blue shark, given the biological information available, an age at 50% maturity of the female portion of the population of 5 years was assumed and further that at age 6 all females became mature. For life table modeling purposes, these ages were increased by one year to account for when females first reproduce. Lifespan was assumed to follow a uniform distribution ranging from 16 to 21 years based on information from Skomal and Natanson (2003). Parameter values from the von Bertalanffy growth function also came from Skomal and Natanson (2003). Parameter values for the length-weight relationship came from Kohler *et al.* (1995). Reproductive periodicity was assumed to be 1 or 2 years: a close examination of reproductive information presented in Pratt (1979) provided more evidence for a 1-year cycle than the traditionally assumed 2-year cycle. Furthermore, information from Hazin *et al.* (1994) for the South Atlantic Ocean demonstrated a one-year cycle for blue sharks off the Brazilian coast. Sex ratio at birth was 1:1 and was taken from Castro and Mejuto (1995).

The same rationale used for shortfin mako was used to describe blue shark survivorship: a triangular distribution with the likeliest value set at 0.5 and the lower and upper bounds at 0.4 and 0.6, respectively, was selected to describe S0, with S1 also being described by a triangular distribution in which each the lower and upper bounds and likeliest value were increased by 0.1. Survivorship for ages 2 and above was represented by a uniform distribution in which the lower and upper bounds were the lowest and highest estimates obtained through six life history methods mentioned before. Fecundity information came from document SCRS/2004/103 and Castro and Mejuto (1995).

An additional scenario was considered for blue shark in the South Atlantic based on information from Brazil. The only differences between this scenario and the other two considered for blue shark included an extension to 13 years for the lower bound of the uniform distribution for lifespan (21 years remained the upper bound), von Bertalanffy parameters from Lessa *et al.* (2004), and a litter size of 34 instead of 37 pups (Lessa, pers. comm.).

For each of the five models considered, one thousand iterations were run in the Monte Carlo simulation and values of r (intrinsic rate of increase), generation time (T), and S_0 monitored. A lognormal distribution was then fitted to the 1,000 values of r to obtain a statistical distribution that could be used as a prior distribution in surplus production modeling. Additionally, the position of the inflection point of population growth curves (R) was calculated using an equation provided by Fowler (1988) that relates R to the rate of increase per generation (rT). **Figure 3** shows R values in relation to the intrinsic rate of population increase for blue shark and shortfin

mako for the five scenarios considered. Blue shark values of R are close to 0.5, more consistent with the parabolic relationship between stock size and yield, whereas the R values for shortfin mako are shifted to the right, closer to 0.7. This implies that MSY for shortfin makos and other shark species not depicted here (Cortes in press) would be reached at a higher proportion of K than the 0.5 level traditionally considered for teleost fishes. Thus, one would expect recovery of depleted stocks of these shark species to take longer than for more productive species because the production curve is no longer parabolic. Inputs and outputs used in the simulations are summarized in **Table 7**.

3.6.2 Assessment results

3.6.2.1 Surplus production model (blue shark and shortfin mako)

The Bayesian surplus production model (BSP) was applied to blue sharks in the North and South Atlantic, and mako sharks in the North and South Atlantic. Because the Group requested a prior distribution for the starting biomass ratio that was not available in the cataloged version of the BSP software, the model runs were done with a modified version of the software.

For all four stocks, the first year of the model run was 1971. The estimated catches from 1971 to 2002 (**Table 3**) were used. For runs with more than one CPUE index, the indices in each year were weighted by the relative proportion of catch in the fisheries associated with each index (**Table 6**). An uninformative (uniform) prior was used for the starting biomass ratio B_{1971}/K , bounded between 0.2 and 1.1. The prior for unfished biomass K was either uniform on K or uniform on $\log(K)$, bounded between 0.001 and either 1,000,000 t (for mako sharks) or 10,000,000 t (for blue sharks). The prior for r was lognormal, and derived from Monte Carlo simulations of demographic data as described in section 3.6.1. The means and log standard deviations were for South Atlantic blue shark 0.244 and 0.122, for North Atlantic blue shark 0.198 and 0.317, and for shortfin mako 0.080 and 0.272. The value of r was bounded between 0.001 and 2.0.

For blue shark in the North Atlantic, 10 sensitivity analyses were run, of which three converged, and 7 did not converge because the mode of the posterior distribution went to a boundary condition (**Table 8**). The three runs that did converge showed an average current status around 85% of K (**Table 9, Figure 4**), although the trajectory was quite variable. The Group noted that there is a wide range of other sensitivity analyses including alternative catch scenarios that could be examined into the future to help define the most appropriate set of model assumptions for these data. The Group noted that the model was not able to track the decrease in CPUE in the recent years.

For blue shark in the South Atlantic, six sensitivity analyses were run, and all but one converged (**Table 10**). The runs all showed an average current status around 75% of K (**Table 11, Figure 5**).

For shortfin mako in the North Atlantic, the indices both showed a decline (**Figure 6**). All of the model runs estimated that the mode of the posterior distribution was at the upper limit of B_{1971}/K , unless an informative prior of $\lognormal(1.0, 0.2)$ was used to constrain the value of B_{1971}/K (**Table 12**). The run with an informative prior for B_{1971}/K showed a mean current biomass at 78% of K (**Table 13**).

For shortfin mako in the South Atlantic, only one model was run, with a uniform on $\log(K)$ prior for K and catch weighting of the indices. This model converged, and showed a mean current status at 82% of K (**Table 14, Figure 7**).

For all four stocks, the BSP model implied that the populations were probably below K , but probably not below B_{MSY} . The Group noted that, due to the highly provisional nature of the catch data, these results should be considered provisional.

3.6.2.2 Age-structured model (North Atlantic blue shark)

The age-structured model presented in SCRS/2004/105 was applied to data for blue shark in the North Atlantic. The values of the input parameters of the model are shown in **Table 7**. When the high catch scenario was used for the calculations the model converged at the maximum value for mature biomass under virgin conditions allowed by the corresponding prior. For this reason, the catches back calculated by the Group under the low catch scenario (**Table 7**) were used for all the runs considered.

The model failed to converge when the complete CPUE series from Japanese longline for blue shark in the North Atlantic was used. However, convergence of the model was achieved when the model was run using the complete CPUE series from the USA longline fishery and the CPUE series from the Japanese longline without the CPUE values for years 1971-1973 (the first 3 points of the series). Thus, the different runs were conducted using the complete USA longline CPUE and the modified CPUE series for the Japanese longline. The model was run using two different assumptions about the weighting of the CPUE series; equal weighting (Run 1) and catch dependent weighting (Run 2) (**Table 6**). The model was also run assuming biannual (Run 1) or annual reproduction cycle (Run 3).

The size of the population and the biomass of the population relative to the virgin biomass for the values of the estimated parameters at the mode of the joint posterior for each of the runs considered is shown in **Figure 8**. The marginal posterior pdf's for historical catches and pup survival at low population density were very similar to the prior pdf's used for the calculations. The posterior pdf's for the mature fish biomass under virgin conditions for each of the runs are shown in **Figure 9**. The posterior pdf's supported values for the virgin mature fish biomass smaller than 700,000 T but also gave considerable probability to much greater values. The pdf for the depletion of the population supported values for population depletion which are close to 50%. However, for all runs considered, the mode of the distribution supported values for the ratio of current stock to virgin stock size which were very close to 1 (no depletion). The fit of the model to the two CPUE series used for the calculations for the values of the estimated parameters at the mode of the joint posterior is shown in **Figure 10**.

3.6.2.3 Catch-free modeling results (blue shark and shortfin mako)

– North Atlantic blue shark

Three model scenarios were run for blue shark, all of which were based on using a single average CPUE index of the USA longline logbook and Japanese longline in the North Atlantic (**Figure 11**). The difference between the model runs was the level of depletion assumed in 1971. A trendline fit to the plot of relative longline effort versus the abundance index did not provide any useful guidance on appropriate levels; instead, depletions of 20%, 10%, and virgin conditions in 1971 were modeled.

Priors for adult natural mortality rate (M) and α were specified: $M \sim \text{Lognormal}(\text{mode}=0.15, \text{CV}=0.3)$; $\alpha \sim \text{Lognormal}(\text{mean}=0.55, \text{CV}=0.086)$.

The combined index was rather trendless, and the model fit to the index for all 3 models was basically flat. Depending on the assumed level of depletion, the current SSB ranged from 76% to 80% for depletions of 20% or virgin conditions. The assumption of depletion had very little impact on the estimate of current SSB, and slightly influenced the estimate of average fishing mortality in the period for which there is data (F_{modern} in **Table 15**). Posterior modes for α and M did not vary from their priors.

Given the difficulty in obtaining reasonable estimates for benchmarks for the shortfin mako model runs, the parameterization for the stock recruit function in the blue shark model runs used alpha instead of pup survival. The estimated benchmarks for blue sharks were as problematic as those for shortfin mako, in that estimated spawning stock biomass levels under various harvest levels was greater than virgin conditions. As suggested for the shortfin mako runs, the particular configuration of demographic inputs (M , α , fecundity, maturity) generates predictions that the stock cannot support any amount of exploitation. Results from the catch free model suggest that perhaps further discussion of the plausible range of demographic inputs is warranted.

– South Atlantic blue shark

Three modeling runs were explored for blue shark in the South Atlantic. An average index reflecting the Japanese longline fleet and the Chinese Taipei longline fleet was used, and depletion in 1971 was assumed to be either virgin or 20% depleted (**Figure 12**). A combined logistic selectivity function was used for these two scenarios. As a sensitivity trial, a third run was conducted using the logistic selectivity curve estimated from length frequency of the Japanese fleet only for an assumption of 20% depletion. In constructing the combined index, the Brazil series was unintentionally overlooked.

The priors on M and α were the same as for the northern stock.

The estimated SSB in the most recent year of the combined index (2002) ranged from 0.85 for a virgin stock in 1971 to 0.78 for 20% depletion when using the Japanese logistic selectivity curve. Using an average selectivity curve and assuming 20% depletion, the estimate of SSB in 2002 was 0.81 (**Table 16**).

– Shortfin mako

Four model scenarios were run for shortfin mako: 1) using an average CPUE index of the USA longline (from logbooks) and Japanese longline (in the North Atlantic) and assuming logistic selectivity; 2) using the Japanese longline index from the North Atlantic and a logistic selectivity; 3) using the USA longline logbook index and a logistic selectivity; 4) using the USA longline logbook index and a dome-shaped selectivity. In the case of the combined index and the Japanese longline index, the data are available from 1971 to 2003, and from 1986 to 2003 for the USA longline logbook index. The CPUE indices and selectivities are shown in **Figure 13**. Longline effort data are recorded in the ICCAT database beginning in 1956 (**Figure 14**), which suggests that the shortfin mako stock could have faced some exploitation prior to the start of the CPUE time series. For this reason, an abundance index reflecting a hypothesized level of depletion was constructed to guide the model in estimating an average level of historical fishing mortality (F_{hist}). The level of depletion was estimated from an examination of a linear trendline fit to relative longline effort (number of hooks in the North Atlantic) and the CPUE index for a given model run. The estimated depletion levels were 13% by 1971 for models 1 and 2, and 48% depletion by 1986 for models 3 and 4. A sensitivity run using the average US-Japan longline CPUE index and assuming that the stock was at virgin levels in 1971 was also performed.

Priors for adult natural mortality rate (M) and pup survival were specified: $M \sim \text{Lognormal}(\text{mode}=0.19, \text{CV}=0.2)$; pup survival $\sim \text{Normal}(\text{mean}=0.55, \text{CV}=0.086)$ (**Figure 15**).

Models 1 and 2 gave similar results, suggesting that the current level of spawning stock biomass relative to virgin conditions (SSB/SSB_0) was 0.31-0.33 (**Table 17**). For the model runs using only the USA index, which started in 1986, SSB/SSB_0 is estimated to be about 0.25. The estimated level of historical and current fishing between the USA index scenarios is higher than in the model runs using the combined US-Japan or the Japan CPUE. This may be due to the sharper downward trend in the USA longline CPUE for the period 1986-1996, compared to the combined or the Japanese index (**Figure 13**). No benchmark results are presented, as the estimates appear to be unrealistic, in that they suggest that the harvested stock attains an equilibrium level, which is greater than virgin conditions. This suggests that the particular configuration of demographic inputs (M , pup survival, fecundity, maturity) generates predictions that the stock cannot support any amount of exploitation. These inputs were discussed and agreed upon by the Group prior to running the model. Results from the catch-free model suggest that perhaps further discussion of the plausible range of demographic inputs is warranted. Preliminary sensitivity runs suggest that the model is most sensitive to adult natural mortality rate.

– Summary of the catch-free status evaluations

The catch-free status evaluations used in this assessment did not provide reliable estimates of status relative to MSY benchmarks, but do provide estimates of stock depletion relative to 1950 conditions. None-the-less, the available information for sharks suggests that depletions in excess of 50-70% (depending on species, see **Figures 3, 16**) could place the stock at biomass levels below that needed to support MSY. The application of the catch-free model to blue shark catch rate data from the North and South Atlantic do not indicate depletions to levels below those needed to support MSY. The results for shortfin mako in the North Atlantic, however, suggest biomass depletions greater than 50%, indicating that current status for this stock could well be below the MSY level.

3.6.3 Overall summary of the assessment results

Due to limitations on quantity and quality of the information available for the stock assessment of blue and mako sharks the following assessment should be considered very preliminary in nature.

3.6.3.1 Blue shark

For both North and South Atlantic blue shark the current biomass appears to be above the biomass at MSY. In many model runs, stock status appeared to be close to unfished biomass levels. The results are highly conditional on the assumptions we made. Those assumptions include estimates of historical shark catch as described in Section 3.2, the relationship between catch rates and abundance, the initial conditions of the stock in 1971 and various life-history parameters. A full evaluation of the sensitivity of model outcomes to these assumptions was

not possible at the meeting and such studies should be carried out before drawing stronger conclusions. For example, it might well be expected that if historical blue shark catch had exceeded the level estimated by the Group, results could indicate the current stock level well below biomass at MSY. Unless these problems can be solved, the Group cannot present either more precise or accurate views of the status of these stocks, since the available data are quite uninformative.

3.6.3.2 Shortfin mako

For the North Atlantic shortfin mako it is likely that they have historically experienced some level of stock depletion as suggested by the historical CPUE trend and model outputs. We cannot rule out the possibility of the current stock being below biomass at MSY in the North Atlantic as trends in CPUE suggests depletions of fifty percent or more could have occurred. For the South Atlantic shortfin mako, the stock may have decreased since 1971, but the magnitude of decline appears less than in the North Atlantic. The current biomass may be above the biomass at MSY, but due to the lack of a clear signal from the catch rates, there is a wider variety of possible historical stock trends. The range of estimates includes depletions from almost none, to levels close to biomass at MSY, indicating the stock might currently be fully exploited. As stated in the status of the blue shark, the view on the stock status of both North and South Atlantic shortfin mako presented here is also highly conditional on the assumptions listed above. In particular, life history parameters of shortfin mako are more uncertain than blue shark. This increases the uncertainties of the stock status of Atlantic shortfin mako. A full evaluation of the sensitivity of model outcomes to these assumptions to shortfin mako was also not possible at the meeting and such studies should be carried out before drawing stronger conclusions. For example, if historical shortfin mako catch is higher than the estimates in this report, the likelihood of the stock being below the biomass at MSY will surely increase. Unless these problems can be solved, the Group cannot present either more precise or accurate views of the status of the stocks, since the available data are quite uninformative.

4. Environmental factors

There was a brief discussion on whether or not blue shark abundance could be influenced by environmental change. Unpublished research in the northern Pacific Ocean suggests the possibility that abundance may fluctuate on a decadal scale related to climatic shifts in the area. Several participants suggested that another possibility was that climate cycles affected catchability instead. Participants sought theoretical support for the latter from the notion that shark population dynamics should not allow the stocks to react very rapidly to climate change. Several studies relate pelagic shark catch rates to environmental variables (e.g., Bigelow *et al.* 1998). The Group noted the need to conduct further research on the subject and to relate the results of such studies to the life history characteristics of pelagic sharks.

5. Effects of current regulations

There are no ICCAT regulations in effect for sharks.

6. Recommendations

Due to concerns raised relative to the condition of shark species impacted by the Atlantic tuna fleets, the Commission in the *Resolution by ICCAT on Atlantic Sharks* [Res. 01-11] requested SCRS to provide scientific advice on the status of blue shark and shortfin mako. Since the mid-1990s, ICCAT has requested data on removals and the sex, size, and age-frequency characteristics of the catches of these species from Contracting Parties and Cooperating non-Contracting Parties, Entities or Fishing Entities with interest in tuna fisheries in the Atlantic and Mediterranean. The current situation on submission of shark statistics indicates that the overall volume of catch reported to ICCAT does not represent the total removals of these sharks and the available data are also very limited with respect to the size-, age- and sex- composition of the reported removals. The SCRS has previously reported on the general inadequacy of these statistics (ICCAT 2004a and ICCAT 2004b). It is apparent that while some Parties were able to provide data for a period of their tuna fishing history in the Atlantic, most have not yet been able to, suggesting that there is insufficient infrastructure within the Contracting Parties dedicated to monitoring the catches of sharks. Improvements in the ICCAT shark database can only be achieved if the Parties increase infrastructure investment into monitoring the overall catch composition and disposition of the overall catch of sharks and other by-catch species. Therefore, the Group recommends that, should the Commission wish improved advice on the status of these and other by-catch species, as well as advice

on the likely impacts of the tuna fisheries on these species, larger monitoring and research investments directed at sharks in particular, and other by-catch species in general, need be made by the Parties. This investment should include at a minimum, participation in Working Group meetings by national scientists with knowledge of the fleets impacting these species.

6.1 Statistics and research

Above and beyond the main recommendation for increasing national infrastructure investment into research and monitoring of these species, the Group identified a number of research activities that could provide for improved advice on the status of these species, if implemented.

Due to the uncertainties in the basic catch information, more research into stock assessment methodologies that fully utilize the available data, including the tagging data, such as proposed in SCRS/04/112 is recommended. These efforts should make use of all of the available tagging study results. The Group noted that the available shark tagging data from several Parties is already held at the Secretariat, but that results of one large-scale tagging study (SCRS/2004/124) have yet to be incorporated into the ICCAT shark tagging database. The Group recommended that the Secretariat request these data from the appropriate source.

In addition to making use of the tagging data, better use of historic effort patterns from the tuna fisheries might be useful in improving advice on the status of these and other by-catch species. The Group recommends that the Sub-Committee on Statistics review the available data and develop a method to raise the nominal reported effort statistics to the reported Task I catch data for the range of tuna fleets in the ICCAT area of responsibility.

Noting the absence of scientists from countries with important blue shark and shortfin mako fisheries during the stock assessment (such as EC), the Group stresses the importance of regular participation from all major fishing nations during assessments and other evaluations.

The Group also recommends that Parties be encouraged to conduct data mining research to estimate historical catch (including discarded catch) and size/sex frequency of the catches from the full range of fleets impacting these species.

The Group further recommends that standardized CPUE patterns from major fishing fleets, such as those of the EC-Spain, EC-Portugal, etc., be provided.

The Group also recommends making broader use of trade statistics (fins, etc.) to extend the historical time series of estimates of removals.

The Group further recommends continued research into the use of historic measures of relative abundance, such as those potentially available from exploratory fishing surveys conducted in the 1950s, for example.

Information available on movement patterns for blue and other sharks in the South Atlantic is relatively sparse. Increased tagging efforts (including the application of electronic tags) throughout the Atlantic, but especially in the southern hemisphere, are recommended. Cooperative research between ICCAT Parties and other Regional Fisheries Management Organizations with interest in shark and other by-catch species is especially needed because of the wide-ranging and highly migratory nature of these stocks. Such cooperative research might best be coordinated through ICCAT – and the Group recommends the Commission again consider funding a by-catch coordinator position at the Secretariat to deal with shark and other by-catch issues.

A number of uncertainties remain regarding basic life-history characteristics of blue shark and shortfin mako. There remain questions on the reproductive cycle for blue sharks which, if addressed through research, may result in more certain stock evaluations into the future. For shortfin mako, our understanding of life history traits is much less refined than for blue sharks and considerable improvement in understanding of mako shark biology should result from intensified research on this species.

6.2 Management

No management recommendations were made.

7. Other matters

No other matters were discussed.

8. Report adoption and closure

The report was adopted during the meeting. Dr. Nakano was congratulated for his excellent chairmanship and the meeting was adjourned.

References

- BIGELOW, K.A., C.H. Boggs, and X. He. 1999. Environmental effects on swordfish and blue shark catch rates in the USA North Pacific longline fishery. *Fisheries Oceanography* 8:178-198.
- CLARKE, S. 2003. Quantification of the trade in shark fins. Unpubl. PhD. Thesis, Imperial College London, UK, 327 pp.
- CAILLIET, G.M., L.K. Martin, D. Kusher, P. Wolf, B.A. Welden. 1983. Preliminary studies on the age and growth of the blue, *Prionace glauca*, common thresher, *Alopias vulpinus*, and shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, sharks from California waters. NOAA Tech. Rep. NMFS, 8: 179-188.
- CASTRO, J.A., J. Mejuto. 1995. Reproductive parameters of blue shark, *Prionace glauca*, and other sharks in the Gulf of Guinea. *Mar. Freshwat. Res.* 46: 967-973.
- CORTES, E. 2002. Incorporating uncertainty into demographic modeling: Application to shark populations and their conservation. *Conservation Biology* 16: 1048-1062.
- CORTES, E. *In press*. Comparative life history patterns and demography of pelagic sharks. In E.K. Pikitch and M. Camhi (Eds.), *Sharks of the Open Ocean*, Blackwell Scientific.
- FOWLER, C.W. 1988. Population dynamics as related to rate of increase per generation. *Evol. Ecol.* 2: 197-204.
- HAZIN, F., C. Boeckmann, E. Leal, K. Otsuka, K. Kihara. 1994. Reproduction of the blue shark, *Prionace glauca*, in the southwestern equatorial Atlantic Ocean. *Fish. Sci.* 60: 487-491.
- HEESSEN, H.J.L. (Ed.) 2003. Development of elasmobranch assessments DELASS. Final report of DG Fish Study Contract 99/055, 605 p.
- ICCAT. 2004a. Report of the *Ad Hoc* Data Workshop. Annex 4.3 to the Report for the Biennial Period 2002-2003 (Part II), Vol. 1.
- ICCAT. 2004b. Report of the Meeting of the Subcommittee on Statistics. Appendix 8 to the Report for the Biennial Period 2002-2003 (Part II), Vol. 2.
- KOHLER, N., J.G. Casey, P.A. Turner. 1995. Length-weight relationships for 13 species of sharks from the western North Atlantic. *Fish. Bull.* 93: 412-418.
- LESSA, R., F.M. Santana, F.H. Hazin. 2004. Age and growth of the blue shark *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) off northeastern Brazil. *Fish. Res.* 66: 19-30.
- MEJUTO, J., B. García-Cortés. 2003. Preliminary relationships between the fin weight of some large pelagic sharks and their body weights. Working Paper ICES Working Group on Elasmobranch Fishes, Vigo (Spain). 28 April-2 May, 2003.
- MOLLET, H.F., G. Cliff, H.L. Pratt, Jr., J.D. Stevens. 2000. Reproductive biology of the female shortfin mako, *Isurus oxyrinchus* Rafinesque, 1810, with comments on the embryonic development of lamnoids, *Fish. Bull.* 98: 299-318.

- PRATT, H.L., Jr. 1979. Reproduction in the blue shark, *Prinace glauca*. Fish. Bull. 77: 445-470.
- PRATT, H.L., Jr., J.G. Casey. 1983. Age and growth of the shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, using four methods. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 1944-1957.
- SIMPFENDORFER, C.A., R.E. Heuter, U. Bergman, S.M.H. Connett. 2002. Results of a fishery-independent survey for pelagic sharks in the western North Atlantic, 1977-1994. Fish. Res. 55: 175-192.
- SKOMAL, G.B., L.J. Nattanson. 2003. Age and growth of the blue shark (*Prionace glauca*) in the North Atlantic Ocean. Fish. Bull. 101(3): 627-639.

RAPPORT DE LA RÉUNION INTERSESSION DU SOUS-COMITÉ DE L'ICCAT SUR LES PRISES ACCESSOIRES: ÉVALUATION DU STOCK DE REQUINS

(Tokyo, Japon, 14-18 juin 2004)

RÉSUMÉ

*Le principal objectif de la réunion intersession de 2004 du Sous-comité de l'ICCAT sur les prises accessoires était de mener une évaluation des stocks de requin peau bleue de l'Atlantique (*Prionace glauca*) et de requin-taupe bleu (*Isurus oxyrinchus*), et notamment une étude de leur biologie, une description des pêcheries, des analyses de l'état des stocks et des perspectives, des analyses des effets des réglementations actuelles ainsi que des recommandations concernant les statistiques et la recherche. En raison de la disponibilité d'informations qualitatives et quantitatives limitées pour l'évaluation du stock de requin peau bleue et de requin-taupe bleu, l'évaluation a été considérée comme très préliminaire. Le Groupe recommande que si la Commission souhaite améliorer l'avis relatif à l'état de ces espèces et d'autres espèces accessoires, ainsi que l'avis sur les impacts probables des pêcheries de thonidés sur ces espèces, des investissements plus importants en matière de suivi et de recherche pour les requins en particulier, et les autres espèces accessoires en général, doivent être réalisés.*

MOTS-CLÉ

Evaluation du stock, Requins, Statistiques de pêche, Prise/effort

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

La réunion a été ouverte par M. Masanori Miyahara, Président de l'ICCAT et Chef de la Délégation du Japon auprès de l'ICCAT, qui a souhaité la bienvenue aux participants au Japon et plein succès à la réunion. Le Dr Victor Restrepo (Secrétariat) a remercié le Gouvernement japonais pour avoir accueilli la réunion ainsi que le personnel de M. Miyahara pour toute l'organisation logistique.

Le Dr Hideki Nakano (Japon), Président du Sous-comité, a également souhaité la bienvenue aux participants. Il a ensuite passé en revue l'ordre du jour qui a été adopté sans changement (**Appendice 1**).

Les personnes suivantes ont assumé la fonction de Rapporteur :

<u>Point</u>	<u>Rapporteur</u>
1	Nakano, Restrepo
2	Matsunaga, Cortes
3	Kebe, Babcock, Clarke, Bonfil, Takeuchi, Scott, Apostolaki, Brooks
4	Nakano, Restrepo
5	Nakano, Restrepo
6	Scott, Nakano
7	Nakano, Restrepo
8	Nakano, Restrepo

La Liste des participants figure en **Appendice 2**. Les documents présentés lors de la réunion sont répertoriés à l'**Appendice 3**.

2. Description des pêcheries

Les requins pélagiques sont pêchés à l'aide de divers engins dans l'Océan Atlantique, le Golfe du Mexique et les Caraïbes, comprenant notamment la palangre, le filet maillant, la ligne à main, la canne et le moulinet, le chalut, la ligne traînante et le harpon. Ils sont surtout capturés en tant que prise accessoire par les pêcheries palangrières de pélagiques ciblant les thonidés et l'espadon mais ils constituent parfois l'espèce cible. Il existe aussi des

pêcheries sportives dans certains pays comme les Etats-Unis, le Canada, CE-RU, et CE-Irlande. Peu de choses sont connues sur les élasmodonts capturés dans les pêcheries européennes. Le Rapport Final du DELASS (*Development of Elasmobranch Assessments*) (Heessen 2003) signalait que très peu de choses sont connues sur les élasmodonts capturés dans les pêcheries européennes en général et donnait une description des pêcheries européennes ciblant les requins peau bleue.

Au début de la réunion, il a été décidé que les documents SCRS/2004/080, SCRS/2004/106, SCRS/2004/117, SCRS/2004/116, SCRS/2004/118, SCRS/2004/121, SCRS/2004/126, et SCRS/2004/115 seraient examinés au point 2 de l'ordre du jour. Les paragraphes suivants décrivent les documents présentés sous le point « Description des pêcheries ».

Le SCRS/2004/080 faisait état des estimations des prises débarquées ainsi que de la mortalité des prises accessoires dans l'Atlantique canadien. Les données du Programme d'Observateur International couvrant les palangriers nationaux indiquaient que les palangriers canadiens, japonais et (dans les premières années) féroïens capturaient plus de requins peau bleue que ce qui est signalé dans les statistiques de prise nominale. La prise accessoire était estimée par pays, pêcherie, trimestre et année pour les observations effectuées au cours de la période 1986-2000, comme le poids total des requins peau bleue retenus et rejetés par rapport au volume total des grands pélagiques (thonidés, espadon et requin-taupe commun). Deux approximations indépendantes de la mortalité totale par prise de requin peau bleue de l'Atlantique Nord, se fondant sur les ratios de prise accessoire et les estimations de la mortalité, indiquaient que les prises dans l'Atlantique Nord dépassaient 100.000 t et que la mortalité par prise se situait autour de 37.000 t et 26.000 t, respectivement. La première estimation était obtenue en multipliant la prise totale de grands pélagiques dans l'Atlantique Nord, obtenue auprès de l'ICCAT, pour l'année 2000, par la proportion moyenne de requins peau bleue dans la prise (d'après les données des observateurs) et en formulant le postulat d'une mortalité par capture à l'hameçon de 40%. La seconde estimation était obtenue à l'aide d'un taux d'exploitation calculé en se basant sur les données de marquage et la mortalité par pêche estimée d'après l'analyse de la courbe de capture.

Le document donnait également des estimations de la mortalité par capture à l'hameçon de la pêche sportive (19%) et diverses caractéristiques biologiques. La taille moyenne de la capture diminuait à mesure que diminuaient les taux de capture standardisés de la pêche palangrière commerciale et des compétitions de pêche sportive de requins ; l'analyse des courbes de capture indiquait un taux de mortalité par pêche très élevé au niveau de la population totale. Les analyses du cycle vital corroboraient, en outre, la productivité et la résistance des requins peau bleue par rapport à d'autres espèces de requins, ce qui pourrait expliquer leur persistance lorsque l'on examine la forte mortalité par prise et le déclin de l'abondance relative.

Les commentaires sur ce document portaient sur les taux de capture du Canada qui pourraient ne pas être représentatifs de l'ensemble de la population de l'Atlantique Nord et sur les conclusions tirées quant à l'état des populations de requins peau bleue dans l'Atlantique Nord qui étaient moins claires. On s'est également demandé si les compétitions de pêche sportive concernaient uniquement la capture et la remise à l'eau, mais il a été clarifié que les requins étaient parfois débarqués à l'occasion de ces compétitions sportives.

Le SCRS/2004/106 récapitulait les informations relatives à plus de 7.000 requins peau bleue et requins-taupes bleus observés par le Programme d'Observateurs de la pêcherie palangrière pélagique des Etats-Unis. 80% de requins peau bleue et 60% de requins-taupes bleus étaient vivants lors de la récupération de l'engin. 75% de requins peau bleue ont été libérés vivants ; 61% de requins-taupes bleus ont été retenus à bord et 23%, au moins, ont été libérés vivants. Les plus petites longueurs moyennes à la fourche pour le requin peau bleue et le requin-taupe bleu correspondaient à la zone éloignée du Nord-Est (Grand Bancs, zone ICCAT 94A), alors que les CPUE nominales par bootstrap étaient les plus élevées dans cette zone pour ces deux espèces.

Les commentaires sur ce document soulèvent une question sur l'effet de la pêche expérimentale dans la zone distante du Nord-Est durant 2001-2003. Il a été clarifié que la couverture par les observateurs avait été de 100% durant la phase expérimentale et que l'expérience pourrait avoir effectivement influencé les taux de capture observés. Ce document expliquait également qu'environ 50% des hameçons utilisés lors de la phase expérimentale visaient à représenter les pratiques de pêche habituelles ("contrôle"), alors que les 50% restants de l'effort observé étaient de nature expérimentale et ne correspondaient pas aux pratiques de pêche employées entre 1992 et 2000. Une autre question visait à connaître l'effet de l'introduction des réglementations concernant l'extraction des ailerons de requins sur les taux de capture. Il a été expliqué que cela n'affectait pas les taux de capture car seuls les requins observés étaient utilisés dans les analyses. On s'est aussi demandé si la proportion de femelles en gestation était enregistrée par les observateurs. Il a été expliqué plus tard que les informations sur la reproduction étaient enregistrées dans les formulaires des observateurs mais que les femelles en gestation n'y

figuraient que très rarement. On a constaté une certaine similitude entre les tendances des taux de capture et les petits animaux observés dans la zone distante du Nord-Est, présentée dans ce document, et celles observées dans l'étude canadienne décrite ci-dessus.

Le SCRS/2004/117 faisait état des requins pélagiques observés dans la pêcherie palangrière de thonidés du Japon entre 1995 et 2003. Le requin peau bleue était l'espèce la plus abondante dans toutes les zones, notamment dans la zone 40-60° N où il représentait plus de 90% de la prise accessoire totale de requins. En revanche, le requin-taube bleu était plus abondant dans la zone 30-50° N mais ne représentait que 12% de la prise accessoire totale de requins. La CPUE la plus élevée pour ces deux espèces se situait dans la zone 30-50° N. L'examen des distributions de fréquence de tailles par sexe laissait supposer que la zone 30-40° N pourrait être utilisée comme zone de nourricerie pour les requins peau bleue, comme l'atteste la présence de nombreux petits requins. On a également soumis l'hypothèse que les femelles migrent vers le nord après la naissance et vers le sud lorsqu'elles atteignent le stade de maturité, alors que les mâles migrent vers le sud après la naissance et poursuivent leur migration vers le sud lorsqu'ils ont atteint le stade de maturité. Les petits requins-taupes bleus ainsi que les juvéniles utilisent aussi de préférence la zone 30-40° N.

Il a été noté que les distributions de fréquence de tailles présentées pour la zone 3 (30-40° N) diffèrent de celles présentées dans le document SCRS/2004/106, alors que celles de la zone 1 (0-20° S) de l'Afrique occidentale semblent présenter des tendances similaires à celles du Brésil. On a également mentionné que le schéma de distribution global pour ces espèces était incomplet étant donné que certaines Parties contractantes n'avaient pas déclaré l'information relative aux fréquences de tailles de la capture.

Le SCRS/2004/116 présentait des estimations des prises de requins réalisées par les palangriers thoniers japonais dans l'Océan Atlantique au moyen des données des carnets de pêche ventilées par espèce, de 1994 à 2003, et filtrées en utilisant un taux de déclaration de 70%. Les prises estimées allaient de 111.000 à 330.000 pièces ou 4.200 à 12.700 t pour les requins peau bleue, et de 3.000 à 41.800 pièces ou 170 à 2.200 t pour les requins-taupes bleus.

Il a été demandé pourquoi les années 1982 et 1985 constituaient les points maximums de l'abondance de requins peau bleue. Il a été précisé que ces points maximums coïncidaient avec les points maximums de l'effort de pêche.

Le SCRS/2004/118 fournissait des estimations de capture et de CPUE pour le requin peau bleue capturé par la flottille palangrière japonaise dans l'Atlantique pour 1971-2002 à l'aide des données des carnets de pêche. Des filtres de taux de déclaration de requins de >70%, >80%, et >90% (définis comme le nombre d'opérations de pêche comportant des enregistrements de requins proportionnellement au nombre total d'opérations de pêche par sortie dans un document rédigé par Nakano et Honma, SCRS/96/35) ont été comparés avec les données des observateurs en utilisant une analyse GLM de type bayésien. Les taux de déclaration n'ont présenté que peu de différences.

Le postulat formulé était que pour les taux de déclaration élevés tous les requins étaient des requins peau bleue et pour les taux de déclaration faibles tous les requins étaient des requins-taupes bleus. Les données du taux de déclaration élevé de 1994-2002 ont alors été utilisées pour estimer les prises de requin peau bleue pour les sorties en mer de 1971-1993, comptant un taux de déclaration élevé, à l'aide d'un modèle multinomial de composition spécifique. Toutes les données depuis 1971 du taux de déclaration élevé ont alors été utilisées dans le cadre d'un GLM de type bayésien afin d'imputer les prises de requin peau bleue correspondant aux données du taux de déclaration faible. Les résultats semblaient concorder avec un filtrage combiné à une méthode GLM pour l'estimation de la capture et une méthode par bootstrap d'estimation de la CPUE.

Le SCRS/2004/121 établissait une comparaison entre les données des carnets de pêche japonais et les données des observateurs pour le requin-taube bleu de l'Océan Atlantique au moyen des méthodes GLM de type bayésien. Un filtre se basant sur un taux de déclaration de 11-30% donnait des résultats plus compatibles avec les données des observateurs qu'un filtre d'un taux de déclaration inférieur de 0-20%. Cette information peut être utilisée lors de la sélection du filtre de taux de déclaration à appliquer aux données de prise de requins avant 1994, qui ne disposaient pas de ventilation par espèce, afin de générer des estimations de requin-taube bleu. Les filtres des taux de déclaration élevés ont aussi été évalués et pourraient être utilisés conjointement avec les méthodes d'imputation en vue de calculer la prise et les taux de capture pour le requin-taube bleu avant le début de la déclaration par espèce en 1994.

Une question a été posée sur la représentativité du jeu de données des observateurs qui n'a alors pas pu être déterminée.

Le SCRS/2004/126 présentait la CPUE standardisée pour les requins et les requins peau bleue capturés par la pêche palangrière du Taïpei chinois dans l'Atlantique Sud. La prise était estimée d'après les données des carnets de pêche ajustées par les données des observateurs collectées en 2001-2003, pour la période 1991-2002. Le point « Taux de capture » décrit plus exhaustivement ce document. On a signalé l'existence d'une pêche de requins en expansion dans la Mer des Caraïbes, laquelle est exploitée par de petits bateaux (<24m) appartenant à des armateurs du Taïpei chinois. Les résultats seront soumis à la Commission. Aucune information n'a été fournie concernant les données de prise ou les caractéristiques des pêcheries. Cette question a été présentée à la Commission l'année dernière.

Le SCRS/2004/115 décrivait la pêche artisanale de canoë utilisant des filets maillants dérivants en Côte d'Ivoire. Les débarquements totaux annuels fluctuaient entre 50 et 100 t. Les prises se composaient de cinq espèces principales, dont le requin-taube bleu. Le point « Taux de capture » donne plus d'informations détaillées sur ce document.

Certains participants ont fourni des descriptions plus détaillées concernant leurs pêcheries :

- En Côte d'Ivoire, au Ghana et vraisemblablement dans d'autres pays de l'Afrique occidentale, les requins sont capturés en tant que prise accessoire dans une pêche artisanale de canoë utilisant le filet maillant dérivant.
- La pêche palangrière de thonidés du Japon est menée dans l'ensemble de l'Océan Atlantique. Environ 150 navires pélagiques opèrent à l'heure actuelle. Les espèces cibles sont le thon rouge dans l'Atlantique Nord et l'albacore et le thon obèse dans les autres régions. Plusieurs espèces de requins pélagiques sont capturées en tant que prise accessoire. Les pêcheurs sont tenus de remettre leurs carnets de pêche déclarant les prises de requins par espèce, ce qui constitue la base des statistiques de requins japonaises soumises à l'ICCAT (Tâche I). L'effort de pêche a atteint son apogée au milieu des années 1990 et a ensuite diminué en raison de la réduction des navires de pêche.
- 170 palangriers thoniers du Taïpei chinois opèrent activement dans l'ensemble de l'Océan Atlantique. Les pêcheurs ciblent principalement le thon obèse dans les eaux tropicales atlantiques (au nord et au sud) ainsi que le germon dans les eaux tempérées de l'Atlantique Sud. Les requins pélagiques, y compris le requin peau bleue, le requin-taube bleu et d'autres requins, sont capturés en tant que prise accessoire. La prise de requins a augmenté depuis le début des années 1990 lorsque l'espèce cible a changé : passant du germon au profit du thon obèse. Le taux de prise accessoire de requins dans les eaux tropicales est supérieur à celui des eaux tempérées.
- Les requins océaniques du Brésil sont essentiellement capturés par les palangriers pélagiques, mesurant entre 16 et 32 m, et opérant le long de la côte brésilienne. La flottille de palangriers thoniers brésiliens est composée de 120 navires environ, opérant depuis les ports de Rio Grande, Itajaí, Santos, Rio de Janeiro, Recife, Cabedelo, Natal, et Belém. Environ 5.000 t de requins sont capturées par les palangriers et la plupart (environ 60%) sont des requins peau bleue. Les requins peau bleue et les requins-taupes bleus présentent une tendance d'abondance croissante avec la latitude. Les autres espèces de requins fréquemment capturées sont : le requin de nuit, le requin soyeux, le requin de sable, le requin océanique, la petite-taube, le renard à gros yeux, le requin crocodile, le requin tigre commun, le requin marteau halicorne, et d'autres encore. Les requins ont toujours été retenus à bord par les navires brésiliens opérant depuis Santos et Natal, alors qu'ils sont fréquemment rejetés par les navires affrétés après l'extraction des ailerons. Bien que cette pratique soit interdite au Brésil depuis le 24 août 1998, on pense qu'elle se poursuit à des niveaux inconnus.
- Aux Etats-Unis, les requins pélagiques sont capturés par plusieurs engins mais, au niveau commercial, ils sont essentiellement capturés en tant que prise accessoire par la pêche palangrière pélagique et, dans une moindre mesure, la pêche de palangre de profondeur, même s'ils sont également pêchés à l'aide de filets maillants, de chaluts, de lignes traînantes, de lignes à main et de harpons. Les requins pélagiques sont également capturés par les pêcheurs sportifs à la canne et moulinet. Les statistiques de requins des Etats-Unis, déclarées à l'ICCAT (Tâche I), n'incluent que (1) les débarquements des pêcheurs à la palangre américains, détenteurs de licences pour l'espadon et les thonidés de l'Atlantique, et (2) les estimations de rejets morts de requins de la pêche palangrière américaine d'espadon et de

thonidés. D'autres prises et débarquements de requins pélagiques de l'Atlantique sont effectués par d'autres flottilles américaines, y compris les pêcheries sportives. Les prises de la pêche sportive américaine de requins pélagiques ont été incorporées aux totaux présentés à l'ICCAT avant la présente réunion d'évaluation du stock. Le Rapport National des Etats-Unis auprès de l'ICCAT comporte une description exhaustive des pêcheries américaines capturant des requins pélagiques.

3. Etat des stocks

3.1 Structure du stock

Les requins peau bleue vivent dans les eaux tempérées et les eaux tropicales de l'Océan Atlantique et ses mers adjacentes. Ils sont également présents dans l'Océan Pacifique et l'Océan Indien. Les données de marquage de l'Atlantique Nord indiquent que les déplacements se limitent à cet hémisphère, avec peu ou pas de connexion vers la Méditerranée ou l'Atlantique Sud ; un faible nombre de spécimens a été capturé au sud de l'équateur, même s'il existe d'importantes pêcheries hauturières dans ces eaux (cf. SCRS/2004/104).

Le Groupe a analysé les données relatives au requin peau bleue en prenant comme postulat l'existence de stocks distincts Nord-Sud-Méditerranée, bien qu'aucune information sur les requins peau bleue de la Méditerranée n'ait été prise en considération à cette réunion. Le requin-taube bleu présente une distribution similaire à celle du requin peau bleue, c'est pourquoi le Groupe a supposé une séparation identique du stock. De nouveaux travaux de recherche doivent être développés afin d'étayer ces hypothèses de travail.

3.2 Données de capture

Plusieurs documents afférents aux données de prise et/ou de taille ont été présentés durant la réunion : les documents SCRS/2004/080, SCRS/2004/106, SCRS/2004/117, SCRS/2004/116, SCRS/2004/118 et SCRS/2004/121.

Le Secrétariat a présenté la situation concernant les données sur les requins peau bleue et le requin-taube bleu soumises jusqu'à ce jour à l'ICCAT. Le **Tableau 1** et la **Figure 1** présentent un récapitulatif des prises déclarées à l'ICCAT par flottille et engin principal. Conformément aux recommandations de la Commission ICCAT, le Secrétariat a travaillé en étroite collaboration avec l'ICES et la FAO en vue de tenter de combler les lacunes signalées dans les statistiques de l'ICCAT. L'information la plus exacte reçue de ces deux organisations a été incorporée à la base de données de l'ICCAT lorsque les correspondants statistiques n'avaient communiqué aucune information pour une flottille donnée. Il a été constaté que les prises espagnoles déclarées au Secrétariat de l'ICCAT ne démarraient qu'en 1997 avec un grand volume de capture par rapport à la prise totale de requins déclarée par d'autres flottilles (plus de 80% de la prise déclarée de requins). Les autres flottilles européennes ciblant l'espadon (CE-Portugal, par exemple) ont déclaré plus de prises de requins que d'espadons en termes de poids. Compte tenu du mode d'enregistrement des données, les prises de requins makos déclarées par les Etats-Unis et la Côte d'Ivoire doivent être ajoutées aux statistiques du requin-taube bleu car quasiment toutes ces prises correspondent au requin-taube bleu.

Le Groupe a fait observer que l'ICCAT n'a entrepris la collecte des données sur les prises accessoires de requins capturés par les flottilles de thonidés de l'Atlantique qu'en 1994, et que le faible niveau de déclaration des prises avait été auparavant documenté et communiqué à la Commission. Des examens de la base de données des requins, réalisés précédemment, avaient donné lieu à des recommandations visant à l'amélioration de la déclaration des données relatives aux requins. Toutefois, une amélioration notable de la qualité et de la quantité des statistiques globales de capture de requins fait toujours défaut. Il a été noté, lors de la discussion, qu'il est nécessaire d'effectuer un suivi de la capture des requins débarqués et rejetés étant donné que de nombreux requins ne sont pas retenus à bord après avoir procédé à l'extraction de leurs ailerons. Le Groupe a réitéré ses recommandations antérieures visant à encourager les Parties à soumettre au Secrétariat les estimations des prises historiques et des rejets morts de requins des pêcheries ciblant ces espèces et de celles les considérant comme des prises accessoires.

Le Groupe a eu connaissance d'une récente étude portant sur le commerce des ailerons de requins à Hong Kong (Clarke 2003) qui donnait des estimations annuelles du nombre et de la biomasse des requins représentés dans le commerce mondial des ailerons, en se basant sur les données de 1999-2001. Les données de vente à la criée d'ailerons de requins peau bleue et de requins-taube bleus de Hong Kong ont été utilisées afin de déterminer le nombre et le poids des requins représentés dans les criées. Les requins peau bleue représentaient environ 18% du

marché de Hong Kong et les requins-taupes bleus environ 2%. Les chiffres basés sur Hong Kong ont ensuite été extrapolés, sous divers scénarios, afin de représenter le commerce mondial. À l'aide des estimations moyennes se fondant sur des algorithmes distincts pour la nageoire dorsale, pectorale et caudale et en appliquant des coefficients d'extrapolation élevé et faible au commerce mondial, les estimations de requins peau bleue se situaient entre 11 et 16 millions de requins par an, et les estimations de la biomasse entre 245.000 et 344.000 t par an. En supposant qu'un tiers des requins peau bleue du marché mondial sont capturés dans l'Atlantique, un calcul approximatif suggère qu'entre 3,7 à 5,3 millions de requins peau bleue (soit de 82.000 à 114 000 t) sont pêchés dans l'Atlantique chaque année. Pour le requin-taupe bleu, les estimations sont de l'ordre de 600.000 à 900.000 pièces capturées dans le monde entier (ou environ 200.000 à 300.000 pièces dans l'Atlantique), soit entre 39.000 et 54.000 t dans le monde entier (ou environ de 13.000 à 18 000 t dans l'Atlantique).

En se basant sur cette information et compte tenu de la nature très incomplète des données de capture de requin peau bleue et de requin-taupe bleu déclarées au Secrétariat, le Groupe a décidé d'élaborer une image plus précise de la prise et de la mortalité des requins dans les flottilles thonnières de l'Atlantique, d'après les ratios de requins présents dans les débarquements de thonidés des flottilles soumettant ces données à l'ICCAT, et d'utiliser ces ratios afin d'élaborer un exemple de la capture historique par type d'engins principaux. Il a été signalé que même si cela pouvait constituer une image plus réaliste des prises de requins peau bleue et de requins-taupes bleus, cette approximation avait été réalisée sans l'orientation de chercheurs ayant de grandes connaissances sur diverses importantes flottilles ciblant ces espèces. Les estimations présentées ci-dessous sont très incertaines et visent surtout à fournir une base provisoire aux applications du modèle d'évaluation qui nécessitent des informations concernant la prise et l'effort. Toutefois, en raison de la nature très provisoire de ces estimations, les résultats des applications du modèle doivent être considérés comme très provisoires.

Estimation de la capture basée sur les ratios de requins dans les prises de thonidés

Aux fins de l'évaluation et compte tenu de la qualité et quantité médiocres des données soumises sur les requins, le Groupe a décidé de rétro-calculer la capture pour pouvoir l'utiliser provisoirement dans la modélisation de la production lors cet atelier. Les normes générales pour ce calcul étaient d'estimer le pourcentage des prises de requins déclarées par rapport à la prise totale de thonidés (y compris les espadons et les istiophoridés) dans la base de données de Tâche I de l'ICCAT. Le ratio de ce calcul a été agrégé par engin et caractéristique des flottilles et appliqué aux strates pour lesquelles aucune information sur les requins n'avait été soumise afin d'estimer les niveaux de capture possibles de requins peau bleue et de requins-taupes bleus pour les flottilles n'ayant communiqué aucune donnée pour la période 1971-2002. Cette période a été choisie car des indices d'abondance basés sur la CPUE standardisée étaient disponibles. Dans les cas où la prise de requins avait été déclarée pour une flottille, aucune substitution n'était réalisée et on a utilisé les niveaux de capture déclarés. Dans les cas où aucune information sur la prise de requins n'avait été soumise pour une flottille pour l'ensemble de la période 1971-2002, on a appliqué le ratio estimé des flottilles présentant des caractéristiques similaires. Certaines informations sur le changement de stratégie de ciblage de la flottille d'espadon espagnole ont également été utilisées afin d'estimer la proportion de requins dans la flottille espagnole avant 1997. Les détails de cette méthodologie sont donnés à l'**Appendice 4**. Le **Tableau 2** détaille le ratio utilisé par flottille, engin principal et zone du stock. La prise de requins réalisée par la flottille palangrière japonaise employée dans cet exercice était celle qui est estimée et décrite dans le document SCRS/2004/117.

Le Groupe a admis que cette méthode n'était pas la meilleure option et qu'elle pourrait être améliorée à l'avenir. Mais, au vu du temps limité à la réunion et de l'absence d'experts ayant de grandes connaissances sur certaines importantes pêcheries affectant les requins, le Groupe a convenu d'utiliser cette procédure. Les résultats de cet exercice sont présentés au **Tableau 3** et la **Figure 2** présente une comparaison graphique de ceux-ci avec l'information déclarée. Le Groupe a signalé que les prises maximales estimées par cette méthode représentent environ 50% de la ponction potentielle de requins peau bleue et de requins-taupes bleus de l'Atlantique estimée d'après les données du commerce d'ailerons de Hong Kong. Le Groupe a indiqué que les estimations du commerce d'ailerons pourraient être sous-estimées, à moins que tous les ailerons des prises réalisées dans l'Atlantique (ou partout ailleurs) soient destinés au marché des ailerons.

3.3 Données de taille

Le Groupe a constaté que les données de taille disponibles pour le requin peau bleue et le requin-taupe bleu étaient limitées. Le Groupe a encouragé les Parties contractantes et les autres Parties coopérantes à accroître leurs efforts en vue de la collecte et de la soumission des données de Tâche II (taille) pour ces espèces.

3.4 Données de taux de capture (CPUE)

Les documents comportant des informations sur les taux de capture sont les suivants : SCRS/2004/80, SCRS/2004/108, SCRS/2004/111, SCRS/2004/115, SCRS/2004/118, SCRS/2004/119, SCRS/2004/120, SCRS/2004/123, SCRS/2004/125 et SCRS/2004/126. La présentation et les discussions sur ces documents sont résumées ci-après.

Pêcheries palangrières et sportives dans les eaux canadiennes (requin peau bleue)

Des estimations de la capture par unité d'effort standardisée ont été présentées pour les requins peau bleue d'après les données des observateurs sur les opérations de la pêche palangrière canadienne et japonaise (SCRS/2004/80). Seules les données à partir de 1995 ont pu être utilisées en raison de changements dans les pratiques d'enregistrement des données. Pour les pêcheries ciblant le thon obèse et l'espadon, les taux de capture du requin peau bleue ont considérablement diminué durant cette période. Les pêcheries ciblant le thon rouge présentaient deux schémas : dans la zone du plateau Scotian, les taux de capture diminuaient depuis 1995 et se stabilisaient relativement ces dernières années, alors que dans la pêcherie de Terre-Neuve les taux de capture augmentaient avec modération. Une nouvelle série de CPUE se basant sur les compétitions de pêche sportive organisées chaque année depuis 1998 a été présentée. Son interprétation a été compliquée par divers facteurs mais elle coïncidait généralement avec les séries commerciales, présentant un déclin des taux de capture ces dernières années. Au cours de la discussion suivante, le Groupe s'est penché sur la question de savoir si les tendances observées sont représentatives de l'Atlantique Nord et si le fait que la pêcherie sportive fonctionne dans le cadre d'un système de quota pourrait affecter les tendances.

Pêcheries sportives dans les eaux américaines (requin peau bleue, requin-taupe bleu)

Le SCRS/2004/108 présentait les indices d'abondance basés sur la CPUE pour le requin peau bleue et le requin-taupe bleu obtenus de deux jeux de données des pêches sportives des Etats-Unis : la *Marine Recreational Fishery Statistics Survey* (MRFSS), échantillonnage aléatoire, le long de la côte, des pêcheurs à la ligne au quai, et les compétitions de pêche de requins dans l'Etat du Massachusetts. Ces séries ont été standardisées à l'aide du GLM, avec une structure d'erreur delta-lognormale pour les requins peau bleue de la MRFSS, binomiale pour les requins-taupes bleus de la MRFSS, et lognormale pour ces deux espèces dans les données des compétitions. Dans les données de la MRFSS, la CPUE du requin peau bleue présentait des tendances différentes pour des régions, des saisons et des modalités de pêche différentes, ce qui implique que la CPUE ne réalise pas un suivi de l'abondance du requin peau bleue. La CPUE du requin-taupe bleu différait en mode pour les bateaux privés et les bateaux affrétés. Dans les compétitions du Massachusetts, la CPUE du requin peau bleue présentait des tendances distinctes au nord et au sud du Cap Cod. Dans les données des compétitions de pêche de requin-taupe bleu, aucune interaction importante avec l'année n'a été observée. Les auteurs n'ont pas recommandé d'utiliser les séries de la MRFSS comme indice d'abondance pour ces deux espèces.

Pêcheries palangrières dans les eaux américaines (requin peau bleue, requin-taupe bleu)

Les indices d'abondance standardisés pour le requin peau bleue et le requin-taupe bleu ont été calculés séparément d'après les données des carnets de la pêche pélagique des Etats-Unis (1986-2003), du Programme d'Observateurs de la pêche pélagique (1992-2003), et, pour le requin-taupe bleu, d'après les données de poids des débarquements des registres des mareyeurs de 1981 à 2003 (SCRS/2004/111). Les indices ont été calculés en traitant, de façon indépendante, Log(prise observée par 1.000 hameçons) et la proportion des sorties positives dans une approche delta-lognormale. Les interactions avec le facteur année ont été traitées comme des effets aléatoires. Pour le requin peau bleue, le carnet de pêche montrait un déclin relativement constant, s'atténuant peu à peu ces dernières années alors que l'indice des données des observateurs affichait des fluctuations en 1999, puis un mouvement ascendant de 2000 à 2003. Pour le requin-taupe bleu, l'indice basé sur le carnet de pêche présentait un déclin stable jusqu'en 2000, suivi d'une augmentation en 2003. L'indice des observateurs du requin-taupe bleu fluctuait avec un déclin global modéré. Les poids aux débarquements, disponibles uniquement pour le requin-taupe bleu, affichaient un bref déclin puis une forte augmentation au début de la série temporelle, ce qui reflète probablement une augmentation de la proportion de requin-taupe bleu retenu à bord au fur et à mesure du développement du marché, suivie d'un déclin de 1986 à 2003, conséquence probable de l'accroissement des taux de capture d'espadon durant cette période. La prise en compte des fermetures de zone et des interdictions relatives à certains engins dans l'indice de poids des débarquements n'a eu qu'un effet insignifiant. Les données de poids pouvant être influencées par les tendances du marché et la taille de l'échantillonnage par les observateurs étant restreinte et sujette à une forte variabilité, les auteurs considéraient que la série des taux de capture des carnets de pêche était probablement plus utile.

Pêcheries artisanales de filets maillants de la Côte d'Ivoire (requin-taupe bleu)

Les estimations de la CPUE nominale ont été présentées pour diverses espèces de requins, y compris le requin-taupe bleu pour la pêche artisanale de filets maillants de la Côte d'Ivoire (SCRS/2004/115). Les données provenaient de l'échantillonnage des débarquements au port. Les taux de capture, en kilogrammes par sortie, ont été définis comme relativement stables pour la période 1991-2003.

Pêcheries palangrières japonaises dans l'Atlantique Nord et Sud (requin peau bleue, requin-taupe bleu)

La capture par unité d'effort (CPUE) standardisée pour le requin peau bleue capturé par la pêche palangrière japonaise dans l'Atlantique a été estimée d'après les données des carnets de pêche (1971-2003) à l'aide d'une méthode de filtrage et du GLM (SCRS/2004/119). Le filtre consistait en l'inclusion des données des sorties pour lesquelles un taux de déclaration calculé (la proportion des opérations de pêche par sortie comptant, au moins, l'enregistrement d'un requin) >70% avait été dépassé. Avant 1994, lorsque les carnets de pêche ne comportaient pas de ventilation par espèce, tous les requins déclarés sont supposés être des requins peau bleue. Les CPUE du requin peau bleue présentent des tendances relativement stables durant ces trente dernières années pour l'hypothèse de stocks différents : Atlantique total, Nord et Sud. Une autre méthode basée sur une imputation bayésienne a été appliquée au même jeu de données (SCRS/2004/118). Les données des carnets de pêche avec un taux de déclaration élevé (>80%) de 1994 à 2002 ont été utilisées pour estimer les prises de requin peau bleue pour les sorties avec un taux de déclaration élevé de 1971 à 1993 en utilisant un modèle multinomial de composition spécifique. Toutes les données du taux de déclaration élevé depuis 1971 ont ensuite été utilisées dans un GLM bayésien avec des erreurs de type Poisson en vue de procéder à l'imputation des prises de requins peau bleue pour les données du taux de déclaration faible. Les données réelles et les données imputées ont été stochastiquement ajoutées et exprimées par rapport à l'effort observé. Les résultats coïncident en ce qui concerne leurs tendances mais leur ampleur est plus élevée par comparaison à la méthode de filtrage.

La CPUE standardisée du requin-taupe bleu a également été estimée à partir du même jeu de données (SCRS/2004/120) en appliquant divers filtres (les niveaux de taux de déclaration) sélectionnés d'après la meilleure adéquation entre la CPUE des carnets de pêche filtrée et les données des observateurs disponibles de 1995 à 2003. Après la standardisation à l'aide d'un GLM basé sur la zone, l'année, le trimestre, l'engin et les interactions, la CPUE affichait une diminution graduelle de 1971 à 2003 pour l'ensemble de l'Atlantique. Des tendances similaires étaient observées pour l'Atlantique Sud alors que de plus grandes fluctuations du taux de capture étaient constatées pour l'Atlantique Nord par rapport à l'Atlantique Sud, depuis 1993.

Pêcheries sportives au large de l'Irlande (requin peau bleue)

Des séries nominales de CPUE pour les requins peau bleue d'une pêche sportive de capture et de remise à l'eau, située au large de l'Irlande, de 1978 à 2002, ont été présentées (SCRS/2004/123). Les données avaient été collectées des carnets de pêche des capitaines de navires et dix d'entre eux, qui avaient pêché de façon continue pendant au moins sept années entre 1989-2002, ont été considérés comme le sous-ensemble de données le plus fiable. La CPUE des données des capitaines les plus fiables oscillait entre 2,5 et 3,5 requins par jour de pêche de requins entre 1989 et 1997, mais, depuis lors, la tendance était nettement à la baisse. Les auteurs concluent que l'apparente diminution de l'abondance de requins inspire des inquiétudes.

Pêcheries palangrières au Nord-Est (Natal) et au Sud-Est (Santos) du Brésil (requin peau bleue, requin-taupe bleu)

Les valeurs de la CPUE nominale pour la prise de requin peau bleue et de requin-taupe bleu réalisée par les flottilles palangrières de thonidés et d'espadon basées au Nord-Est (Natal) et au Sud-Est (Santos) du Brésil ont été présentées (SCRS/2004/125). La CPUE du requin peau bleue de la flottille de Santos a augmenté du milieu des années 1970 au milieu des années 1980 et présentait depuis une tendance relativement stable (CPUE nominale entre 8-10 requins par 1.000 hameçons). Les tendances de la CPUE des requins peau bleue de Natal étaient d'environ le tiers de celles correspondant à la flottille de Santos. On pense que les changements de la CPUE du requin peau bleue dans la série temporelle sont fortement liés aux changements de ciblage d'espèce mais elle est restée stable durant les périodes où l'espèce cible est restée la même. Tout comme les tendances du requin peau bleue, la CPUE du requin-taupe bleu était plus élevée au Sud-Est du Brésil qu'au Nord-Est. Les niveaux de CPUE du requin-taupe bleu étaient environ dix fois plus faibles que les taux correspondant aux requins peau bleue, mais ils se caractérisaient par une relative stabilité. Lors des discussions, l'auteur a expliqué que la série du Nord-Est du requin-taupe bleu n'était pas fiable compte tenu des très faibles prises réalisées dans cette zone. En outre, s'agissant des requins peau bleue, la série du Nord-Est n'était fiable qu'en 2000 en raison

de stratégies de ciblage irrégulières après cette année et la série du Sud-Est n'était fiable qu'à partir de 1985 car le requin peau bleue n'était reconnu comme espèce cible que durant cette période.

Pêcheries palangrières du Taïpei chinois dans l'Atlantique Sud (requin peau bleue)

La CPUE standardisée a été estimée pour les requins peau bleue de l'Atlantique Sud en se basant sur les données des carnets de pêche de la pêcherie palangrière du Taïpei chinois, de 1991 à 2002 (SCRS/2004/126). L'Atlantique Sud a été divisé en trois zones. Afin d'ajuster la sous-déclaration de requins, les prises déclarées de requins ont été ajustées à la hausse en se basant sur les ratios de capture enregistrée d'espèces cibles par rapport à la capture de requins provenant des données des observateurs de 2001 à 2003. Etant donné que les prises de requins n'ont été consignées par espèce qu'à partir de 2003 dans les carnets de pêche, un nouvel ajustement, basé également sur les données des observateurs, a été réalisé afin de convertir les données totales sur les requins en captures de requins peau bleue. La CPUE standardisée basée sur la zone, l'année et le trimestre pour le requin peau bleue affiche une tendance relativement stable avec des valeurs légèrement plus élevées en 1995 et 1996. Lors de la discussion, l'auteur a expliqué que si l'espèce cible n'était pas capturée, les chiffres de capture de requins n'étaient pas ajustés. Les changements des taux de capture résultant d'un changement de ciblage (du germon au profit du thon obèse) ont également été reconnus mais n'ont pas été explicitement tenus en compte dans l'analyse.

Discussion sur les indices de CPUE et les pondérations

Tous les indices de CPUE décrits ci-dessus, à l'exception des données canadiennes non disponibles au format numérique au début de la réunion, ont été superposés à une échelle normalisée. On a également inclus les séries dérivées de la base de données des observateurs de la pêche sportive américaine, présentées à la réunion de préparation des données sur les requins de l'ICCAT de 2001 (SCRS/2001/060), ainsi qu'une série indépendante de la pêcherie publiée par Simpfendorfer *et al.* (2002). Cela a été obtenu en identifiant les années communes à tous les indices, en calculant la moyenne dans chaque série pour ces années communes et en exprimant toutes les valeurs de chaque série comme la proportion de la moyenne calculée pour cette série. En se basant sur la recommandation de l'étude DELASS de l'ICES, et en prenant en considération l'avis du Groupe sur la structure du stock de ces espèces, les séries de l'Atlantique Nord ont été séparées de celles de l'Atlantique Sud afin de permettre la modélisation du stock de façon séparée pour chaque bassin océanique. En outre, les séries temporelles qui représentaient une grande variété de zones dans chaque bassin océanique ont été séparées des séries considérées comme reflétant des conditions plus localisées et qui, par conséquent, étaient donc peut-être moins liées à l'abondance globale qu'aux conditions environnementales. Les données des carnets de pêche japonais pour 2003 n'ont pas été incluses car on a considéré qu'elles ne reflétaient qu'une déclaration partielle du jeu de données complet qui sera éventuellement disponible ultérieurement (**Tableaux 4, 5**).

En se fondant sur les discussions ci-dessus, les séries de taux de capture suivantes ont été sélectionnées pour le requin peau bleue (**Tableau 4**) :

- Les séries des carnets de pêche des palangriers japonais (appliquées séparément à l'Atlantique Nord et à l'Atlantique Sud) ;
- Les séries des carnets de pêche des palangriers des Etats-Unis (appliquées à l'Atlantique Nord) ;
- Les séries de la pêche palangrière du Taïpei chinois (appliquées à l'Atlantique Sud) ;
- Les séries de la pêche palangrière du Nord-Est et du Sud-Est du Brésil (appliquées à l'Atlantique Sud ; séries partielles uniquement) ;

ainsi que pour le requin-taupe bleu (**Tableau 5**) :

- Les séries des carnets de pêche des palangriers japonais (appliquées séparément à l'Atlantique Nord et à l'Atlantique Sud) ;
- Les séries des carnets de pêche des palangriers des Etats-Unis (appliquées à l'Atlantique Nord)
- Les séries de la pêche palangrière du Sud-Est du Brésil (appliquées à l'Atlantique Sud ; séries partielles uniquement).

Pour les approches de modélisation utilisant des séries temporelles indépendantes, ces séries de taux de capture ont été pondérées par le volume proportionnel de la capture dans chaque pêcherie pour chaque année séparément. Dans les autres cas, un schéma de taux de capture moyen (pondération égale) a été appliqué. Le **Tableau 6** présente les coefficients de pondération appliqués avec les modèles de production excédentaire de la biomasse. Le point 3.2 explique le mode de calcul des prises annuelles.

3.5 Paramètres de population biologiques

L'information sur les requins peau bleue soumise dans le document SCRS/2004/080 présente plusieurs coefficients de conversion pour divers types de longueur (et de façons de les mesurer), ainsi que pour la longueur et le poids. La maturité sexuelle des mâles a été estimée à 201 cm CFL (longueur courbée à la fourche) mais celle des femelles n'a pas été estimée en raison du manque de femelles matures dans les prises. Ce document affirme qu'il n'existe pas d'estimations validées pour l'âge du requin peau bleue. Toutefois, Skomal et Natanson (2003) ont validé la détermination de l'âge de requins peau bleue d'âge 4+ dans l'Atlantique Nord-Ouest. La longévité est estimée à 16-20 ans mais d'autres méthodes de lecture des anneaux de croissance des vertèbres (vertèbres entières par opposition aux vertèbres sectionnées) et les études de marquage et de recapture fournissent différents taux de croissance après l'âge 4.

Le document SCRS/2004/101 présente des données sur les coefficients de conversion des ailerons en poids vif pour les requins peau bleue capturés par la flottille portugaise. Il a été signalé que cette étude semblait se baser sur un seul navire et que l'échantillonnage d'une plus grande portion de la flottille de pêche offrirait peut-être un coefficient de conversion plus variable et représentatif. Il a aussi été mentionné que le ratio élevé d'ailerons par rapport au poids total (6,6%) présenté dans ce document, et possiblement dans celui de Mejuto et García-Cortés (2003), est dû à l'inclusion, dans les calculs, de la nageoire caudale entière et pas uniquement du lobe inférieur, comme cela est normalement le cas dans la plupart des études portant sur l'extraction des ailerons de requins.

Le document SCRS/2004/103 fait état des différences dans la distribution des tailles, la taille des portées et d'autres paramètres biologiques pour les requins peau bleue de plusieurs régions et bassins océaniques. Ce rapport très complet portant sur les paramètres biologiques du requin peau bleue devrait être analysé plus exhaustivement lors de l'évaluation. Il a été demandé si l'étude se basait sur les débarquements de requins ou sur l'échantillonnage en mer uniquement. Il a été expliqué que les données provenaient exclusivement des observateurs postés à bord.

Aucune donnée sur les paramètres de reproduction pour *Isurus oxyrinchus* n'existe dans la base de données du Programme d'Observateurs américain en raison de la très faible présence de cette espèce, et en particulier de requins matures. Il a été signalé que les femelles en gestation sont rarement observées dans les prises accessoires japonaises.

Le document SCRS/2004/107 fait état des volumes de requins peau bleue vivants/morts remis à l'eau dans la pêcherie palangrière des Etats-Unis. Le pourcentage de requins peau bleue morts diminue avec la taille/l'âge des requins et avec une durée plus courte de l'opération de pêche. Les opérations de pêche dans des zones proches de la Côte Est des Etats-Unis enregistrent une mortalité plus faible car les grands requins peau bleue y sont plus fréquents que dans les eaux lointaines où davantage de juvéniles sont capturés.

Le document SCRS/2004/125 présente les données collectées pour les requins peau bleue capturés par la flottille palangrière brésilienne. Les données n'incluent que les navires qui ne rejettent pas les requins et pour lesquels l'espèce cible est connue. Les données de CPUE reflètent une forte variation des pratiques de pêche qui s'explique surtout par des changements de ciblage des espèces (requin peau bleue ; albacore ; requin de nuit ; espadon). L'extraction des ailerons de requin est interdite au Brésil depuis 1998 mais cette interdiction est peu respectée. La côte brésilienne semble être importante dans le cycle de reproduction des requins peau bleue de l'Atlantique Sud. La copulation semble avoir lieu au large de la côte Sud-Est du Brésil et l'ovulation/le début de gestation se déroule 3 mois plus tard au large de la côte Nord-Est du Brésil. Ce document réunit aussi des informations sur la taille de la portée, l'âge et la croissance, les estimations de l'âge de maturité (5 ans pour les deux sexes). Une courbe de capture et une analyse démographique sont également présentées ; les prises actuelles sont soutenables mais la pêcherie devrait être poursuivie avec prudence car on ignore le volume des rejets et des prises non déclarées et l'on suppose que celles-ci sont élevées. Il a été noté que la migration de reproduction proposée semble être à contre-courant, ce qui contredit les théories actuelles sur les migrations des requins peau bleue dans l'Atlantique Nord. Il a également été signalé que les critères environnementaux, tels que des températures de l'eau élevées dans les zones d'ovulation, pourraient être plus importants que les courants océaniques pour les déplacements migratoires des requins peau bleue.

Le **Tableau 7** répertorie les paramètres du cycle vital convenus durant la réunion pour les passages du modèle des évaluations.

3.6 Evaluation du stock

3.6.1 Présentation et discussion sur les modèles

3.6.1.1 Modèle de production excédentaire

Le document SCRS/2004/109 présentait un modèle de production excédentaire appliqué aux données de prise et de CPUE disponibles lors de la Réunion du Groupe de travail sur les prises accessoires de 2001 (SCRS/2001/021), exécuté avec un logiciel BSP (Bayesian Surplus Production) du catalogue de méthodes de l'ICCAT. Le modèle utilisait des distributions à priori informatives bayésiennes pour les prises historiques (avant que les données de capture ne soient disponibles) et la biomasse du début de la série temporelle. Une distribution à priori informative pour le taux intrinsèque de croissance (r) a été calculée en ajustant une distribution lognormale aux valeurs de r provenant des simulations Monte Carlo des données démographiques. Les résultats du modèle impliquaient que les niveaux actuels de ponction sont soutenables pour les requins peau bleue mais ne le sont pas pour les requins-taupes bleus. La plus grande source d'incertitude dans les résultats du modèle résidait dans le manque de données de capture au début de la série temporelle.

Il a été demandé s'il était possible d'estimer la capture avant 1971, période pour laquelle aucune estimation de capture n'était disponible, au moyen de la série temporelle d'effort. L'auteur a répondu que le code actuel ne permettait pas d'utiliser les données d'effort pour estimer la capture.

3.6.1.2 Modèle de dynamique de population structuré par âge

Le document SCRS/2004/105 présentait un modèle détaillé structuré par âge de la dynamique de population, susceptible d'être utilisé pour décrire la dynamique des populations de requins et évaluer les effets de l'exploitation. L'incertitude associée à la compréhension de la dynamique du stock de requins et des modèles d'exploitation a été incorporée en utilisant des statistiques bayésiennes. Le cadre statistique structuré par âge a été appliqué aux données existantes sur la biologie et l'exploitation des requins peau bleue de l'Atlantique Nord. L'approche présentée dans le document était suffisamment générique pour permettre l'utilisation de toutes les informations disponibles pour le requin peau bleue (c'est-à-dire la prise, les indices d'abondance relative, la dynamique spécifique de l'âge). Le document étudiait le potentiel du cadre de modélisation statistique pour fournir des prédictions sur l'état de la population de requins peau bleue et recherchait la sensibilité des prédictions du modèle aux valeurs des principaux paramètres et postulats d'entrée.

Une question a été posée sur l'effet de l'âge de maturité des mâles sur les résultats du modèle. Il a été suggéré que l'âge de maturité des mâles n'affecterait les résultats que si le stock faisait l'objet d'un grave épuisement étant donné que la taille de la population mâle affectait la reproduction des femelles. L'auteur a répondu qu'elle n'avait pas incorporé ces effets et que le choix de l'âge de maturité des mâles n'affecterait pas les résultats, à l'exception du calcul de la biomasse de la population mature.

Le SCRS/2004/110 et son appendice présentaient un cadre pour l'estimation des points de référence, l'état du stock et les périodes de rétablissement pour les cas où les données de capture n'étaient pas disponibles. L'estimateur spécifique développé est essentiellement un modèle de production structuré par âge, reformulé en ce qui concerne les niveaux de pré-exploitation. Un schéma d'estimation bayésien est adopté afin de permettre l'incorporation de l'information auxiliaire pertinente (comme celle pouvant être obtenue des méta-analyses de stocks similaires ou d'observations anecdotiques). Cette approche a été appliquée au requin-taupe bleu. Les valeurs d'entrée de la pêcherie pour le modèle ont été limitées à un indice de CPUE, une moyenne des séries des carnets de pêche de la palangre japonaise (1971-2000) figurant dans le rapport final de la Réunion d'évaluation du stock de requins de l'Atlantique (SCRS/2001/021) et les séries des carnets de pêche de la palangre des Etats-Unis (1986-2003) incluses dans le SCRS/2004/111. Un indice d'abondance supplémentaire a été élaboré afin d'élargir les séries temporelles des informations aux années 1950, lorsque la population était supposée être à un niveau vierge. Cet indice d'abondance supposait divers niveaux d'épuisement des stocks de 1950 à 1971 et les valeurs annuelles affichaient une diminution linéaire depuis le niveau vierge jusqu'au niveau d'épuisement des stocks estimé en 1971. Des niveaux d'épuisement de 50%, 25% et 10% ont été explorés. Les estimations du modèle de F_{actuel} , F_{PME} , et SSB_{PME} sont relativement stables et le postulat d'un épuisement historique en 1971 affecte surtout l'estimation du modèle du taux de mortalité par pêche historique (F_{hist}). Etant donné que les estimations du modèle de la survie des petits juvéniles et la mortalité naturelle (M) sont très proches des spécifications des distributions à priori, il est recommandé de procéder à des passages de sensibilité aux autres formulations des distributions à priori. L'estimation de la biomasse du stock reproducteur (SSB) actuelle par rapport à la biomasse vierge oscillait de 47% à 35% pour un épuisement des stocks en 1971 de 10%-50%.

Le manque de données de capture de requins étant un fait généralisé dans le monde entier, il a été signalé que cette méthode d'évaluation, qui ne nécessite pas la taille de la prise actuelle, est très utile pour ces espèces.

3.6.1.3 Analyse des données de marquage

Le document SCRS/2004/112 propose un cadre statistique pour l'estimation des déplacements et des taux de mortalité par pêche du requin peau bleue d'après les données de marquage-recapture du Programme de Marquage de Requins en Coopération de la NMFS (NMFS *Cooperative Shark Tagging Program*). Ce modèle prend en considération quatre régions géographiques. Les requins peau bleue peuvent demeurer dans la région où ils ont été marqués et ils peuvent se déplacer entre les régions. Les paramètres du modèle sont les probabilités de déplacement à l'intérieur et entre les régions ainsi que les coefficients de capturabilité qui établissent un rapport entre les probabilités de capture et les données d'effort de pêche palangrière de l'ICCAT. Des méthodes d'estimation bayésienne sont utilisées afin d'estimer et quantifier l'incertitude associée aux valeurs de ces paramètres. Le jeu de données de la NMFS-CSTP semble convenir pour l'évaluation du stock de requin peau bleue et l'on devrait mener des recherches exhaustives à cet égard. On a identifié certains points intéressants pour de futures recherches.

Il a été signalé que le résultat n'inclut pas la base de données de marquage des requins la plus actualisée. Par conséquent, si l'analyse avait été réalisée avec les données les plus actualisées, les résultats auraient peut-être été différents. Une autre question soulevée avait trait à la disponibilité des estimations de la mortalité par pêche d'après l'analyse. Il a été répondu qu'il s'agissait d'un projet continu et que ces informations seraient disponibles ultérieurement.

3.6.1.4 Analyse démographique

Le SCRS/2004/122 présentait une analyse démographique sur le requin peau bleue et le requin-taube bleu de l'Atlantique. Les incertitudes concernant les paramètres d'entrée ont été prises en considération par l'utilisation de la simulation Monte Carlo. La mortalité totale actuelle de ces requins était estimée par l'analyse de la courbe de capture appliquée aux données de prise par âge des données des observateurs des palangriers japonais. Les résultats donnaient à penser que la mortalité par pêche actuelle des requins peau bleue est soutenable. En ce qui concerne le requin-taube bleu, la mortalité par pêche actuelle semblait produire un taux intrinsèque négatif de croissance, indiquant ainsi le déclin de la population.

On a demandé si le poids mouillé ou sec avait été utilisé pour appliquer Petersen et Wroblewski et on a répondu que l'on avait appliqué le même postulat que celui employé dans Cortes (2002).

3.6.1.5 Discussion générale sur les modèles

Ces cinq documents se basaient sur l'information disponible avant la réunion. Le Groupe a décidé d'effectuer un nouveau passage pour les modèles, à l'exception de l'analyse de marquage, avec les meilleures données disponibles et parfois avec de nouvelles données pour l'unité de stock de l'Atlantique Nord et Sud.

- Simulation Monte Carlo des paramètres démographiques

Un sous-groupe de travail a discuté de toute l'information disponible relative aux caractéristiques biologiques pour l'utiliser comme valeur d'entrée dans la simulation stochastique des paramètres démographiques. Le Groupe a alors procédé à l'identification des distributions statistiques qui décriraient pertinemment plusieurs caractéristiques biologiques et établiraient d'autres paramètres biologiques également essentiels pour les simulations.

Pour le requin-taube bleu, au vu de l'information biologique disponible, on a établi l'âge de maturité (âge auquel on considère que 50% des poissons ont atteint le stade de maturité) à 7 ans pour la portion femelle de la population et on a supposé qu'à l'âge 8 toutes les femelles étaient mures. Aux fins de la modélisation du cycle vital, on a augmenté ces âges d'une année afin de prendre en compte le moment où les femelles se reproduisent véritablement pour la première fois (c'est-à-dire le temps écoulé après avoir atteint le stade de maturité et le moment où elles donnent naissance pour la première fois). On a supposé que la durée de vie suivait une distribution spécifique descendante, de façon linéaire, allant de 16 à 33 ans, échelonnée à une probabilité relative de un. La limite inférieure a été obtenue de l'animal le plus âgé dont l'âge avait été déterminé dans une étude publiée portant sur l'âge et la croissance dans le Pacifique Nord-Est (Cailliet *et al.* 1983). La limite supérieure correspondait à l'estimation théorique de l'âge à 95% de la taille asymptote maximale de la courbe de croissance

de von Bertalanffy ainsi qu'à une étude non publiée sur les eaux du Taïpei chinois (Liu pers. comm.). Les valeurs des paramètres de la fonction de croissance de von Bertalanffy provenaient des données d'une thèse d'une maîtrise de sciences (pers. comm.) qui étaient également présentées dans le document SCRS/2004/122 alors que les valeurs des paramètres de la courbe de puissance décrivant le rapport entre la longueur et le poids étaient issues de Kohler *et al.* (1995). La longueur du cycle de reproduction (fréquence des petits juvéniles) a été fixée à 3 ans, en se basant sur l'information figurant dans Mollet *et al.* (2000), et comme alternative à 2 ans. Le sex-ratio à la naissance était de 1:1 et provenait également de Mollet *et al.* (2000).

Les discussions ont porté sur l'ampleur de la mortalité naturelle au cours des premières années pour les espèces de requins en général. En se fondant sur les deux seules études publiées ayant fourni des estimations empiriques de la survie durant la première année pour le requin bordé et le requin citron, on a sélectionné une distribution triangulaire avec la valeur la plus probable fixée à 0.5 et les limites inférieure et supérieure fixées à 0.4 et 0.6, respectivement, pour décrire S_0 (survie au cours de la première année). S_1 (probabilité de survie des requins d'âge-1) a également été décrite à l'aide d'une distribution triangulaire dans laquelle les limites inférieure et supérieure ainsi que la valeur la plus probable ont été augmentées de 0.1. La survie pour les âges 2 et au-delà a été représentée par une distribution uniforme dans laquelle les limites inférieure et supérieure correspondaient aux estimations minimale et maximale obtenues au moyen de six méthodes du cycle vital (Hoenig, Pauly, Chen et Watanabe, Peterson et Wroblewski, et deux méthodes de Jensen ; cf. Cortes 2002 pour plus de détails). L'information sur la fécondité provenait de Mollet *et al.* (2000) et de Pratt et Casey (1983).

Pour le requin peau bleue, au vu de l'information biologique disponible, on a établi l'âge de maturité (âge auquel on considère que 50% des poissons ont atteint le stade de maturité) à 5 ans pour la portion femelle de la population et on a supposé qu'à l'âge 8 toutes les femelles étaient mures. Aux fins de la modélisation du cycle vital, on a augmenté ces âges d'une année afin de prendre en compte le moment où les femelles se reproduisent véritablement pour la première fois. On a supposé que la durée de vie suivait une distribution uniforme allant de 16 à 21 ans, d'après l'information de Skomal et Natanson (2003). Les valeurs des paramètres de la fonction de croissance de von Bertalanffy provenaient également de Skomal et Natanson (2003). Les valeurs des paramètres du rapport longueur-poids étaient issues de Kohler *et al.* (1995). La périodicité de la reproduction était supposée être de 1 ou 2 ans : un examen exhaustif de l'information de reproduction présentée dans Pratt (1979) fournissait davantage d'éléments de preuve pour un cycle d'une année que pour le cycle de deux années habituellement postulé. En outre, l'information d'Hazin *et al.* (1994) pour l'Atlantique Sud démontrait un cycle d'une année pour les requins peau bleue de la côte brésilienne. Le sex-ratio à la naissance était de 1:1 et provenait de Castro et Mejuto (1995).

La même analyse raisonnée que celle utilisée pour le requin-taupe bleu a été employée pour décrire la survie du requin peau bleue : on a sélectionné une distribution triangulaire avec la valeur la plus probable fixée à 0.5 et les limites inférieure et supérieure à 0.4 et 0.6, respectivement, afin de décrire S_0 . S_1 a également été décrite par une distribution triangulaire dans laquelle les limites inférieure et supérieure et la valeur la plus probable ont été augmentées de 0.1. La survie pour les âges 2 et au-delà a été représentée par une distribution uniforme dans laquelle les limites inférieure et supérieure correspondaient aux estimations minimale et maximale obtenues au moyen des six méthodes du cycle vital mentionnées auparavant. L'information de fécondité provenait du SCRS/2004/103 et de Castro et Mejuto (1995).

Un autre scénario a été pris en considération pour le requin peau bleue dans l'Atlantique Sud, d'après l'information provenant du Brésil. Les seules différences entre ce scénario et les deux autres scénarios pris en considération pour le requin peau bleue consistaient en une extension de 13 ans de la limite inférieure de la distribution uniforme pour la durée de vie (21 ans restait la limite supérieure), les paramètres de von Bertalanffy de Lessa *et al.* (2004), et une taille de portée de 34 au lieu de 37 petits juvéniles (Lessa, pers. comm.).

Pour chacun des cinq modèles pris en considération, mille itérations ont été exécutées dans la simulation Monte Carlo et on a procédé au suivi des valeurs de r (taux intrinsèque de croissance), du temps de génération (T) et de S_0 . Une distribution lognormale a ensuite été ajustée aux 1.000 valeurs de r afin d'obtenir une distribution statistique qui pourrait être utilisée comme distribution à priori dans une modélisation de production excédentaire. De plus, la position du point d'inflexion des courbes de croissance de la population (R) a été calculée en utilisant une équation fournie par Fowler (1988) qui établit un rapport entre R et le taux de croissance par génération (rT). La **Figure 3** présente les valeurs de R par rapport au taux intrinsèque de croissance de la population pour le requin peau bleue et le requin-taupe bleu pour les cinq scénarios pris en considération. Les valeurs de R du requin peau bleue sont proches de 0.5, ce qui coïncide davantage avec le rapport parabolique entre la taille du stock et la production, alors que les valeurs de R du requin-taupe bleu se déplacent vers la droite, plus proche de 0.7. Cela implique que la PME correspondant aux requins-taupes bleus et à d'autres

requins non décrits dans le présent document (Cortes, sous presse) serait atteinte avec une valeur de K (capacité de pêche du stock) plus élevée que le niveau de 0.5 habituellement envisagé pour les poissons téléostéens. Par conséquent, on pourrait s'attendre à ce que le rétablissement des stocks décimés de ces espèces de requins prenne plus longtemps que celui d'espèces plus productives car la courbe de production n'est plus parabolique. Les valeurs d'entrée et de sortie employées dans les simulations sont récapitulées au **Tableau 7**.

3.6.2 Résultats de l'évaluation

3.6.2.1 Modèle de production excédentaire (requin peau bleue et requin-taupe bleu)

Le modèle de production excédentaire de type bayésien (BSP) a été appliqué aux requins peau bleue de l'Atlantique Nord et Sud ainsi qu'aux requins-taupes bleus de l'Atlantique Nord et Sud. Etant donné que le Groupe avait sollicité une distribution à priori pour le ratio de la biomasse initiale qui n'était pas disponible dans la version catalogue du logiciel de BSP, les passages du modèle ont été effectués avec une version modifiée du logiciel.

Pour les quatre stocks, la première année du passage du modèle était 1971. On a utilisé les captures estimées de 1971 à 2002 (**Tableau 3**). Pour les passages comptant plus d'un indice de CPUE, les indices de chaque année ont été pondérés par la proportion relative des prises dans les pêcheries associées à chaque indice (**Tableau 6**). Une distribution à priori non-informative (uniforme) a été utilisée pour le ratio de la biomasse initiale B_{1971}/K , limitée entre 0.2 et 1.1. La distribution à priori pour K de la biomasse non-exploitée était soit uniforme sur K soit uniforme sur $\log(K)$, limitée entre 0.001 et 1.000.000 t (pour les requins-taupes bleus) ou 10.000.000 t (pour les requins-peau bleus). La distribution à priori pour r était lognormale, et provenait des simulations Monte Carlo des données démographiques, comme décrit au Point 3.6.1. Les médianes et le logarithme des déviations standard étaient de 0.244 et 0.122 pour le requin peau bleue de l'Atlantique Sud, de 0.198 et 0.317 pour le requin peau bleue de l'Atlantique Nord, et de 0.080 et 0.272 pour le requin-taupe bleu. La valeur de r était limitée entre 0.001 et 2.0.

Pour le requin peau bleue de l'Atlantique Nord, 10 analyses de sensibilité ont été exécutées, dont trois convergeaient et sept ne convergeaient pas car le mode de distribution à posteriori atteignait une des limites (**Tableau 8**). Les trois passages qui ne convergeaient pas présentaient un statut actuel moyen de l'ordre de 85% de K (**Tableau 9, Figure 4**), même si la trajectoire était assez variable. Le Groupe a fait remarquer qu'il existait une vaste gamme d'autres analyses de sensibilité (y compris d'autres scénarios de capture) susceptibles d'être examinées à l'avenir afin de permettre de déterminer le jeu de postulats de modèles le plus approprié pour ces données. Le Groupe a signalé que le modèle ne pouvait pas suivre la tendance à la baisse de la CPUE de ces dernières années.

Pour le requin peau bleue de l'Atlantique Sud, six analyses de sensibilité ont été exécutées, lesquelles ont toutes convergé, sauf une (**Tableau 10**). Tous les passages présentaient un statut actuel moyen de l'ordre de 75% de K (**Tableau 11, Figure 5**).

Pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord, les deux indices présentaient un déclin (**Figure 6**). Tous les passages du modèle estimaient que le mode de distribution à posteriori était la limite supérieure de B_{1971}/K , sauf si une distribution à priori informative d'une valeur lognormale(1.0, 0.2) était utilisée afin de limiter la valeur de B_{1971}/K (**Tableau 12**). Le passage à l'aide d'une distribution à priori informative pour B_{1971}/K montrait une biomasse actuelle moyenne de 78% de K (**Tableau 13**).

Pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud, un seul modèle a été exécuté, avec une distribution à priori uniforme sur $\log(K)$ pour K et une pondération de la prise des indices de CPUE. Ce modèle convergeait et présentait un statut actuel moyen de 82% de K (**Tableau 14, Figure 7**).

Pour les quatre stocks, le modèle BSP impliquait que les populations se situaient probablement à des niveaux inférieurs à K , mais qu'elles ne se situaient probablement pas en deçà de B_{PME} . Le Groupe a noté qu'en raison de la nature très provisoire des données de capture, ces résultats devraient être considérés comme provisoires.

3.6.2.2 Modèle structuré par âge (requin peau bleue de l'Atlantique Nord)

Le modèle structuré par âge présenté dans le SCRS/2004/105 a été appliqué aux données du requin peau bleue de l'Atlantique Nord. Les valeurs des paramètres d'entrée du modèle sont présentées au **Tableau 7**. Quand on utilisait le scénario de fortes captures pour les calculs, le modèle convergeait à la valeur maximale pour la

biomasse mature, en conditions de non-exploitation, permise par la distribution à priori correspondante. C'est pourquoi on a utilisé les captures retro-calculées par le Groupe dans le cadre d'un scénario de faibles captures (**Tableau 7**) pour tous les passages pris en considération.

Le modèle ne convergait pas lorsque l'on utilisait la série complète de CPUE de la palangre japonaise pour le requin peau bleue de l'Atlantique Nord. Cependant, la convergence du modèle était atteinte lorsque le modèle était exécuté à l'aide de la série complète de CPUE de la pêcherie palangrière des Etats-Unis et de la série de CPUE de la palangre japonaise sans les valeurs de CPUE des années 1971-1973 (les trois premiers points de la série). Par conséquent, les différents passages ont été effectués à l'aide de la série complète de CPUE de la palangre américaine et de la série modifiée de CPUE de la palangre japonaise. Le modèle a été exécuté en utilisant deux postulats différents en ce qui concerne la pondération de la série de CPUE : une pondération égale (Passage 1) et une pondération dépendant de la capture (Passage 2) (**Tableau 6**). Le modèle a également été exécuté en se basant sur le postulat d'un cycle de reproduction biannuel (Passage 1) ou annuel (Passage 3).

La **Figure 8** présente la taille de la population et la biomasse de la population par rapport à la biomasse vierge pour les valeurs des paramètres estimés au mode de la distribution à posteriori conjointe pour chaque passage pris en considération. Les pdf (fonctions de densité de la probabilité) marginales à posteriori pour les prises historiques et la survie des petits juvéniles à une faible densité de population étaient très similaires aux pdf à priori utilisées pour les calculs. Les pdf à posteriori pour la biomasse de poissons matures, en conditions de non-exploitation, pour chaque passage, sont présentées à la **Figure 9**. Les pdf à posteriori pour la biomasse vierge de poissons matures reflétaient des valeurs inférieures à 700.000 t mais reflétaient également une forte probabilité de valeurs plus élevées. La pdf correspondant à l'épuisement du stock reflétait des valeurs d'épuisement du stock de l'ordre de 50%. Toutefois, pour tous les passages pris en considération, le mode de distribution donnait des valeurs très proches de 1 (aucun épuisement) pour le ratio du stock actuel par rapport à la taille du stock vierge. L'ajustement du modèle aux deux séries de CPUE utilisées pour les calculs des valeurs des paramètres estimés au mode de distribution à posteriori conjointe est présenté à la **Figure 10**.

3.6.2.3 Résultats de la modélisation sans capture (requin peau bleue et requin-taupe bleu)

– Requin peau bleue de l'Atlantique Nord

Trois scénarios de modèles ont été exécutés pour le requin peau bleue. Ils se basaient tous sur l'utilisation d'un seul indice moyen de CPUE des carnets de pêche de la palangre américaine et de la palangre japonaise dans l'Atlantique Nord (**Figure 11**). La différence entre les passages du modèle était le niveau d'épuisement du stock supposé en 1971. Un ajustement de la ligne de tendance au diagramme de l'effort relatif de la palangre, par opposition à l'indice d'abondance, n'a fourni aucune orientation utile sur les niveaux appropriés ; en revanche, on a procédé à la modélisation des niveaux d'épuisement de 20%, 10%, et en conditions de non-exploitation en 1971.

Les distributions à priori pour le taux de mortalité naturelle des adultes (M) et α ont été spécifiées : $M \sim \text{Lognormal}(\text{mode}=0.15, \text{CV}=0.3)$; $\alpha \sim \text{Lognormal}(\text{moyenne}=0.55, \text{CV}=0.086)$.

L'indice combiné ne présentait aucune tendance et l'ajustement du modèle à l'indice, pour les trois modèles, était généralement plat. En fonction du niveau d'épuisement postulé, la SSB actuelle oscillait entre 76% et 80% pour un épuisement de l'ordre de 20% ou en conditions de non-exploitation. Le postulat d'épuisement n'avait qu'un impact très faible sur l'estimation de la SSB actuelle et influençait légèrement l'estimation de la mortalité par pêche moyenne de la période pour laquelle des données étaient disponibles (F_{modern} au **Tableau 15**). Les modes à posteriori pour α et M ne variaient pas de leurs distributions à priori.

Compte tenu de la difficulté à l'heure d'obtenir des estimations raisonnables des points de référence pour les passages du modèle du requin-taupe bleu, le paramétrage pour la fonction de recrutement du stock, dans les passages du modèle du requin peau bleue, utilisait α au lieu de la survie des petits juvéniles. Les points de référence estimés pour les requins peau bleue étaient aussi problématiques que ceux des requins-taupes bleus car les niveaux de biomasse du stock reproducteur estimés dans le cadre de plusieurs niveaux de ponction étaient supérieurs à ceux en conditions de non-exploitation. Comme cela a été suggéré pour les passages du requin-taupe bleu, la configuration particulière des valeurs démographiques d'entrée (M , α , fécondité, maturité) laisse prévoir que le stock ne pourrait supporter aucun niveau d'exploitation. Les résultats du modèle sans capture suggèrent que de nouvelles discussions sur la gamme plausible des valeurs démographiques d'entrée sont peut-être justifiées.

– Requin peau bleue de l'Atlantique Sud

Trois passages de modélisation ont été explorés pour le requin peau bleue de l'Atlantique Sud. Un indice moyen reflétant la flottille palangrière du Japon et la flottille palangrière du Taïpei chinois a été utilisé et il a été supposé qu'en 1971 il y avait un épuisement du stock de l'ordre de 20% ou un niveau de non-exploitation (**Figure 12**). Une fonction de sélectivité logistique combinée a été utilisée pour ces deux scénarios. En tant qu'essai de sensibilité, un troisième passage a été réalisé à l'aide de la courbe de sélectivité logistique estimée d'après la fréquence des tailles de la flottille japonaise uniquement pour un postulat d'un épuisement de l'ordre de 20%. Lors de l'élaboration de l'indice combiné, la série brésilienne a involontairement été oubliée.

Les distributions à priori pour M et α étaient les mêmes que celles du stock Nord.

La SSB estimée de l'année la plus récente de l'indice combiné (2002) allait de 0.85 pour un stock vierge en 1971 à 0.78 pour un épuisement de l'ordre de 20% en utilisant la courbe de sélectivité logistique du Japon. En utilisant une courbe de sélectivité moyenne et en postulant un épuisement de l'ordre de 20%, l'estimation de la SSB en 2002 était de 0.81 (**Tableau 16**).

– Requin-taupe bleu

Quatre scénarios de modèles ont été exécutés pour le requin-taupe bleu : 1) en utilisant un indice moyen de CPUE de la palangre américaine (d'après les carnets de pêche) et de la palangre japonaise (dans l'Atlantique Nord) et en supposant une sélectivité logistique ; 2) en utilisant l'indice de la palangre japonaise dans l'Atlantique Nord et une sélectivité logistique ; 3) en utilisant l'indice des carnets de pêche de la palangre américaine et une sélectivité logistique ; 4) en utilisant l'indice des carnets de pêche de la palangre américaine et une sélectivité en cloche. Les données disponibles correspondaient à la période 1971-2003 pour l'indice combiné et l'indice de la palangre japonaise et à 1986-2003 pour l'indice des carnets de pêche de la palangre américaine. Les indices de CPUE et les sélectivités sont présentés à la **Figure 13**. Les données d'effort palangrier sont enregistrées dans la base de données de l'ICCAT depuis 1956 (**Figure 14**), ce qui donne à penser que le stock de requin-taupe bleu pourrait avoir fait l'objet d'une certaine exploitation avant le début de la série temporelle de CPUE. Ainsi, un indice d'abondance reflétant un niveau d'épuisement potentiel a été élaboré afin d'orienter le modèle dans l'estimation du niveau moyen de mortalité par pêche historique (F_{hist}). Le niveau d'épuisement a été estimé d'après l'examen d'une ligne de tendance linéaire ajustée à l'effort palangrier relatif (nombre d'hameçons dans l'Atlantique Nord) et à l'indice de CPUE pour un passage de modèle déterminé. Les niveaux d'épuisement estimés étaient de 13% en 1971 pour les modèles 1 et 2 et de 48% en 1986 pour les modèles 3 et 4. On a également effectué un passage de sensibilité à l'aide de l'indice moyen de la CPUE de la palangre américaine et japonaise et en postulant que le stock était à un niveau vierge en 1971.

Les distributions à priori pour le taux de mortalité naturelle adulte (M) et la survie des petits juvéniles ont été spécifiées : $M \sim \text{Lognormal}(\text{mode}=0.19, \text{CV}=0.2)$; survie des juvéniles $\sim \text{Normal}(\text{médiane}=0.55, \text{CV}=0.086)$ (**Figure 15**).

Les modèles 1 et 2 donnaient des résultats similaires, suggérant que le niveau actuel de la biomasse du stock reproducteur par rapport à celui en conditions de non-exploitation (SSB/SSB_0) était de 0.31-0.33 (**Tableau 17**). Pour les passages du modèle n'utilisant que l'indice américain à partir de 1986, SSB/SSB_0 est estimée à environ 0.25. Le niveau estimé de pêche actuel et historique dans les scénarios de l'indice américain est supérieur à celui des passages du modèle utilisant la CPUE combinée du Japon et des Etats-Unis ou la CPUE du Japon. Cela pourrait être dû à une tendance à la baisse de la CPUE plus marquée pour la palangre américaine en 1986-1996 que celle de l'indice combiné ou de l'indice japonais (**Figure 13**). Aucun résultat concernant les points de référence n'a été présenté car les estimations semblent ne pas être réalistes : elles suggèrent, en effet, que le stock pêché atteint un niveau d'équilibre supérieur à celui en conditions de non-exploitation. Cela donne à penser que la configuration particulière des valeurs démographiques d'entrée (M , survie des petits juvéniles, fécondité, maturité) laisse prévoir que le stock ne pourrait supporter aucun niveau d'exploitation. Ces valeurs d'entrée ont été discutées et décidées par le Groupe avant d'exécuter le modèle. Les résultats du modèle sans capture suggèrent que de nouvelles discussions sur la gamme plausible des valeurs démographiques d'entrée sont peut-être justifiées. Des passages de sensibilité préliminaires suggèrent que le modèle est plus sensible au taux de mortalité naturelle adulte.

– Récapitulatif des évaluations de la situation sans capture

Les évaluations de la situation sans capture utilisées dans l'évaluation n'ont pas fourni d'estimations fiables de la situation en ce qui concerne les points de référence de la PME, mais elles ont fourni des estimations de

l'épuisement du stock en ce qui concerne la situation en 1950. Toutefois, l'information disponible pour les requins suggère que les épuisements dépassant 50-70% (selon les espèces, cf. **Figures 3, 16**) pourraient situer le stock à des niveaux de biomasse inférieurs à ceux nécessaires pour atteindre la PME. L'application du modèle sans capture aux données du taux de capture de requin peau bleue de l'Atlantique Nord et Sud n'indique pas des épuisements à des niveaux inférieurs à ceux nécessaires pour atteindre la PME. Les résultats concernant le requin-taupo bleu dans l'Atlantique Nord suggèrent, cependant, des épuisements de la biomasse supérieurs à 50%, indiquant que la situation actuelle de ce stock pourrait se situer bien en dessous du niveau nécessaire pour atteindre la PME.

3.6.3 Récapitulatif général des résultats de l'évaluation

En raison de la disponibilité d'informations qualitatives et quantitatives limitées pour l'évaluation du stock de requin peau bleue et de requin-taupo bleu, l'évaluation suivante doit être considérée comme très préliminaire.

3.6.3.1 Requin peau bleue

Pour le requin peau bleue de l'Atlantique Nord et Sud, la biomasse actuelle semble se situer au-dessus de la biomasse correspondant à la PME. Dans plusieurs passages du modèle, l'état du stock semblait être proche des niveaux de biomasse non-exploitée. Les résultats dépendent, en grande partie, des postulats formulés. Ces postulats incluent les estimations de la prise historique de requins, comme décrit au Point 3.2, le rapport entre les taux de capture et l'abondance, les conditions initiales du stock en 1971 et divers paramètres du cycle vital. Une évaluation exhaustive de la sensibilité des résultats du modèle à ces postulats n'a pas été possible lors de la réunion et ces études devraient être menées avant de tirer des conclusions plus solides à cet égard. Il est ainsi fort probable que si la prise historique de requin peau bleue avait dépassé le niveau estimé par le Groupe, les résultats pourraient indiquer que le niveau actuel du stock se situe bien en dessous de la biomasse correspondant à la PME. Tant que ces problèmes ne seront pas résolus, le Groupe ne pourra pas présenter d'avis plus précis ou plus exact sur l'état de ces stocks car les données disponibles ne sont pas suffisamment informatives.

3.6.3.2 Requin-taupo bleu

Pour le requin-taupo bleu de l'Atlantique Nord, il est probable que ce stock ait fait l'objet d'un certain niveau d'épuisement par le passé, comme le suggèrent la tendance de CPUE historique et les sorties du modèle. Nous ne pouvons pas écarter la possibilité que le stock actuel se situe en deçà de la biomasse correspondant à la PME dans l'Atlantique Nord étant donné que les tendances de CPUE suggèrent que des épuisements de l'ordre de 50% ou au-delà pourraient avoir eu lieu. Pour le requin-taupo bleu de l'Atlantique Sud, le stock pourrait faire l'objet d'un déclin depuis 1971, mais l'ampleur de celui-ci semble être inférieure à celui de l'Atlantique Nord. La biomasse actuelle pourrait se situer au-delà de la biomasse correspondant à la PME, mais compte tenu du manque d'indications précises dans les taux de capture, il existe une grande variété de tendances historiques potentielles du stock. La gamme des estimations inclut des épuisements presque nuls et des niveaux proches de la biomasse correspondant à la PME, indiquant que le stock pourrait être actuellement totalement exploité. Comme signalé dans l'état du stock du requin peau bleue, l'avis sur l'état du stock de requin-taupo bleu de l'Atlantique Nord et Sud présentée dans ce document dépend fortement des postulats formulés ci-dessus. Les paramètres du cycle vital du requin-taupo bleu sont notamment plus incertains que ceux du requin peau bleue. Cela accroît les incertitudes liées à l'état du stock de requin-taupo bleu de l'Atlantique. Une évaluation exhaustive de la sensibilité des résultats du modèle à ces postulats pour le requin-taupo bleu n'a pas non plus été possible lors de la réunion et ces études devraient être menées avant de tirer des conclusions plus solides à cet égard. Par exemple, si la prise historique de requin-taupo bleu est supérieure aux estimations du présent rapport, la probabilité que le stock se situe en deçà de la biomasse correspondant à la PME augmentera certainement. Tant que ces problèmes ne seront pas résolus, le Groupe ne pourra pas présenter d'avis plus précis ou exact sur l'état de ces stocks car les données disponibles ne sont pas suffisamment informatives.

4. Facteurs environnementaux

Une brève discussion a porté sur la question de savoir si l'abondance de requins peau bleue pourrait être influencée, ou non, par les changements environnementaux. Un document de recherche non publié portant sur le Pacifique Nord suggère que l'abondance pourrait varier à une échelle décadaire par rapport aux changements climatiques de la région. Plusieurs participants ont suggéré que les cycles climatiques pourraient davantage affecter la capturabilité que l'abondance. Les participants ont appuyé cette dernière hypothèse en invoquant le fait que la dynamique de population des requins ne permettrait pas aux stocks de réagir rapidement au

changement climatique. Plusieurs études établissent un rapport entre les taux de capture des requins et les variables environnementales (par exemple, Bigelow *et al.* 1998). Le Groupe a signalé la nécessité de mener de nouvelles recherches sur ce sujet et d'établir un rapport entre les résultats de ces études et les caractéristiques du cycle vital des requins pélagiques.

5. Effets des réglementations actuelles

Aucune réglementation de l'ICCAT n'est en vigueur pour les requins.

6. Recommandations

En raison d'inquiétudes exprimées quant à la situation des requins affectés par les flottilles ciblant des thonidés de l'Atlantique, la Commission avait demandé au SCRS dans sa *Résolution de l'ICCAT sur les requins atlantiques* [Réf. 01-11] de soumettre un avis scientifique sur l'état du stock de requin-peau bleu et de requin-taupo bleu. Depuis le milieu des années 1990, l'ICCAT demande aux Parties contractantes et aux Parties, Entités ou Entités de pêche non-contractantes coopérantes ayant un intérêt dans la pêche des thonidés dans l'Atlantique et en Méditerranée de lui soumettre des données sur la ponction, les caractéristiques de fréquences de sexe, de taille et d'âge dans les prises de ces espèces. La soumission actuelle de statistiques de requins indique que le volume total des prises déclarées à l'ICCAT ne représente pas les ponctions totales de ces requins et les données disponibles sont également très limitées en ce qui concerne la composition par taille, par âge et par sexe des captures déclarées. Le SCRS a déjà fait part de l'insuffisance générale de ces statistiques (ICCAT 2004a et ICCAT 2004b). Il est patent qu'alors que certaines Parties ont pu soumettre des données sur leurs antécédents de pêche de thonidés dans l'Atlantique, pour une période donnée, la plupart d'entre elles n'ont pas été dans la mesure de le faire, ce qui donne à penser que l'infrastructure existante est insuffisante au sein des Parties contractantes en matière de suivi des prises de requins. Des améliorations ne pourront être apportées à la base de données de requins de l'ICCAT que si les Parties augmentent les investissements concernant l'infrastructure nécessaire pour réaliser le suivi de la composition et l'organisation des captures globales de requins et d'autres prises accessoires. Par conséquent, le Groupe recommande que, si la Commission souhaite améliorer l'avis sur l'état de ces espèces et d'autres espèces accessoires, ainsi que l'avis sur les impacts probables des pêcheries de thonidés sur ces espèces, les Parties doivent réaliser des investissements plus importants en matière de suivi et de recherche, pour les requins en particulier et d'autres espèces de prises accessoires en général. Dans le cadre de ces investissements, il est nécessaire, au moins, que les chercheurs nationaux avec des connaissances sur les flottilles ayant une incidence sur ces espèces prennent part aux réunions des Groupes de travail.

6.1 Statistiques et recherche

En sus et en marge de la recommandation principale visant à augmenter les investissements consacrés à l'infrastructure nationale en matière de recherche et de suivi pour ces espèces, le Groupe a identifié plusieurs activités de recherche à même de contribuer à l'amélioration de l'avis sur l'état de ces espèces si celles-ci étaient mises en oeuvre.

En raison des incertitudes liées à l'information de base sur les captures, il est recommandé de développer de nouveaux programmes de recherche sur les méthodologies d'évaluation du stock utilisant la totalité des données disponibles, telles que les données de marquage, comme cela est proposé dans le SCRS/04/112. Ces efforts devraient utiliser tous les résultats des études de marquage disponibles. Le Groupe a signalé que les données de marquage de requins soumises par diverses Parties sont déjà consignées au Secrétariat mais que les résultats d'une étude de marquage à grande échelle (SCRS/2004/124) doivent encore être incorporés à la base de données de marquage de requins de l'ICCAT. Le Groupe a recommandé que le Secrétariat sollicite ces informations à la source opportune.

En plus de l'utilisation des données de marquage, une meilleure utilisation des schémas de l'effort historique de la part des pêcheries de thonidés pourrait être utile afin d'améliorer l'avis sur l'état de ces espèces et d'autres espèces accessoires. Le Groupe recommande que le Sous-comité des Statistiques examine les données disponibles et développe une méthode visant à extrapoler les statistiques d'effort nominal déclarées par rapport aux données de capture de Tâche I pour les flottilles thonières opérant dans la zone relevant de l'ICCAT.

Notant l'absence de chercheurs de pays comptant d'importantes pêcheries de requin peau bleue et de requin-taupe bleu durant l'évaluation du stock (tels que la CE), le Groupe souligne qu'il est fondamental que toutes les principales nations de pêche participent régulièrement aux évaluations et à d'autres réunions de ce type.

Le Groupe recommande également d'encourager les Parties à mener des recherches d'exploration de données afin d'estimer la prise historique (y compris la prise rejetée) ainsi que la fréquence de sexe et de taille des prises de la totalité des flottilles ayant une incidence sur ces espèces.

Le Groupe recommande également la soumission des schémas de CPUE standardisée des principales flottilles de pêche, telles que CE-Espagne, CE-Portugal etc.

Le Groupe recommande également l'utilisation plus exhaustive des statistiques commerciales (ailerons, etc.) afin de développer les séries temporelles historiques des captures estimées.

Le Groupe recommande également de prolonger les programmes de recherche concernant l'utilisation des mesures historiques de l'abondance relative, telles que celles pouvant être obtenues des campagnes de pêche exploratoires menées dans les années 1950, par exemple.

L'information disponible sur les schémas migratoires des requins peau bleue et des requins-taupes bleus dans l'Atlantique Sud est très restreinte. Il est recommandé d'accroître les efforts de marquage (y compris l'application de marques électroniques) dans l'Atlantique, et notamment dans l'hémisphère Sud. Des programmes de recherche menés en coopération entre des Parties de l'ICCAT et d'autres Organisations Régionales de Gestion des Pêches intéressées par les requins et d'autres espèces accessoires sont notamment nécessaires en raison de la nature très migratoire et à grande échelle de ces stocks. Ces programmes de recherche en coopération devraient être coordonnés par l'ICCAT et le Groupe recommande, une nouvelle fois, à la Commission d'envisager le recrutement d'un coordinateur des espèces accessoires, au sein du Secrétariat, en vue de traiter des questions liées aux requins et aux autres espèces accessoires.

De nombreuses incertitudes subsistent en ce qui concerne les caractéristiques de base du cycle vital du requin peau bleue et du requin-taupe bleu. Certaines questions sur le cycle de reproduction des requins peau bleue ne sont toujours pas résolues et, en les soumettant à examen, celles-ci pourraient donner lieu à des évaluations plus fiables du stock. Pour le requin-taupe bleu, notre appréhension des caractéristiques du cycle vital est bien moins précise que celle du requin peau bleue et des programmes de recherche plus approfondis sur cette espèce pourrait nous permettre d'améliorer notre compréhension de sa biologie.

6.2 Gestion

Aucune recommandation de gestion n'a été formulée.

7. Autres questions

Aucune autre question n'a été discutée.

8. Adoption du rapport et clôture

Le rapport a été adopté durant la réunion. Le Dr. Nakano a été félicité pour son remarquable travail en tant que Président et la réunion a été levée.

Références

BIGELOW, K.A., C.H. Boggs, and X. He. 1999. Environmental effects on swordfish and blue shark catch rates in the USA North Pacific longline fishery. *Fisheries Oceanography* 8:178-198.

CLARKE, S. 2003. Quantification of the trade in shark fins. Unpubl. PhD. Thesis, Imperial College London, UK, 327 pp.

- CAILLIET, G.M., L.K. Martin, D. Kusher, P. Wolf, B.A. Welden. 1983. Preliminary studies on the age and growth of the blue, *Prionace glauca*, common thresher, *Alopias vulpinus*, and shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, sharks from California waters. NOAA Tech. Rep. NMFS, 8: 179-188.
- CASTRO, J.A., J. Mejuto. 1995. Reproductive parameters of blue shark, *Prionace glauca*, and other sharks in the Gulf of Guinea. Mar. Freshwat. Res. 46: 967-973.
- CORTES, E. 2002. Incorporating uncertainty into demographic modeling: Application to shark populations and their conservation. Conservation Biology 16: 1048-1062.
- CORTES, E. *In press*. Comparative life history patterns and demography of pelagic sharks. In E.K. Pikitch and M. Camhi (Eds.), *Sharks of the Open Ocean*, Blackwell Scientific.
- FOWLER, C.W. 1988. Population dynamics as related to rate of increase per generation. Evol. Ecol. 2: 197-204.
- HAZIN, F., C. Boeckmann, E. Leal, K. Otsuka, K. Kihara. 1994. Reproduction of the blue shark, *Prionace glauca*, in the southwestern equatorial Atlantic Ocean. Fish. Sci. 60: 487-491.
- HEESSEN, H.J.L. (Ed.) 2003. Development of elasmobranch assessments DELASS. Final report of DG Fish Study Contract 99/055, 605 p.
- ICCAT. 2004a. Report of the *Ad Hoc* Data Workshop. Annex 4.3 to the Report for the Biennial Period 2002-2003 (Part II), Vol. 1.
- ICCAT. 2004b. Report of the Meeting of the Subcommittee on Statistics. Appendix 8 to the Report for the Biennial Period 2002-2003 (Part II), Vol. 2.
- KOHLER, N., J.G. Casey, P.A. Turner. 1995. Length-weight relationships for 13 species of sharks from the western North Atlantic. Fish. Bull. 93: 412-418.
- LESSA, R., F.M. Santana, F.H. Hazin. 2004. Age and growth of the blue shark *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) off northeastern Brazil. Fish. Res. 66: 19-30.
- MEJUTO, J., B. García-Cortés. 2003. Preliminary relationships between the fin weight of some large pelagic sharks and their body weights. Working Paper ICES Working Group on Elasmobranch Fishes, Vigo (Spain). 28 April-2 May, 2003.
- MOLLET, H.F., G. Cliff, H.L. Pratt, Jr., J.D. Stevens. 2000. Reproductive biology of the female shortfin mako, *Isurus oxyrinchus* Rafinesque, 1810, with comments on the embryonic development of lamnoids, Fish. Bull. 98: 299-318.
- PRATT, H.L., Jr. 1979. Reproduction in the blue shark, *Prionace glauca*. Fish. Bull. 77: 445-470.
- PRATT, H.L., Jr., J.G. Casey. 1983. Age and growth of the shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, using four methods. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 1944-1957.
- SIMPENDORFER, C.A., R.E. Heuter, U. Bergman, S.M.H. Connett. 2002. Results of a fishery-independent survey for pelagic sharks in the western North Atlantic, 1977-1994. Fish. Res. 55: 175-192.
- SKOMAL, G.B., L.J. Nattanson. 2003. Age and growth of the blue shark (*Prionace glauca*) in the North Atlantic Ocean. Fish. Bull. 101(3): 627-639.

**INFORME DE LA REUNIÓN INTERSESIONAL DE 2004 DEL
SUBCOMITÉ DE CAPTURAS FORTUITAS DE ICCAT:
EVALUACIÓN DEL STOCK DE TIBURONES**
(Tokio, Japón, 14-18 de junio de 2004)

RESUMEN

*El objetivo principal de la reunión intersesional de 2004 del Subcomité de capturas fortuitas de ICCAT consistía en realizar evaluaciones de los stocks de tintorera del Atlántico (*Prionace glauca*) y de marrajo dentado (*Isurus paucus*), evaluaciones que incluyen un examen de su biología, una descripción de las pesquerías, análisis del estado del stock y perspectivas, análisis de los efectos de las regulaciones actuales y recomendaciones para estadísticas e investigación. Debido a las limitaciones en cuanto a la cantidad y calidad de la información disponible para la evaluación de los stocks de tintorera y marrajo dentado, se consideró que la evaluación revestía un carácter muy preliminar. El Grupo recomienda que, si la Comisión quiere obtener un asesoramiento mejor sobre el estado de estas y otras especies de captura fortuita, así como un asesoramiento sobre el posible impacto de las pesquerías de túnidos en estas especies, sería necesario que se realizasen mayores inversiones en investigación y seguimiento dirigidos a los tiburones, en particular, y a otras especies de captura fortuita, en general.*

PALABRAS CLAVE

Evaluación del stock, tiburones, estadísticas de pesquerías, captura/esfuerzo

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

La reunión fue inaugurada por el Sr. Masanori Miyahara, presidente de ICCAT y Jefe de delegación de Japón, que dio la bienvenida a Japón a los participantes y les deseó una fructífera reunión. El Dr. Víctor Restrepo (Secretaría) expresó su agradecimiento al Gobierno de Japón por acoger la reunión y al personal del Sr. Miyahara por las disposiciones logísticas de la misma.

El Dr. Hideki Nakano (Japón), presidente del Subcomité, también dio la bienvenida a los participantes. Después, procedió a examinar el orden del día, que fue adoptado con pequeños cambios (**Apéndice 1**).

Ejercieron la función de relatores:

<u>Punto</u>	<u>Relator</u>
1	Nakano, Restrepo
2	Matsunaga, Cortés
3	Kebe, Babcock, Clarke, Bonfil, Takeuchi, Scott, Apostolaki, Brooks
4	Nakano, Restrepo
5	Nakano, Restrepo
6	Scott, Nakano
7	Nakano, Restrepo
8	Nakano, Restrepo

La lista de participantes se adjunta como **Apéndice 2**. En el **Apéndice 3** se expone una relación de los documentos presentados a la reunión.

2. Descripción de las pesquerías

Los tiburones pelágicos se capturan con una gran variedad de artes de pesca en el océano Atlántico, Golfo de México y mar Caribe, lo que incluye palangre, red de enmalle, liña de mano, caña y carrete, arrastre, curricán y arpón, pero principalmente se capturan como captura fortuita en las pesquerías de palangre pelágicas que dirigen su actividad a los túnidos y pez espada, aunque algunas veces son especie objetivo. En algunos países también

existen pesquerías de recreo, como en Estados Unidos, Canadá, CE-Reino Unido y CE-Irlanda. Se sabe muy poco de los elasmobranchios capturados en las pesquerías de Europa. El Informe final del DELASS (*Development of Elasmobranch Assessments* - Desarrollo de Evaluaciones de Elasmobranchios) (Heessen 2003) constataba que se sabía muy poco de los elasmobranchios capturados en las pesquerías europeas en general. En el informe DELAS puede encontrarse una descripción de las pesquerías europeas que capturan tintorera.

Al comienzo de la reunión se decidió que los documentos SCRS/2004/080, SCRS/2004/106, SCRS/2004/117, SCRS/2004/116, SCRS/2004/118, SCRS/2004/121, SCRS/2004/126, y SCRS/2004/115 se examinarían bajo el punto 2 del orden del día. Los siguientes párrafos describen los documentos que se presentaron bajo el epígrafe Descripción de pesquerías.

El documento SCRS/2004/080 proporciona estimaciones de las capturas desembarcadas y de la mortalidad de captura fortuita en el Atlántico canadiense. Los datos del Programa Internacional de Observadores, que abarca a los palangreros nacionales, indicaban que los palangreros canadienses, japoneses y, en un primer momento, los feroeses, capturaron una cantidad notablemente superior de tintoreras a la comunicada en las estadísticas de captura nominal comunicadas. Se estimó la captura fortuita por país, pesquería, trimestre y año para las observaciones realizadas durante el periodo 1986-2000, como el peso agregado de las tintoreras retenidas a bordo y descartadas en relación con el total de grandes pelágicos (túidos, peces espada y marrajo sardinero). Dos aproximaciones independientes de la mortalidad por captura total de la tintorera en el Atlántico norte, basadas en las ratios de captura fortuita y en las estimaciones de mortalidad, apuntaban a unas capturas de más de 100.000 t en el Atlántico norte y a unas mortalidades por captura de 37.000 y 26.000 t, respectivamente. La primera estimación se obtuvo multiplicando el total de capturas de grandes pelágicos en el Atlántico norte, obtenido de ICCAT para el año 2000, por la proporción media de tintoreras presentes en la captura (a partir de los datos de los observadores) y asumiendo una mortalidad por captura con anzuelos del 40%. La segunda estimación se obtuvo utilizando una tasa de explotación calculada partiendo de los datos de marcado y de la mortalidad por captura estimada a partir de un análisis de curva de captura.

El documento también proporcionaba estimaciones de la mortalidad por captura con anzuelo en la pesca de recreo (19%) y una serie de características biológicas. La talla media de la captura descendía a medida que descendían las tasas de captura estandarizadas de la pesquería comercial al palangre y de los torneos de pesca recreativa de tiburones, y el análisis de las curvas de captura reflejaba una gran tasa de mortalidad por pesca en el conjunto de la población. Además, los análisis del ciclo vital corroboraban la productividad y elasticidad de la tintorera en comparación con otras especies de tiburones, lo que explica su persistencia si se considera la alta tasa de mortalidad por pesca y el descenso en la abundancia relativa.

Sobre el documento se comentó que las tasas de captura canadienses podrían no ser representativas de la población total del Atlántico norte, y que las conclusiones sobre el estado de las poblaciones de tintorera en el Atlántico norte quedaban poco claras. También se planteó la pregunta de si los torneos de las pesquerías de recreo implicaban sólo captura y liberación, pero se aclaró que a veces se desembarcaban los tiburones en dichos torneos.

El documento SCRS/2004/106 resumía la información sobre más de 700 tintoreras y marrajos dientusos observados por el programa de observadores de palangre pelágico de Estados Unidos. El 80% de las tintoreras y el 60% de los marrajos dientusos estaban vivos al recuperarse el arte. El 75% de la tintorera fue devuelto vivo al mar, en cuanto al marrajo dientuso, el 61% se retuvo a bordo y el 23% se devolvió vivo al mar. La longitud a horquilla media menor para la tintorera y el marrajo dientuso correspondió a la zona distante del Nordeste (Grandes Bancos, zona ICCAT 94A), mientras que las CPUE nominales sometidas a muestreo repetitivo (bootstrap) fueron más elevadas para ambas especies en esa misma zona.

Respecto al documento, se planteó una pregunta sobre el efecto de la pesca experimental en la zona distante del nordeste durante 2001-2003. Se aclaró que se contó con una cobertura de observadores del 100% durante la fase experimental, y que, realmente, el experimento podría haber influido en las tasas de captura observadas. Además, en el documento se especificaba que aproximadamente el 50% de los anzuelos utilizados durante la fase experimental pretendían representar las prácticas de pesca rutinarias (“control”), mientras que el 50% restante del esfuerzo observado era experimental y no seguía las prácticas pesqueras que se desarrollaron entre 1992 y 2000. Se planteó también una pregunta sobre el efecto de la introducción de las regulaciones sobre extracción de aletas de tiburones en las tasas de capturas. Se aclaró que esto no afectó a las tasas de captura de tiburones porque en el análisis sólo se utilizaron los tiburones observados. Se preguntó si los observadores registraban la proporción de hembras preñadas, más tarde se respondió que en los formularios de observadores se registra información sobre reproducción, pero que rara vez aparecen en las mismas hembras preñadas. También

se constató la similitud entre las tendencias de las tasas de capturas y los especímenes menores observadas en la zona distante del nordeste presentadas en este documento y las observadas en el estudio canadiense descrito antes.

El documento SCRS/2004/117 presenta información sobre los tiburones pelágicos observados en la pesquería de túnidos de palangre pelágico desde 1995 hasta 2003. La tintorera era la especie más abundante en todas las zonas, sobre todo en la zona 40-60° N, donde respondía de más del 90% de la captura fortuita total de tiburones. Sin embargo, hay una mayor presencia de marrajo dientuso en la zona 30-50° N, pero esta especie sólo respondía del 12% de la captura fortuita total de tiburones. La CPUE más elevada para ambas especies se produjo en la zona 30-50° N. El examen de la distribución de frecuencias de tallas por sexos sugiere que la zona de 30-40° N podría ser una zona de cría para la tintorera, tal y como atestigua la presencia de muchos tiburones pequeños. También se ha planteado la hipótesis de que las hembras migran hacia el Norte tras el nacimiento y después hacia el Sur cuando alcanzan la madurez, mientras que los machos se dirigen al Sur tras el nacimiento y siguen dirigiéndose más hacia el Sur cuando alcanzan la fase de madurez. Los marrajos dientusos juveniles y pequeños también utilizan preferentemente la zona 30-40° N.

Entre los comentarios al documento, se planteó que la distribución de frecuencias de talla presentada para la zona 3 (30-40° N) difería de la presentada en el documento SCRS/2004/106, y que la de la zona 1(0-20° S) en las aguas a la altura de África occidental muestra tendencias muy similares a la observada en las aguas de Brasil. También se comentó que el patrón general de distribución de estas especies era incompleto porque algunas Partes contratantes no habían comunicado información sobre la frecuencia de tallas de las capturas.

El documento SCRS/2004/116 presentaba estimaciones de capturas de tiburones realizadas por los palangreros atuneros japoneses en el océano Atlántico utilizando datos de los cuadernos de pesca desglosados por especies para el periodo 1994 a 2003, los datos se filtraron utilizando una tasa de comunicación del 70%. Las capturas estimadas oscilaron entre 111.000 y 330.000 especímenes o 4.200 a 12.700 t para la tintorera, y 3.000 a 41.800 especímenes o 170 a 2,200 t para el marrajo dientuso.

Entre los comentarios, se planteó una pregunta sobre la causa de los puntos máximos en la abundancia de tiburones en 1982 y 1985. Se señaló que estos puntos máximos coincidían con los puntos máximos en el esfuerzo pesquero.

El documento SCRS/2004/118 proporcionaba estimaciones de captura y CPUE para la tintorera capturada por la pesquería palangrera japonesa en el Atlántico durante el período 1971-2002 utilizando los datos de los cuadernos de pesca. Se cotejaron filtros de tasas de comunicación de tiburones de >70%, >80%, y >90% (definidos como proporción del número de lances con tiburones registrados en relación con el número de lances totales por crucero en un documento de Nakano y Honma, SCRS/96/35) con los datos de observadores utilizando un GLM bayesiano. Se hallaron muy pocas diferencias entre las tasas de comunicación.

Se partió del supuesto de que cuando las tasas de comunicación son altas todos los tiburones son tintoreras y que cuando las tasas de comunicación son bajas todos los tiburones son marrajos. Por tanto, se utilizaron los datos con alta tasa de comunicación de 1994-2002 para estimar las capturas de tintorera para los cruceros con alta tasa de comunicación de 1971-1993 utilizando un modelo multinomial de composición por especies. Después se utilizaron todos los datos con tasa de comunicación alta desde 1971 en un marco de GLM bayesiano para imputar capturas de tintorera a los datos con baja tasa de comunicación. Los resultados coincidieron en gran medida con un filtrado junto con un método GLM plus para la estimación de capturas y un método de muestreo repetitivo (*bootstrapping*) para la estimación de la CPUE.

El documento SCRS/2004/121 mostraba la comparación de los datos de observadores y los cuadernos de pesca japoneses para el marrajo dientuso en el océano Atlántico, utilizando GLM bayesianos. Un filtro basado en una tasa de comunicación del 11-30% mostró unos resultados más compatibles con los datos de los observadores que un filtro de tasa de comunicación inferior del 0-20%. Esta información puede utilizarse para seleccionar un filtro de tasa de comunicación que pueda aplicarse a los datos de captura de tiburones que se consignaron en los cuadernos de pesca antes de 1994 sin desglose por especies, con el fin de obtener estimaciones del marrajo dientuso. También se evaluaron los filtros basados en altas tasas de comunicación y podrían utilizarse junto con los métodos de imputación para estimar la captura y tasas de captura del marrajo dientuso antes de que se iniciara la comunicación de datos desglosados por especies en 1994.

Se planteó una pregunta sobre la representatividad del conjunto de datos de los observadores, la cual no pudo ser determinada en ese momento.

El documento SCRS/2004/126 presentaba una CPUE estandarizada para los tiburones y tintoreras capturados por la pesquería palangrera de Taipei Chino en el océano Atlántico meridional. La captura se estimó partiendo de los datos de los cuadernos de pesca ajustados con los datos de observadores recopilados en 2001-2003, para el período 1991-2002. En la sección de tasa de captura se realiza una descripción de este documento. Se realizó un comentario sobre la creciente pesquería de tiburones en el mar Caribe operada por barcos pequeños (<24m), que pertenecen a armadores de Taipei Chino. Se informará a la Comisión de los resultados. No existía información en términos de datos de captura o características de las pesquerías. Esta cuestión se planteó en la reunión de la Comisión del año pasado.

El documento SCRS/2004/115 informaba sobre la pesquería artesanal de canoas con redes de enmalle de Côte d'Ivoire. Los desembarques anuales totales oscilan entre 50 y 100 t. Aparecen cinco especies importantes en las capturas, entre ellas el marrajo dientuso. En la sección de tasa de capturas se aportan más detalles sobre este documento.

Algunos participantes proporcionaron las siguientes descripciones detalladas de sus pesquerías:

- En Côte d'Ivoire y Ghana, y posiblemente en otros países de África occidental, se capturan tiburones de forma fortuita en la pesca artesanal de canoas con redes de enmalle a la deriva.
- La pesquería japonesa de túnidos al palangre se desarrolla en todo el océano Atlántico. Aproximadamente operan actualmente unos 150 barcos pelágicos activos. Las especies objetivo son atún rojo, en el Atlántico norte, y rabil y patudo en el resto de las regiones. Capturan diferentes especies de tiburones pelágicos de forma fortuita. Los pescadores tienen que comunicar las capturas de tiburones por especies en sus cuadernos de pesca. Estos datos son la base de las estadísticas de tiburones presentadas a ICCAT (Tarea I). El esfuerzo de pesca alcanzó su punto máximo a mediados de los noventa, y luego descendió debido a la reducción en el número de barcos pesqueros.
- En el océano Atlántico operan actualmente 170 palangreros activos de Taipei Chino. Los pescadores dirigen su actividad sobre todo al patudo, en las aguas del Atlántico tropical (al Norte y al Sur), y al atún blanco en las aguas templadas del Atlántico Sur. Capturan de forma fortuita tiburones pelágicos, como tintorera, marrajo dientuso y otras especies de tiburones. La captura de tiburones se incrementó desde comienzos de los noventa cuando se produjo un cambio en la especie objetivo pasando del atún blanco al patudo. La tasa de captura fortuita de tiburones es más elevada en las aguas tropicales que en las aguas templadas.
- En Brasil los tiburones oceánicos son capturados sobre todo por los palangreros pelágicos, con una eslora de entre 16 y 32 metros, y que operan a lo largo de toda la costa brasileña. La flota palangrera atunera brasileña cuenta con unos 120 barcos, que operan desde los puertos de Rio Grande, Itajaí, Santos, Rio de Janeiro, Recife, Cabedelo, Natal, y Belém. Los palangreros capturan aproximadamente 5.000 t de tiburones, la mayor parte (aproximadamente el 60%) son tintoreras. Tanto la tintorera como el marrajo dientuso exhiben una tendencia de abundancia creciente con la latitud. Entre otras especies de tiburones capturadas comúnmente destacan tiburón de noche, tiburón jaquetón, tiburón arenoso, *Carcharhinus longimanus*, marrajo carite, zorro ojón, tiburón cocodrilo, tintorera tigre, cornuda común y otras especies. Los barcos brasileños que operan desde Santos y Natal siempre han retenido sus capturas de tiburones, mientras que los barcos fletados generalmente los descartan tras extraerles las aletas. Aunque dicha práctica está prohibida en Brasil desde el 24 de agosto de 1998, se cree que continúa en unos niveles que se desconocen.
- En Estados Unidos, los tiburones pelágicos se capturan con una gran variedad de artes, pero a nivel comercial se capturan sobre todo como captura fortuita de la pesquería de palangre pelágico y, en menor medida, por la pesquería de palangre de fondo, aunque también se capturan con redes de enmalle, arrastre, curricán, liñas de mano y arpones. Los tiburones pelágicos también son capturados por pescadores de recreo con caña y carrete. Las estadísticas estadounidenses de tiburones comunicadas a ICCAT (Tarea I) sólo incluyen: (1) desembarques de los pescadores de palangre estadounidenses con permisos de pesca para túnidos y pez espada y (2) estimaciones de descartes de tiburones muertos de la pesquería de palangre estadounidense de túnidos y pez espada. Otras flotas estadounidenses también capturan y desembarcan tiburones pelágicos atlánticos, como las pesquerías de recreo. Las capturas de tiburones pelágicos realizadas por las pesquerías de recreo en Estados Unidos se incluyeron en los totales presentados a ICCAT antes de su reunión de evaluación del stock. En el Informe Nacional de Estados Unidos a ICCAT se incluye una descripción detallada de las pesquerías estadounidenses que capturan tiburones pelágicos.

3. Estado de los stocks

3.1 Estructura del stock

La tintorera vive en aguas templadas y tropicales del océano Atlántico y mares adyacentes. También está presente en los océanos Pacífico e Índico. Los datos de marcado del Atlántico norte sugieren que sus movimientos se restringen a este hemisferio, con ninguna o poca conexión con el Mediterráneo o el Atlántico Sur; se recuperaron pocos especímenes al Sur del Ecuador, aunque en estas aguas hay importantes pesquerías de alta mar (véase SCRS/2004/104).

El Grupo llevó a cabo el análisis de los datos de tintorera bajo el supuesto de stocks separados en el Norte, Sur y Mediterráneo, aunque en esta reunión no se consideró la información sobre tintorera del Mediterráneo. El marrajo dientuso presenta un patrón de distribución similar al de la tintorera. Por ello, el Grupo asumió la misma separación de stock para el marrajo dientuso. Se deben desarrollar nuevas investigaciones que respalden esta hipótesis de trabajo.

3.2 Datos de captura

Durante la reunión, se presentaron varios documentos relacionados con los datos de captura y/o talla. Entre ellos se incluyen los siguientes documentos: SCRS/2004/080, SCRS/2004/106, SCRS/2004/117, SCRS/2004/116, SCRS/2004/118 y SCRS/2004/121.

La Secretaría presentó la situación de los datos de tintorera y marrajo dientuso comunicados hasta la fecha a ICCAT. La **Tabla 1** y **Figura 1** reflejan el resumen de las capturas comunicadas a ICCAT por flota y artes principales. De conformidad con las recomendaciones de ICCAT, la Secretaría trabajó en estrecha colaboración con ICES y FAO para intentar cubrir las lagunas que se habían encontrado en las estadísticas de ICCAT. Se incorporó en la base de datos de ICCAT la información más rigurosa recibida de estas dos organizaciones en los casos en los que no se había recibido información de una flota determinada a través del corresponsal estadístico. Se constató que la comunicación de capturas españolas a la Secretaría de ICCAT no comenzó hasta 1997 con una gran cantidad de capturas en comparación con las capturas totales de tiburones comunicadas por otras flotas (más del 80% de la captura de tiburones comunicada). Las otras flotas europeas que dirigen su actividad al pez espada (por ejemplo, CE-Portugal) comunicaron una captura superior de tiburones que de pez espada en términos de peso. Debido al modo de registrar los datos, las capturas de tiburón mako comunicadas por Estados Unidos y Côte d'Ivoire deben añadirse a las estadísticas de marrajo sardinero, ya que casi la totalidad representan capturas de esta especie.

El Grupo constató que ICCAT no había comenzado a recopilar datos sobre capturas fortuitas de tiburones de las flotas atuneras hasta 1994 y que, con anterioridad a esa fecha, se había documentado y comunicado a la Comisión el escaso nivel de comunicación de capturas. Los anteriores exámenes de la base de datos de tiburones se tradujeron en recomendaciones encaminadas a mejorar la comunicación de datos de tiburones, pero todavía no se ha producido una importante mejora en la cantidad y calidad de la base de datos de estadísticas de capturas tiburones. Se señaló en la discusión que tanto las capturas de tiburones como los descartes de tiburones muertos tienen que ser objeto de seguimiento, sobre todo si tenemos en cuenta que a muchos tiburones se les extraen las aletas y no se retienen a bordo. El Grupo reiteró sus recomendaciones anteriores instando a las Partes a que proporcionen a la Secretaría estimaciones de las capturas históricas y de descartes de tiburones muertos tanto para las pesquerías dirigidas a los tiburones como para las pesquerías en las que su captura se produce de forma fortuita.

Se informó al Grupo de un reciente estudio sobre el comercio de aletas de tiburón en Hong Kong (Clarke 2003) en el que se exponían estimaciones anuales del número y biomasa de los tiburones representados en el comercio global de aletas basándose en los datos de 1999-2001. Los datos de las subastas de aletas de tiburón de Hong Kong para la tintorera y el marrajo dientuso se utilizaron para determinar el número y peso de los tiburones representados en las subastas. La tintorera respondía de aproximadamente el 18% del mercado de Hong Kong y el marrajo del 2%. Las cifras basadas en Hong Kong se extrapolaron, en el marco de diferentes escenarios, para representar el comercio internacional. Utilizando estimaciones de mediana basadas en algoritmos independientes para las aletas caudales, pectorales y dorsales y aplicando factores de extrapolación altos y bajo al comercio global, las estimaciones de tintorera oscilaron entre 11 y 16 millones de tiburones por año, y las estimaciones de biomasa oscilaron entre 245.000 y 344.000 t por año. Asumiendo que un tercio de la tintorera del mercado global se captura en el Atlántico, un cálculo aproximado sugiere que se extraen cada año del Atlántico entre 3,7 y 5,3 millones de tintoreras, lo que supone entre 82.000 y 114.000 t. En lo que se refiere al marrajo dientuso, las

estimaciones se sitúan entre 600.000 y 900.000 marrajos dientusos en todo el mundo (o aproximadamente 200.000 a 300.000 marrajos dientusos en el Atlántico), lo que supone entre 39.000 y 54.000 t en el mundo (o aproximadamente entre 13.000 y 18.000 t en el Atlántico).

Basándose en dicha información y teniendo en cuenta el carácter incompleto de la comunicación de capturas de tintorera y marrajo dientuso a la Secretaría, el Grupo decidió obtener una imagen más exacta de la mortalidad y captura de tiburones en las flotas atuneras del Atlántico basándose en las ratios de tiburones en los desembarques tünidos de las flotas que comunican ambos datos a ICCAT y utilizar estas ratios para reconstruir una captura histórica posible por principal tipo de arte. Se constató que aunque esto puede proporcionar en cierta medida una imagen más realista de las capturas de tintorera y tiburón mako, esta aproximación se realizó con escasa orientación de los científicos expertos en varias flotas importantes que capturan estas especies. Las estimaciones que se presentan a continuación contienen un alto grado de incertidumbre y se utilizan sobre todo para proporcionar una base previa para las aplicaciones del modelo de evaluación del stock que requieren información sobre captura y esfuerzo. Sin embargo, debido al carácter muy provisional de estas estimaciones, los resultados de estas aplicaciones de modelo deben considerarse muy provisionales.

Estimaciones de la captura basadas en las ratios de tiburones en las capturas de tünidos

A efectos de evaluación y dada la escasez general en calidad y cantidad de los datos de tiburones comunicados hasta la fecha, el Grupo decidió retro-calcular la captura para utilizarla de modo provisional en los intentos de modelación de la producción durante las jornadas de trabajo. Las normas generales para este cálculo fueron estimar el porcentaje de capturas de tiburones comunicadas vs la captura total de tünidos (incluyendo pez espada y marlines) en la base de datos de la Tarea I de ICCAT. La ratio de este calculo se agregó por arte y características de las flotas y se aplicó al estrato para el que no se había presentado información sobre tiburones, con el fin de estimar los posibles niveles de captura de tintorera y marrajo dientuso para las flotas que no comunicaron sus capturas durante el periodo 1971-2000. Se seleccionó este periodo porque representa el periodo para el cual se dispone de índices de abundancia relativa basados en CPUE estandarizada para la tintorera y el tiburón mako del Atlántico. En los casos en los que una flota comunicó sus capturas de tiburones, no se realizó ninguna sustitución, y se utilizaron los niveles de captura comunicados. En los casos en los que no se comunicó ninguna información sobre capturas de tiburones para una flota durante todo el periodo de 1971 a 2002, se aplicó la ratio estimada para flotas de características similares. También se utilizó información sobre el cambio en la estrategia de direccionamiento de la flota española de pez espada para estimar la proporción de tiburones en dicha flota antes de 1997. En el **Apéndice 4** se explican los detalles de esta metodología. En la **Tabla 2** se dan detalles sobre la ratio utilizada por flota, arte principal y zona del stock. La captura de tiburones de la flota japonesa de palangre utilizada en este ejercicio fue la estimada y descrita en el documento SCRS/2004/117.

El Grupo reconoció que este método no era la mejor opción y que podría mejorarse en el futuro. Pero debido a limitaciones de tiempo en la reunión y a la ausencia de científicos con un conocimiento específico de algunas pesquerías importantes que afectan a los tiburones, el Grupo convino en utilizar dicho procedimiento. Los resultados de este ejercicio se reflejan en la **Tabla 3** y se contrastan gráficamente con la información comunicada en la **Figura 2**. El Grupo constató que las capturas máximas estimadas mediante este método suponen aproximadamente el 50% de la captura potencial de tintorera y tiburón mako del Atlántico estimada a partir de los datos de comercio de aletas de Hong Kong. El Grupo indicó que las estimaciones de comercio de aletas podrían ser conservadoras, a menos que todas las aletas de las capturas realizadas en el Atlántico (o en cualquier otro lugar) se destinen al mercado de aletas.

3.3 Datos de talla

El Grupo constató que los datos disponibles sobre talla para la tintorera y el marrajo dientuso eran limitados, e instó a las Partes contratantes y a otros colaboradores a que reforzarán sus esfuerzos destinados a recopilar y comunicar datos de la Tarea II (talla) para dichas especies.

3.4 Datos de tasa de captura (CPUE)

Los documentos presentados con información sobre tasas de captura son los siguientes: SCRS/2004/80, SCRS/2004/108, SCRS/2004/111, SCRS/2004/115, SCRS/2004/118, SCRS/2004/119, SCRS/2004/120, SCRS/2004/123, SCRS/2004/125 y SCRS/2004/126. A continuación se resume la presentación y el debate de dichos documentos:

Pesquerías de recreo y palangre en aguas canadienses (tintorera)

Se presentaron las estimaciones de captura por unidad de esfuerzo estandarizada para la tintorera basadas en los datos de observadores de las operaciones de palangre japonesas y canadienses (SCRS/2004/80). Sólo pueden utilizarse los datos de 1995 en adelante debido a los cambios realizados en las prácticas de registro de datos. Para las pesquerías dirigidas al patudo y pez espada, las tasas de captura de tintorera descendieron notablemente durante dicho periodo. En las pesquerías de atún rojo hubo dos tendencias, en la zona de la plataforma Scotian se observaron descensos desde 1995, con una relativa estabilidad en los últimos años, mientras que en la pesquería de Terranova se observó un modesto incremento en las tasas de captura. Se presentó una serie de CPUE adicional basada en los torneos de pesca de recreo, que se celebran anualmente desde 1998. La interpretación se complicó debido a varios factores pero, en general, coincide con las series comerciales al mostrar un descenso en las tasas de capturas de los últimos años. En el debate posterior, el Grupo planteó si las tendencias observadas eran representativas del Atlántico norte y si el hecho de que la pesquería de recreo opere en el marco un sistema de cuota podría afectar a estas tendencias.

Pesquerías de recreo en aguas estadounidenses (tintorera y marrajo dientuso)

El documento SCRS/2004/108 presentaba índices de abundancia derivados de CPUE para tintorera y marrajo obtenidos de dos conjuntos de datos de la pesquería de recreo estadounidense: La Encuesta de Estadísticas de las Pesquerías Marinas de Recreo (*Marine Recreational Fishery Statistics Survey*, MRFSS), un muestreo aleatorio por toda la costa de los pescadores con caña a pie de muelle, y los torneos de pesca de tiburones en el estado de Massachussets. Se estandarizaron las series utilizando un GLM con una estructura de error delta-lognormal para la tintorera en la MRFSS, binomial para el marrajo dientuso en la MRFSS y lognormal para ambas especies en los datos de torneos. En los datos del MRFSS se observan diferentes tendencias en la CPUE de la tintorera en las diferentes regiones, temporadas y tipos de pesca, lo que implica que la CPUE no realiza un seguimiento de la abundancia de tintorera. La CPUE de tiburón mako difiere en su moda en los barcos privados y en los barcos fletados. En los torneos de Massachussets, la CPUE de tintorera mostraba tendencias diferentes al Norte y al Sur de Cabo Cod. En los datos de los torneos de tiburón mako no se observaron interacciones significativas con el año. Los autores recomiendan que no se utilicen las series de MRFSS como índice de abundancia de ninguna de las dos especies.

Pesquerías de palangre en aguas estadounidenses (tintorera, marrajo dientuso)

Se derivaron los índices de abundancia estandarizados de tintorera y marrajo dientuso de forma independiente a partir de los datos de los cuadernos de pesca pelágica de Estados Unidos (1986-2003), el programa de observadores pelágicos (1992-2003) y para el tiburón mako de los datos de peso en el desembarque de los registros de los comerciantes desde 1981 a 2003 (SCRS/2004/111). Los índices se calcularon tratando Log(capturas observadas por 1.000 anzuelos) y la proporción de mareas positivas de forma independiente con un enfoque delta-lognormal. Las interacciones con el factor año se trataron como efectos aleatorios. Para la tintorera, los cuadernos de pesca mostraron un descenso muy marcado, que va disminuyendo en los últimos años, mientras que el índice de los datos de los observadores muestra fluctuaciones durante 1999, y después un alza de 2000 a 2003. Para el tiburón mako, los índices basados en cuadernos de pesca mostraban un fuerte descenso hasta 2000, seguido por un incremento durante el año 2003. Los índices de tiburón mako obtenidos a partir de datos de observadores fluctúan con un moderado descenso general. Los pesos en el desembarque, sólo disponibles para el tiburón mako, muestran un breve descenso y después un marcado incremento al principio de la serie temporal, lo que refleja potencialmente un incremento en la proporción de tiburón mako retenido a medida que se desarrollaba el mercado, seguido por un descenso de 1986 a 2003, incluido, debido potencialmente a un incremento en las tasas de captura de pez espada durante dicho periodo. El efecto de considerar las vedas de arte y zona en los índices de peso en los desembarques no fue significativo. Los autores consideraron que, dado que los datos de peso en los desembarques son susceptibles de verse afectados por las tendencias de mercado y que el tamaño de la muestra de observadores es pequeño y está sujeto a una fuerte variabilidad, las series de tasa de captura de los cuadernos de pesca son probablemente las más útiles.

Pesquerías artesanales de redes de enmalle de Côte d'Ivoire (marrajo dientuso)

Se presentaron las estimaciones de CPUE nominal para varias especies de tiburones, incluido el marrajo dientuso, para la pesquería artesanal de redes de enmalle de Côte d'Ivoire (SCRS/2004/115). Los datos se extrajeron de los muestreos en puerto de los desembarques. Las tasas de captura, en kilogramos por marea, se caracterizaron como relativamente estables durante el periodo 1991-2003.

Pesquerías de palangre japonesas en el Atlántico norte y sur (tintorera y marrajo dientuso)

La captura por unidad de esfuerzo estandarizada (CPUE) para la tintorera capturada por la pesquería palangrera japonesa en el océano Atlántico se estimó a partir de los datos de los cuadernos de pesca (1971-2003), utilizando un método de filtrado y un GLM (SCRS/2004/119). El filtro consistió en incluir sólo los datos de los cruceros para los cuales se había superado una tasa de comunicación calculada (proporción de lances por crucero con al menos un tiburón registrado) de $>70\%$. Con anterioridad a 1994, antes de que se comunicaran las capturas desglosadas por especies en los cuadernos de pesca, se asumía que todos los tiburones registrados eran tintoreras. Las CPUE de tintorera muestran unas tendencias relativamente estables durante las tres últimas décadas para las hipótesis del stock del Atlántico total y Norte y Sur. Se aplicó un método alternativo basado en una imputación bayesiana al mismo conjunto de datos (SCRS/2004/118). Los datos de los cuadernos de pesca con alta tasa de comunicación ($>80\%$) del periodo 1994-2002 se utilizaron para estimar las capturas de tintoreras para los cruceros con alta tasa de comunicación del periodo 1971-1993, utilizando un modelo multinomial de composición por especies. Después se utilizaron todos los datos con alta tasa de comunicación desde 1971 en un GLM bayesiano con errores de Poisson para imputar las capturas de tintorera a los datos con baja tasa de comunicación. Los datos reales e imputados se agregaron estocásticamente y se expresaron en relación con el esfuerzo observado. Los resultados coinciden en sus tendencias, pero su magnitud es más elevada cuando se comparan con el método de filtrado.

También se estimó la CPUE estandarizada del marrajo dientuso a partir del mismo conjunto de datos (SCRS/2004/120) mediante la aplicación de diversos filtros (niveles de tasa de comunicación) seleccionados en función del mejor ajuste entre la CPUE de los cuadernos de pesca filtrada y los datos de observadores disponibles desde 1995 hasta 2003. Tras la estandarización realizada mediante un GLM basado en zona, año, trimestre, arte e interacciones, la CPUE parecía decrecer gradualmente desde 1971 hasta 2003 para el Atlántico en su totalidad. Se observaron tendencias similares para el Atlántico sur, mientras que para el Atlántico norte se observaron fluctuaciones mayores en la tasa de captura en comparación con el Atlántico sur desde 1993.

Pesquerías de recreo en aguas de Irlanda (tintorera)

Se presentaron series de CPUE nominales para la tintorera de la pesquería deportiva de captura y liberación de las aguas de Irlanda de 1978 a 2002 (SCRS/2004/123). Los datos se recopilaban de los cuadernos de pesca de los patrones, y diez de estos patrones que habían estado pescando de forma continua durante un periodo de al menos siete años durante 1989-2002 se consideraron un subconjunto más fidedigno de estos datos. La CPUE de los datos más fidedignos de los patrones fluctuó entre 2,5 y 3,5 tiburones por día de pesca entre 1989 y 1997, pero desde entonces se ha producido una tendencia marcadamente decreciente. Los autores llegaron a la conclusión de que el aparente descenso en la abundancia de tiburones es un motivo de inquietud.

Pesquerías de palangre en aguas de Brasil nororiental (Natal) y suroriental (Santos) (tintorera y marrajo dientuso)

Se presentaron los valores de CPUE nominal para la captura de tintorera y marrajo dientuso en las flotas palangreras de túnidos y pez espada con base en Brasil nororiental (Natal) y suroriental (Santos) (SCRS/2004/125). La CPUE de tintorera de la flota de Santos se incrementó desde mediados de los setenta hasta mediados de los ochenta, y ha exhibido una tendencia relativamente estable desde entonces (CPUE nominal entre 8 y 10 tiburones por 1.000 anzuelos). Las tendencias de CPUE de tintorera para Natal fueron aproximadamente un tercio de las observadas en el caso de la flota de Santos. Se cree que los cambios de las CPUE de tintorera a través de las series temporales están muy vinculados a los cambios en las especies objetivo, pero se han mantenido estables durante los periodos en los que la especie objetivo ha sido la misma. Al igual que sucede con las tendencias de la tintorera, la CPUE de marrajo dientuso fue más elevada en las aguas de Brasil Suroriental que en las aguas del Brasil nororiental. Los niveles de CPUE de tiburón mako fueron aproximadamente diez veces inferiores a las tasas de tintorera, pero se caracterizaron por ser relativamente estables. Durante el debate, el autor aclaró que las series nororientales de marrajo dientuso no eran fiables debido a las bajas capturas de la zona. Además, para la tintorera, la serie nororiental sólo es fidedigna durante 2000 debido a las estrategias erráticas de direccionamiento que se produjeron tras ese año, y la serie suroriental sólo es fidedigna desde 1985 en adelante, ya que sólo durante este periodo la tintorera fue una especie objetivo reconocida.

Pesquerías de palangre de Taipei Chino en el Atlántico sur (tintorera)

Se estimó la CPUE estandarizada para la tintorera en el Atlántico Sur basándose en los datos de los cuadernos de pesca de la pesquería de palangre de Taipei Chino, 1991-2002 (SCRS/2004/126). Se dividió el Atlántico Sur en tres zonas. Para ajustar la infracomunicación de tiburones, las capturas comunicadas de tiburones se ajustaron al alza basándose en la ratio de capturas comunicadas de especies objetivo en relación con la captura de tiburones extraída de los datos de observadores de 2001 a 2003. Dado que las capturas de tiburones desglosadas por especies no se empezaron a comunicar en los cuadernos de pesca hasta 2003, se realizó otro ajuste, basado también en los datos de observadores, para convertir los datos totales de tiburones en capturas de tintorera. La CPUE estandarizada basada en zona, año y trimestre para la tintorera exhibe una tendencia relativamente estable, con valores ligeramente más elevados en 1995 y 1996. Durante el debate, el autor aclaró que si no se capturaba la especie objetivo, no se ajustaban las cifras de captura de tiburones. También se identificaron cambios en las tasas de captura derivados de un cambio en el direccionamiento pasando del atún blanco al patudo, pero dichos cambios no se consideraron explícitamente en este análisis.

Discusión sobre los índices de CPUE y ponderaciones

Todos los índices de CPUE descritos antes, con la excepción de los datos canadienses que no estaban disponibles en formato numérico al comienzo de la reunión, fueron superpuestos en una escala normalizada. Además, se incluyeron las series derivadas de la base de datos de observadores de la pesquería de recreo estadounidense presentadas en la reunión preparatoria de datos sobre tiburones en 2001 (SCRS/2001/060) y una serie independiente de la pesquería publicada por Simpfendorfer et al. (2002). Esto se consiguió identificando los años comunes a todos los índices, calculando la media dentro de cada serie para dichos años comunes y expresando todos los valores de cada serie como una proporción de la media calculada para dicha serie. Basándose en la recomendación del estudio DELASS de ICES, y considerando el punto de vista del Grupo con respecto a la estructura del stock de estas especies, las series del Atlántico norte se separaron de las del Atlántico sur para facilitar la modelación de stock independiente para cada cuenca oceánica. Además, las series temporales que representan a una amplia variedad de zonas dentro de cada cuenca oceánica se separaron de las series que se cree que reflejan condiciones más localizadas y que, por tanto, quizá estén menos relacionadas con la abundancia global que con condiciones medioambientales. Se excluyeron los datos de los cuadernos de pesca japoneses para 2003, pues se consideró que sólo reflejan una comunicación parcial del conjunto de datos completo del que se dispondrá más adelante (**Tablas 4, 5**).

Sobre la base de las discusiones reflejadas antes, se seleccionaron las siguientes series de tasas de captura para la tintorera (**Tabla 4**):

- Las series de los cuadernos de pesca de la pesquería de palangre japonesa (aplicadas de forma independiente al Atlántico norte y Sur);
- Las series de los cuadernos de pesca de la pesquería de palangre estadounidense (aplicadas al Atlántico norte);
- Las series de palangre de Taipei Chino (aplicadas al Atlántico Sur);
- Las series de palangre de Brasil nororiental y suroriental (aplicadas al Atlántico sur, sólo series parciales);

y para el marrajo dientuso (**Tabla 5**):

- Las series de los cuadernos de pesca de la pesquería de palangre japonesa (aplicadas de forma independiente al Atlántico norte y Sur);
- Las series de los cuadernos de pesca de la pesquería de palangre estadounidense (aplicadas al Atlántico norte);
- Las series de palangre de Brasil suroriental (aplicadas al Atlántico sur, sólo series parciales);

Para los enfoques de modelación que utilizan series temporales independientes, estas series de tasas de captura fueron ponderadas con la cantidad proporcional de captura en cada pesquería para cada año por separado. En otros casos, se aplicó un patrón de tasa de captura promediado (ponderación igual). La **Tabla 6** muestra los factores de ponderación aplicados con modelos de producción excedente de biomasa. En el punto 3.2 se explica cómo se derivaron las capturas anuales.

3.5 Parámetros biológicos de población

La información sobre tintorera del documento SCRS/2004/080 presenta diferentes factores de conversión para varios tipos de talla (y modos de realizar las mediciones), y para talla y peso. Se estimó que los machos alcanzan la madurez sexual con una talla de 201 cm de longitud a horquilla en curva. La madurez sexual de las hembras no se estimó debido a la ausencia de hembras maduras en las capturas. En este documento se afirma que no existen estimaciones validadas para la edad de la tintorera, sin embargo, Skomal and Natanson (2003) validaron la determinación de la edad de tintoreras de edad 4+ en el Atlántico noroccidental. Se estimó una esperanza de vida de 16-20 años, pero métodos alternativos de lectura de anillos de crecimiento en los vertebrados (vértebras enteras vs vértebras seccionadas) y los estudios de marcado y recaptura proporcionaron diferentes tasas de crecimiento después de la edad 4.

El documento SCRS/2004/101 presenta datos sobre los factores de conversión de aletas a peso vivo para la tintorera capturada por la flota portuguesa. Se mencionó que este estudio parece basarse en un solo barco y que, quizá, un muestreo de una proporción mayor de la flota de pesca proporcionaría un factor de conversión más representativo y variable. También se aludió a que la alta ratio de aletas en relación con el peso vivo (6,6%) presentada en este documento, y posiblemente la de de Mejuto y García-Cortés (2003), se deba a la inclusión en sus cálculos de la aleta caudal entera y no sólo del lóbulo inferior como suele hacerse en la mayoría de los otros estudios sobre aletas.

En el documento SCRS/2004/103 se exponen las diferencias en la distribución de tallas y tamaño de las camadas y otros parámetros biológicos de las tintoreras en las diferentes cuencas y regiones oceánicas. Este completo informe sobre parámetros biológicos de la tintorera debe analizarse detalladamente durante la evaluación. Se preguntó si el estudio se basaba en tiburones desembarcados o sólo en muestreos de tiburones en el mar. Se aclaró que los datos provenían exclusivamente de observadores embarcados.

En la base de datos del programa de observadores estadounidense no existen datos sobre parámetros reproductivos de *Isurus oxyrinchus* debido a la escasa presencia de esta especie, sobre todo de especímenes maduros. También se constató que se habían detectado muy pocas veces hembras preñadas en las capturas fortuitas japonesas.

El documento SCRS/2004/107 informa sobre las cantidades de tintoreras liberadas muertas o vivas por la pesquería de palangre estadounidense. El porcentaje de tintorera muerta descende con la edad/talla de los tiburones y con la menor duración del lance. Los lances realizados en las zonas más cercanas a la costa Este de Estados Unidos presentan una mortalidad inferior debido a que en esta zona las tintoreras grandes son más comunes, mientras que zonas distantes se capturan más juveniles.

El documento SCRS/2004/125 presenta los datos sobre tintorera de la flota palangrera brasileña. Estos datos incluyen sólo los barcos que no descartan a los tiburones y cuya especie objetivo se conoce. Los datos de CPUE reflejan una gran variedad en las prácticas pesqueras, debido sobre todo a los cambios de especie objetivo (tintorera, rabil, tiburón de noche, pez espada). La extracción de aletas está prohibida en Brasil desde 1998, pero dicha prohibición se cumple muy poco. La costa brasileña parecer revestir cierta importancia para el ciclo de reproducción de la tintorera del Atlántico sur. Parece ser que los apareamientos se producen el costa sudeste de Brasil y la ovulación/primer estadio de la gestación se produce tres meses más tarde en la aguas situadas al nordeste de Brasil. Este documento proporciona también información sobre el tamaño de las camadas, edad y crecimiento, estimaciones de edad de madurez (5 para ambos sexos). También incluye una curva de captura y análisis demográficos; las capturas actuales son sostenibles pero la pesquería tiene que actuar con precaución porque se desconoce el nivel de descartes y capturas no comunicadas y se sospecha que ambos son elevados. Se constató que la migración reproductiva propuesta parece ir contracorriente, lo que contradice las teorías actuales sobre las migraciones de tintorera en el Atlántico norte. También se indicó que los requisitos medioambientales, como temperaturas del agua más elevadas en las zonas de ovulación podrían revestir más importancia para los movimientos migratorios de la tintorera que las corrientes oceánicas.

En la **Tabla 7** se enumeran los parámetros del ciclo vital que se acordaron durante la reunión para los ensayos de modelo de las evaluaciones.

3.6 Evaluación del stock

3.6.1 Presentación y discusión sobre los modelos

3.6.1.1 Modelo de producción excedente

El documento SCRS/2004/109 presenta un modelo de producción excedente aplicado a la captura y datos de CPUE disponibles en la reunión del Grupo de Trabajo sobre capturas fortuitas de 2001 (SCRS/2001/021), implementado con un programa BSP (Producción excedente bayesiana) del catálogo de métodos de ICCAT. El modelo utilizó distribuciones previas bayesianas informativas para las capturas históricas (antes de que se dispusiera de datos de captura) y la biomasa del principio de la serie temporal. Se derivó una distribución previa informativa para la tasa intrínseca de crecimiento r , ajustando una distribución lognormal a los valores de r derivados de las simulaciones Monte Carlo de los datos demográficos. Los resultados del modelo implicaban que los niveles actuales de captura son sostenibles para la tintorera pero no para el marrajo dientuso. La mayor fuente de incertidumbre de los resultados del modelo residía en la ausencia de datos de captura para la primera parte de la serie temporal.

Se planteó una pregunta sobre la posibilidad de estimar la captura anterior a 1971, periodo para el que no se dispone de ninguna estimación de captura, a partir de las series temporales de esfuerzo. El autor respondió que el código actual no puede utilizar los datos de esfuerzo para estimar la captura.

3.6.1.2 Modelo de dinámica de población estructurado por edad

El documento SCRS/2004/105 presentaba un modelo de dinámica de población estructurado por edad y detallado que puede utilizarse para describir la dinámica de las poblaciones de tiburones y para evaluar los efectos de la explotación. La incertidumbre a la hora de entender la dinámica de los tiburones y los patrones de explotación se incorporó mediante estadísticas bayesianas. El marco estadístico estructurado por edad se aplicó a los datos biológicos y de explotación existentes para la tintorera en el Atlántico norte. El enfoque presentado en el documento resultó ser lo bastante genérico como para permitir la utilización de todos los datos disponibles sobre tintorera (a saber, captura, índices de abundancia relativa, dinámica específica de la edad). El documento examinaba el potencial del marco de modelación estadística para proporcionar predicciones sobre el estado de la población de tintorera e investigaba la sensibilidad de las predicciones del modelo a los valores de los supuestos y parámetros de entrada clave.

Se planteó una pregunta sobre el efecto de la edad de madurez de los machos en los resultados del modelo. Se sugirió que la edad de madurez de los machos afectaría a los resultados solamente en el caso de que el stock se viese severamente mermado, ya que el tamaño de la población de machos afecta a la reproducción de las hembras. La autora respondió que no había incorporado estos efectos y que la elección de la edad de madurez de los machos no afectaría a los resultados, con la excepción del cálculo de la biomasa de población madura.

El documento SCRS/2004/110 y su apéndice presentaba un marco para estimar los puntos de referencia, el estado del stock y el tiempo de recuperación en situaciones para las que no se dispone de datos de captura. El estimador específico desarrollado es esencialmente un modelo de producción estructurado por edad reformulado en términos relacionados con los niveles de preexplotación. Se adoptó un esquema de estimación bayesiano para poder incorporar la información auxiliar pertinente, tal y como puede obtenerse del metanálisis de stocks similares o de observaciones anecdóticas. Se aplicó el enfoque al marrajo dientuso. Los valores de entrada de la pesquería para el modelo se limitaron a un índice de CPUE, un promedio de las series de los cuadernos de pesca del palangre japonés (1971-2000), tal y como aparecen en el informe final de la reunión de evaluación del stock de tiburón atlántico (SCRS/2001/021) y las series de los cuadernos de pesca del palangre estadounidense (1986-2003) tal y como se comunicaron en el documento SCRS/2004/111. Se creó un índice de abundancia adicional para ampliar las series temporales de información remontándose hasta 1950, periodo en el que supone que la población estaba en niveles sin explotar (virgen). El índice de abundancia asumía diferentes niveles de merma de 1950 a 1971, y los valores anuales exhibían un descenso lineal desde el nivel virgen hasta el nivel de merma estimado en 1971. Se exploraron niveles de merma del 50%, 25% y 10%. Las estimaciones del modelo de F_{actual} , F_{RMS} , y SSB_{RMS} son bastante estables, y el supuesto de merma histórica en 1971 afecta sobre todo a la estimación del modelo de la tasa de mortalidad por pesca histórica (F_{hist}). Dado que las estimaciones del modelo de supervivencia de crías y de M se sitúan en niveles cercanos a los de las especificaciones previas, se recomiendan ensayos de sensibilidad para formulaciones previas alternativas. La estimación de la SSB actual en comparación con la SSB virgen osciló entre el 47-35% para un supuesto de merma en 1971 de 10-50%.

Se comentó que considerando que la ausencia de datos sobre captura de tiburones es algo común en todo el mundo, este método de evaluación, que no requiere conocer el tamaño real de las capturas, resulta muy útil para esta especie.

3.6.1.3 Análisis de los datos de marcado

El documento SCRS/2004/112 propone un marco estadístico para estimar el movimiento y la tasa de mortalidad por pesca de la tintorera a partir de datos de colocación y recuperación de marcas del Programa Cooperativo de Marcado de Tiburones del NMFS. El modelo considera cuatro regiones geográficas. La tintorera puede permanecer en la región en la que se marcó o puede desplazarse entre regiones. Los parámetros del modelo son probabilidades de movimientos intra e interregionales y los coeficientes de capturabilidad que relacionan las probabilidades de captura y los datos de esfuerzo de pesca con palangre de ICCAT. Se utilizaron métodos de estimación bayesianos para estimar y cuantificar la incertidumbre asociada con los valores de estos parámetros. El conjunto de datos del NMFS-CSTP tiene potencial para su utilización en una evaluación del stock de tintorera y debe seguir investigándose. Se han identificado áreas de interés para futuras investigaciones.

Se comentó que el resultado no incluye la última actualización de la base de datos de marcado de tiburones. De ahí que si se realiza el análisis con los datos de la última actualización, los resultados puedan cambiar. También se planteó otra pregunta sobre la disponibilidad de estimaciones de mortalidad por pesca en el análisis. A lo que se respondió que era un proyecto que estaba en marcha y que en el futuro se dispondrá de dicha información.

3.6.1.4 Análisis demográfico

El documento SCRS/2004/122 presentaba un análisis demográfico de la tintorera y el marrajo dientuso atlánticos. Las incertidumbres de los parámetros de los valores de entrada se consideraron mediante la simulación Monte Carlo. La mortalidad total actual de estos tiburones se estimó mediante un análisis de curva de captura aplicado a los datos de captura por edad de los datos de observadores de la pesquería de palangre japonesa. Los resultados sugerían que la mortalidad por pesca actual de tintorera es sostenible. En lo que se refiere al marrajo dientuso, la mortalidad por pesca actual parecía producir una tasa intrínseca negativa de crecimiento, lo que apunta hacia un descenso en la población.

Se preguntó si se había utilizado el peso seco o húmedo para aplicar Petersen and Wroblewski. La respuesta fue que se había aplicado el mismo supuesto utilizado en Cortés (2002).

3.6.1.5 Discusiones generales sobre los modelos

Estos cinco documentos se basaron en la información disponible antes de la reunión. El Grupo decidió desarrollar de nuevo los modelos, con la excepción de los análisis de marcado, con los mejores datos disponibles, y en algunos casos con nuevos datos para la unidad de stock del Atlántico sur y norte.

– Simulación Monte Carlo y parámetros demográficos

Un subgrupo de trabajo discutió toda la información disponible sobre características biológicas para utilizarla como valor de entrada en la simulación estocástica de los parámetros demográficos. El Grupo procedió después a identificar las distribuciones estadísticas que describirían adecuadamente varias características biológicas y establezcan otros parámetros biológicos necesarios para la evaluación.

Para el marrajo dientuso, dada la información biológica disponible, se convino en establecer en 7 años la edad de madurez, (50% de los peces maduros para la reproducción) para la proporción de hembras de la población y se asumió, además, que todas las hembras alcanzaban la madurez en la edad 8. A efectos de modelación del ciclo vital, se incrementaron en un año estas edades para incluir el momento en que las hembras se reproducen realmente por primera vez (a saber, el tiempo que transcurre desde que maduran hasta que paren por primera vez). Se asumió que la esperanza de vida seguía una distribución específica linealmente decreciente que oscilaba entre 16 y 33 años reescalada a una probabilidad relativa de uno. El límite inferior se obtuvo del espécimen más viejo cuya edad se determinó en un estudio de crecimiento y edad publicado para el océano Pacífico nordeste (Cailliet et al. 1983) y el límite superior correspondió a la estimación teórica de la edad en el 95% de la talla máxima asintótica de la curva de crecimiento de von Bertalanffy, así como a un estudio inédito de las aguas de Taipei Chino (Liu com. pers.). Los valores de los parámetros de la función de crecimiento de Bertalanffy se obtuvieron de los datos de una tesis de postgrado de Semba (com. pers), que también se presentaron en el documento SCRS/2004/122, mientras que los valores de parámetros de la curva de potencia (“power curve”) que

describe la relación entre talla y peso se extrajeron de Kohler et al. (1995). La duración del ciclo reproductivo (frecuencia de crías) se estableció en tres años, basándose en la información incluida Mollet et al. (2000) y, a modo de alternativa, se estableció una duración de dos años. La ratio de sexos al nacer era 1:1 y también se tomó de Mollet et al. (2000).

Surgió un debate sobre la magnitud de la mortalidad natural en los primeros años en las especies de tiburones en general. Basándose en los únicos dos estudios publicados que han proporcionado estimaciones empíricas de la supervivencia durante el primer año para el tiburón macuira y tiburón galano, se seleccionó una distribución triangular estableciendo el valor más probable en 0,5 y los límites inferior y superior en 0,4 y 0,6, respectivamente, para describir S_0 (supervivencia en el primer año). También se describió S_1 (la probabilidad de supervivencia de los tiburones de edad 1) mediante una distribución triangular en el que se incrementaron en 0,1 tanto los límites superior e inferior como el valor más probable. La supervivencia para la edad 2 y superiores se representó mediante una distribución uniforme en la que los límites superior e inferior correspondían a las estimaciones más baja y más alta obtenidas mediante seis métodos de ciclo vital (Hoenig, Pauly, Chen y Watanabe, Peterson y Wroblewski, y dos métodos de Jensen; véase Cortes 2002 para consultar detalles). La información sobre fecundidad se extrajo de Mollet et al. (2000) y Pratt y Casey (1983).

Para la tintorera, dada la información biológica disponible, se convino en establecer en 5 años la edad de madurez, (50% de los peces maduros para la reproducción) para la proporción de hembras de la población, y, además, se estimó que todas las hembras alcanzaban la madurez en la edad 6. A efectos de modelación del ciclo vital, estas edades se incrementaron en un año para incluir el momento en que las hembras se reproducen por primera vez. Se asumió que la esperanza de vida seguía una distribución uniforme y que oscilaba entre 16 y 21 años, basándose en la información de Skomal y Natanson (2003). Los valores del parámetro de la función de crecimiento de Bertalanffy también se tomaron de Skomal y Natanson (2003). Los valores de los parámetros de la relación talla-peso provienen de Kohler et al (1995). Se asumió una periodicidad reproductiva de 1 o 2 años; un examen más exhaustivo de la información reproductiva presentada en Pratt (1979) proporcionó más pruebas de un ciclo de un año que del ciclo de dos años asumido tradicionalmente. Además, la información de Hazin et al. (1994) para el océano Atlántico sur demostró la existencia de un ciclo de un año para la tintorera de las aguas de la costa brasileña. La ratio de sexos en el nacimiento era 1:1 y se tomó de Castro y Mejuto (1995).

Se utilizó la misma lógica que para el marrajo dientuso para describir la supervivencia de la tintorera: se seleccionó una distribución triangular con un valor más probable de 0,5 y límites superior e inferior de 0,4 y 0,6, respectivamente, para describir S_0 ; S_1 también se describió con una distribución triangular en la que los límites inferior y superior y el valor más probable se incrementaron en 0,1. La supervivencia en edades 2 y superiores se representó mediante una distribución uniforme en la que los límites inferior y superior eran las estimaciones más baja y más alta obtenidas mediante los seis métodos de ciclo vital mencionados antes. La información sobre fecundidad se sacó del documento SCRS/2004/103 y de Castro y Mejuto (1995).

Se consideró un escenario adicional para la tintorera en el Atlántico sur basándose en la información de Brasil. Las únicas diferencias entre este escenario y los otros dos considerados para la tintorera incluían una ampliación a 13 años para el límite inferior de la distribución uniforme de la esperanza de vida (el límite superior se mantuvo en 21 años), parámetros de von Bertalanffy de Lessa et al (2004), y un tamaño de camada de 34 crías en vez de 37 (Lessa, com. pers.).

Para cada uno de los cinco modelos considerados, se ensayaron mil iteraciones en la simulación de Monte Carlo y se realizó un seguimiento de los valores de r (tasa intrínseca de crecimiento), tiempo de generación (T) y S_0 . Después se ajustó una distribución lognormal a los 1.000 valores de r para obtener una distribución estadística que pudiese utilizarse como distribución previa en la modelación de producción excedente. Asimismo, se calculó la posición del punto de inflexión de las curvas de crecimiento de población (R) utilizando una ecuación proporcionada por Fowler (1988) que relaciona R con la tasa de crecimiento por generación (rT). La **Figura 3** muestra los valores de R en relación con la tasa intrínseca de crecimiento de población para la tintorera y el marrajo dientuso en los cinco escenarios considerados. Los valores de R de tintorera se sitúan en niveles cercanos a 0,5; más coherentes con la relación parabólica entre tamaño del stock y rendimiento, mientras que los valores de R del marrajo dientuso se desplazan hacia la derecha, más cerca de 0,7. Esto implica que el RMS de los stocks marrajo dientuso y de otras especies de tiburones que no se describen aquí (Cortés, en prensa) se alcanzaría con un valor de K más elevado que el nivel tradicional de 0,5 considerado para los teleósteos. De este modo, cabría esperar que la recuperación de los stocks mermados de estas especies de tiburones tarde más en producirse que la de especies más productivas, ya que la curva de producción ya no es parabólica. Los valores de entrada y salida utilizados en la simulación se resumen en la **Tabla 7**.

3.6.2 Resultados de la evaluación

3.6.2.1 Modelo de producción excedente (tintorera y marrajo dientuso)

Se aplicó el modelo de producción excedente bayesiano (BSP) a la tintorera en el Atlántico norte y sur, y al tiburón mako en el Atlántico norte y Sur. Dado que el Grupo solicitó una distribución previa para la ratio de biomasa inicial que no estaba disponible en la versión catalogada de programa de BSP, los ensayos del modelo se realizaron con una versión modificada del programa.

Para los cuatro stocks, el primer año del ensayo del modelo fue 1971. Se utilizaron las capturas estimadas desde 1971 a 2002 (**Tabla 3**). Para los ensayos con más de un índice de CPUE, los índices de cada año se ponderaron con la proporción relativa de capturas de las pesquerías asociadas a cada índice (**Tabla 6**). Se utilizó una distribución previa no informativa (uniforme) para la ratio de biomasa inicial B_{1971}/K , cuyos límites se establecieron entre 0,2 y 1,1. La distribución previa para K de biomasa sin explotar fue o bien uniforme en K o uniforme en $\log(K)$, limitándola entre 0,001 o bien 1,000,000 t (para marrajo dientuso) o 10.000.000 t (para tintorera). La distribución previa para r fue lognormal y se derivó de las simulaciones Monte Carlo de los datos demográficos descritos en la sección 3.6.1. Las medias y el logaritmo de la desviación estándar fueron 0,244 ty 0,122 para la tintorera del Atlántico sur; 0,198 y 0,317 para la tintorera del Atlántico norte; y 0,080 y 0,272 para el marrajo dientuso. Para el valor de r se establecieron los límites entre 0,001 y 2,0.

Se llevaron a cabo 10 análisis de sensibilidad para la tintorera del Atlántico norte, de los cuales tres convergieron y siete no convergieron porque la moda de la distribución posterior llegó a uno de los límites (**Tabla 8**). Los tres ensayos que no convergieron mostraban un estatus actual medio que se situaba en un orden del 85% de K (**Tabla 9, Figura 4**), aunque la trayectoria presentaba variaciones. El Grupo constató que existe una amplia gama de otros análisis de sensibilidad que incluyen escenarios de captura alternativos que podrían examinarse en el futuro para ayudar a definir el conjunto más apropiado de supuestos de modelo para estos datos. El Grupo constató que el modelo no podía seguir el descenso de la CPUE de los últimos años.

Para la tintorera en el Atlántico Sur, se llevaron a cabo seis análisis de sensibilidad, y todos convergieron excepto uno (**Tabla 10**). Todos estos ensayos mostraban un estatus medio actual que se situaba en torno al 75% de K (**Tabla 11, Figura 5**).

Para el marrajo dientuso en el Atlántico norte, ambos índices mostraban un descenso (**Figura 6**). Todos los ensayos de modelo estimaron que la moda de la distribución posterior era el límite superior de B_{1971}/K , a menos que se utilizase una distribución previa informativa lognormal(1,0 – 0,2) para constreñir el valor de B_{1971}/K (**Tabla 12**). El ensayo con una distribución previa informativa para B_{1971}/K mostraba una biomasa media actual del 78% de K (**Tabla 13**).

Para el marrajo dientuso en el Atlántico sur, sólo se ensayó un modelo, con una distribución previa uniforme en $\log(K)$ y la ponderación de la captura de los índices de CPUE. Este modelo convergía y mostraba un estatus medio actual del 82% de K (**Tabla 14, Figura 7**).

Para los cuatro stocks, el modelo BSP implicaba que las poblaciones se hallan posiblemente en niveles inferiores a K , pero que, probablemente, no se sitúen por debajo del nivel de B_{RMS} . El Grupo constató que, debido al carácter muy provisional de los datos de captura, estos resultados deben considerarse provisionales.

3.6.2.2 Modelo estructurado por edad (tintorera del Atlántico norte)

El modelo estructurado por edad presentado en el documento SCRS/2004/105 se aplicó a los datos de tintorera en el Atlántico norte. Los valores de los parámetros de entrada del modelo se reflejan en la **Tabla 7**. Cuando se utilizó el escenario de fuertes capturas para los cálculos, el modelo convergió en el valor máximo para la biomasa madura en condiciones de no-explotación permitidas por la distribución previa correspondiente. Por ello, en todos los ensayos considerados, se utilizaron las capturas retro-calculadas por el Grupo en un escenario de capturas bajas (**Tabla 7**).

El modelo no convergió cuando se utilizó la serie completa de CPUE de la pesquería de palangre japonesa de tintorera del Atlántico norte. Sin embargo, la convergencia del modelo se consiguió cuando el modelo se ensayó utilizando la serie completa de CPUE de la pesquería de palangre estadounidense y la serie de CPUE de la pesquería de palangre japonesa, sin los valores de CPUE para los años 1971-1973 (los tres primeros puntos de la serie). De este modo, se llevaron a cabo diferentes ensayos utilizando la CPUE completa de palangre

estadounidense y la serie de CPUE modificada para el palangre japonés. El modelo se desarrolló bajo dos supuestos diferentes sobre la ponderación de las series de CPUE; ponderación en igualdad de condiciones (Ensayo 1) y ponderación en función de la captura (Ensayo 2) (**Tabla 6**). También se desarrolló el modelo asumiendo un ciclo de reproducción bianual (Ensayo 1) o anual (Ensayo 3).

En la **Figura 8** se ilustra el tamaño de la población y de la biomasa de población en comparación con la biomasa sin explotar para los valores de los parámetros estimados en la moda de la distribución posterior conjunta para cada uno de los ensayos considerados. Las pdf marginales posteriores para las capturas históricas y para la supervivencia de crías con baja densidad de población fueron muy similares a las pdf previas utilizadas para los cálculos. Las pdf posteriores para la biomasa de especímenes maduros en condiciones de no-explotación (stock virgen) para cada uno de los ensayos se ilustran en la **Figura 9**. Las pdf posteriores reflejaban valores inferiores a 700.000 t para la biomasa de especímenes maduros sin explotar, pero también reflejan una probabilidad considerable de valores mucho más elevados. La pdf para la merma de la población refleja valores de merma de población cercanos al 50%. Sin embargo, para todos los ensayos considerados, la moda de distribución apunta a valores para la ratio del stock actual con respecto al tamaño del stock sin explotar muy cercanos a 1 (sin merma). En la **Figura 10** se ilustra el ajuste del modelo a las dos series de CPUE utilizadas para los cálculos de los valores de los parámetros estimados en la moda de la distribución posterior conjunta.

3.6.2.3 Resultados de la modelación sin capturas (tintorera y marrajo dientuso)

– Tintorera del Atlántico norte

Se ensayaron tres escenarios de modelo para la tintorera, todos ellos basados en la utilización de un solo índice promediado de CPUE de los cuadernos de pesca de la pesquería de palangre estadounidense y de la pesquería de palangre japonesa en el Atlántico norte (**Figura 11**). La diferencia entre los ensayos del modelo se basaba en el nivel de merma asumido en 1971. Un ajuste de línea de tendencia al diagrama del esfuerzo relativo de palangre versus el índice de abundancia no proporcionó ninguna orientación útil sobre los niveles apropiados; en cambio, se modelaron mermas del 20%, 10% y condiciones de no explotación en 1971.

Se especificaron distribuciones previas para la tasa de mortalidad natural de los especímenes adultos (M) y para α : $M \sim \text{Lognormal}(\text{moda}=0,15; \text{CV}=0,3)$; $\alpha \sim \text{Lognormal}(\text{media}=0,55; \text{CV}=0,086)$.

El índice combinado no presentaba ninguna tendencia, y el ajuste del modelo al índice para los tres modelos era básicamente plano. Dependiendo del nivel de merma asumido, la SSB actual oscilaba entre el 76 y el 80% para mermas del 20% o para condiciones vírgenes. El supuesto de merma tenía muy poco impacto en la estimación de la SSB actual, e influía sólo ligeramente en la estimación de la mortalidad media por pesca en el periodo para el que se dispone de datos (F_{modern} en la **Tabla 15**). Las modas posteriores para α y M no presentaron variaciones con respecto a sus distribuciones previas.

Dada la dificultad a la hora de obtener estimaciones razonables para los elementos de comprobación de los ensayos de modelo para el marrajo dientuso, en la parametrización de la función de reclutamiento del stock en los ensayos de modelo de tintorera se utilizó alfa en vez de la supervivencia de las crías. Los elementos de comprobación estimados para la tintorera fueron tan problemáticos como los del marrajo dientuso, en el sentido de que los niveles estimados de biomasa del stock reproductor bajo varios supuestos de niveles de captura eran más elevados que en condiciones de no explotación. Tal y como sugieren los ensayos sobre el marrajo dientuso, la configuración especial de los valores de entrada demográficos (M , α , fecundidad, madurez) generan predicciones en el sentido de que el stock no puede soportar ningún nivel de explotación. Los resultados del modelo sin capturas sugieren que quizá estaba justificado continuar discutiendo la gama plausible de valores de entrada demográficos.

– Tintorera del Atlántico sur

Se exploraron tres ensayos de modelación para la tintorera en el Atlántico sur. Se utilizó un índice promediado que reflejaba la flota de palangre japonesa y la de Taipei Chino, y se partió del supuesto de que en 1971 había una merma del 20% o un nivel de no-explotación (virgen) (**Figura 12**). Se utilizó una función de selectividad logística combinada para estos dos escenarios. Se realizó un tercer ensayo como prueba de sensibilidad utilizando la curva de selectividad logística estimada para la frecuencia de tallas de la flota japonesa sólo para un supuesto de merma del 20%. Al crear el índice combinado, se pasó por alto sin querer las series de Brasil.

Las distribuciones previas en M y α fueron las mismas que para el stock septentrional.

La SSB estimada en el año más reciente del índice combinado (2002) oscilaba entre 0,85 para el stock sin explotar en 1971 y 0,78 para la merma del 20%, utilizando la curva de selectividad logística japonesa. Utilizando una curva de selectividad media y asumiendo una merma del 20%, la estimación de SSB en 2002 fue de 0,81 (**Tabla 16**).

– Marrajo dientuso

Se ensayaron cuatro escenarios de modelo para el marrajo dientuso: 1) utilizando un índice de CPUE promediado del palangre estadounidense (extraído de los cuadernos de pesca) y del palangre japonés (en el Atlántico norte) y asumiendo una selectividad logística; 2) utilizando el índice de palangre japonés del Atlántico norte y una selectividad logística; 3) utilizando el índice de palangre estadounidense de los cuadernos de pesca y una selectividad logística; 4) utilizando el índice de palangre estadounidense de los cuadernos de pesca y una selectividad en forma cóncava. En caso del índice combinado y del índice de palangre japonés, se disponía de datos desde 1971 hasta 2003, y desde 1986 hasta 2003 para el índice de palangre estadounidense de los cuadernos de pesca. Los índices de CPUE y las selectividades se ilustran en la **Figura 13**. Los datos del esfuerzo de palangre se registran en la base de datos de ICCAT desde 1956 (**Figura 14**), lo que sugiere que el stock de marrajo dientuso podría haber sido objeto de algún tipo de explotación en fechas anteriores al comienzo de la serie temporal de CPUE. Por ello, se elaboró un índice de abundancia que reflejase un nivel hipotético de merma para orientar al modelo hacia la estimación de un nivel medio de mortalidad por pesca histórica (F_{hist}). El nivel de merma se estimó partiendo de un examen de una línea de tendencia lineal ajustada al esfuerzo de palangre relativo (número de anzuelos en el Atlántico norte) y al índice de CPUE para un ensayo de modelo determinado. Los niveles de merma estimados se situaron en el 13% en 1971 para los modelos 1 y 3 y en el 48% en 1986 para los modelos 3 y 4. También se llevó a cabo un ensayo de sensibilidad utilizando el índice promediado de CPUE de palangre Estados Unidos-Japón y bajo el supuesto de que el stock estaba en niveles de no explotación en 1971.

Se especificaron las distribuciones previas para la tasa de mortalidad natural de los adultos (M) y la supervivencia de crías: $M \sim \text{Lognormal}(\text{moda}=0,19; CV=0,2)$; supervivencia de crías $\sim \text{Normal}(\text{media}=0,55; CV=0,086)$ (**Figura 15**).

Los modelos 1 y 2 proporcionaron resultados similares, lo que sugiere que el nivel actual de biomasa del stock reproductor con respecto a las condiciones de no-explotación (SSB/SSB_0) era 0,31-0,33 (**Tabla 17**). Para los ensayos de modelo que utilizan sólo el índice estadounidense, que comienza en 1986, se estimó que la proporción SSB/SSB_0 era del orden de 0,25. El nivel estimado de pesca actual e histórica en los escenarios de índice estadounidense es más elevado que el de los ensayos de modelo en los que se utilizó la CPUE combinada Estados Unidos-Japón o la CPUE de Japón. Esto puede deberse a una tendencia descendente más acusada en la CPUE de palangre estadounidense para el periodo 1986-1996, en comparación con el índice combinado o el índice japonés (**Figura 13**). No se presentan resultados de los elementos de comprobación, ya que las estimaciones parecen poco realistas, puesto que sugieren que el stock capturado alcanza un nivel de equilibrio mayor que en condiciones de no-explotación. Esto sugiere que la configuración específica de los valores de entrada demográficos (M , supervivencia de crías, fecundidad, madurez) genera predicciones en el sentido de que el stock no puede soportar ningún nivel de explotación. Se discutieron estos valores de entrada y el Grupo llegó a un acuerdo sobre ellos antes de desarrollar el modelo. Los resultados del modelo sin capturas sugieren que quizá esté justificado seguir discutiendo la gama plausible de valores de entrada demográficos. Los ensayos de sensibilidad preliminar sugieren que el modelo es más sensible a la tasa de mortalidad natural de los adultos.

– Resumen de las evaluaciones del estado sin capturas

Los análisis del estado sin capturas utilizados en la evaluación no proporcionaron estimaciones fidedignas del estado en relación con los elementos de comprobación del RMS, pero sí proporcionaron estimaciones de la merma del stock en relación con las condiciones de 1950. Sin embargo, la información disponible para los tiburones sugiere que mermas que superen el 50-70% (dependiendo de la especie, véanse las **Figuras 3 y 16**) pueden llevar al stock a niveles de biomasa inferiores a los necesarios para permitir el RMS. La aplicación del modelo sin capturas a los datos de tasa de captura de tintorera del Atlántico norte y sur no apuntaban a una merma en niveles por debajo de los necesarios para permitir el RMS. Sin embargo, los resultados para el marrajo dientuso en el Atlántico norte sugieren mermas de la biomasa superiores al 50%, lo que apunta a que el estado actual del stock podría situarse por debajo del nivel que permite para el RMS.

3.6.3 Resumen global de los resultados de la evaluación

Debido a limitaciones en la cantidad y calidad de información disponible para la evaluación de los stocks de tintorera y marrajo, la debe considerarse que la siguiente evaluación reviste un carácter muy preliminar.

3.6.3.1 Tintorera

Para la tintorera del Atlántico norte y sur la biomasa actual parece situarse en niveles superiores a la biomasa en RMS. En muchos ensayos de modelo, el estado del stock parece situarse cerca de los niveles de biomasa sin explotar. Los resultados están muy condicionados por los supuestos que planteamos. Estos supuestos incluyen estimaciones de captura histórica de tiburones tal y como se describen en la Sección 3.2., la relación entre tasas de captura y abundancia, las condiciones iniciales del stock en 1971 y varios parámetros del ciclo vital. No fue posible desarrollar en la reunión una evaluación completa de la sensibilidad de los resultados del modelo a estos supuestos, y dichos estudios deberán realizarse antes de extraer conclusiones más firmes. Por ejemplo, cabría perfectamente esperar que en el caso de que la captura histórica de tintorera supere el nivel estimado por el Grupo, los resultados apunten a que el nivel actual del stock sea inferior al de la biomasa en RMS. A menos que se puedan resolver estos problemas, el Grupo no podrá presentar una visión más precisa o exacta del estado de estos stocks, ya que los datos disponibles contienen muy poca información.

3.6.3.2 Marrajo dientuso

Es probable que el marrajo dientuso del Atlántico norte haya experimentado históricamente un cierto nivel de merma del stock, tal y como sugiere la tendencia histórica de la CPUE y los valores de salida del modelo. No podemos descartar la posibilidad de que el nivel actual del stock sea inferior a la biomasa en RMS en el Atlántico Norte, ya que las tendencias en la CPUE sugieren que podrían haberse producido mermas del 50% o superiores. En lo que se refiere al marrajo dientuso del Atlántico sur, el stock puede haber experimentado un descenso desde 1971, pero la magnitud de dicho descenso parece ser inferior a la del Atlántico norte. La biomasa actual podría situarse en niveles superiores al nivel de biomasa en RMS pero, debido a una falta de indicios claros en las tasas de captura, existe una amplia variedad de posibles tendencias históricas del stock. La gama de estimaciones incluye desde mermas casi nulas hasta niveles cercanos a la biomasa en RMS, lo que indica que el stock podría estar actualmente en situación de plena explotación. Tal y como se afirmó en relación con el estado de la tintorera, la visión sobre el estado del marrajo dientuso del Atlántico norte y sur presentada aquí está también muy condicionada por los supuestos enumerados antes. Concretamente, los parámetros del ciclo vital del marrajo dientuso son menos conocidos que los de la tintorera. Esto incrementa las incertidumbres en relación con el estado del stock de marrajo dientuso del Atlántico. Tampoco se pudo realizar una evaluación completa de la sensibilidad de los resultados del modelo a estos supuestos para el marrajo dientuso, y dichos estudios deberán realizarse antes de extraer conclusiones más firmes. Por ejemplo, si la captura histórica de marrajo dientuso es más elevada de lo que se ha estimado en este informe, sin duda se incrementará la probabilidad de que el stock se sitúe en niveles inferiores a la biomasa en RMS. A menos que se resuelvan estos problemas, el Grupo no podrá presentar una visión más precisa o exacta del estado de los stocks, ya que los datos disponibles contienen muy poca información.

4. Factores medioambientales

Se produjo una breve discusión sobre si la abundancia de tintorera se veía o no afectada por los cambios medioambientales. Algunos trabajos de investigación no publicados del océano Pacífico septentrional sugieren la posibilidad de que la abundancia puede fluctuar en una escala de décadas en relación con los cambios climáticos de la zona. Varios participantes sugirieron que otra posibilidad sería que los ciclos climáticos afectasen a la capturabilidad en vez de a la abundancia. Varios participantes respaldaron esta última hipótesis con la noción de que la dinámica de población de tiburones no permite que stocks reaccionen rápidamente ante los cambios climáticos. Varios estudios relacionan las tasas de capturas de los tiburones pelágicos con las variables medioambientales (por ejemplo, Bigelow et al. 1998). El Grupo constató la necesidad de llevar a cabo más investigaciones sobre el tema y de relacionar los resultados de dichos estudios con las características del ciclo vital de los tiburones pelágicos.

5. Efectos de las regulaciones actuales

No hay regulaciones vigentes de ICCAT para los tiburones.

6. Recomendaciones

Debido a la preocupación planteada en relación con la condición de las especies de tiburones afectadas por las flotas atuneras del Atlántico, en la *Resolución de ICCAT sobre tiburones Atlánticos* [Ref. 01-11], la Comisión pidió al SCRS que proporcionase asesoramiento científico sobre el estado de la tintorera y el marrajo dientuso. Desde mediados de los noventa, ICCAT ha solicitado datos sobre extracciones y características de frecuencias de sexo, talla y edad de las capturas de estas especies a las Partes contratantes y Partes, Entidades o Entidades pesqueras no contratantes colaboradoras con intereses en las pesquerías de atún del Atlántico y Mediterráneo. La situación actual de presentación de estadísticas de tiburones indica que el volumen global de capturas comunicadas a ICCAT no refleja la extracción total de estos tiburones, y que también son muy limitados los datos disponibles sobre la composición de las extracciones comunicadas en cuanto a talla, edad y sexo. El SCRS ha señalado ya anteriormente la insuficiencia de estas estadísticas. (ICCAT 2004a e ICCAT 2004b). Parece ser que, aunque algunas Partes pudieron proporcionar datos para un periodo de su historia de pesca de atún en el Atlántico, la mayoría no pudo hacerlo, lo que sugiere que las Partes contratantes cuentan con una infraestructura insuficiente dedicada a realizar un seguimiento de las capturas de tiburones. Sólo se conseguirá mejorar la base de datos ICCAT sobre tiburones si las Partes incrementan su inversión en la infraestructura necesaria para realizar un seguimiento de la composición y disposición de la captura global de tiburones y otras especies de captura fortuita. Por tanto, el Grupo recomienda que, si la Comisión desea mejorar su asesoramiento sobre el estado de estas u otras especies de captura fortuita, así como el asesoramiento sobre el impacto probable de las pesquerías de túnidos en estas especies, las Partes deben realizar inversiones mayores en investigación y seguimiento dirigidos a los tiburones, en particular, y a otras especies de captura fortuita, en general. Esta inversión debe incluir, como mínimo, la participación de los científicos nacionales con conocimientos de las flotas que tienen impacto en estas especies en las reuniones de los Grupos de Trabajo.

6.1 Estadísticas e investigación

Más allá de la recomendación principal encaminada a incrementar la inversión nacional en infraestructura para la investigación y seguimiento de estas especies, el Grupo identificó una serie de actividades de investigación que podrían proporcionar un asesoramiento mejorado sobre el estado de estas especies en caso de implementarse.

Debido a las incertidumbres en la información básica sobre captura, se recomienda profundizar en la investigación sobre metodologías de evaluación del stock que utilicen plenamente los datos disponibles, lo que incluye datos de marcado, como los propuestos en el documento SCRS/2004/112. Estos esfuerzos deben utilizar todos los resultados de los estudios de marcado disponibles. El Grupo constató que los datos de marcado de tiburones disponibles de varias Partes están ya archivados en la Secretaría, pero que tienen que incorporarse todavía los resultados de un estudio de marcado a gran escala (SCRS/2004/124) en la base de datos ICCAT sobre marcado de tiburones. El Grupo recomendó que la Secretaría solicitase dichos datos a la fuente pertinente.

Además de utilizar los datos de marcado, una mejor utilización de los patrones de esfuerzo histórico de las pesquerías de túnidos podría resultar útil para mejorar el asesoramiento sobre el estado de estas y otras especies de captura fortuita. El Grupo recomienda que el Subcomité de Estadísticas examine los datos disponibles y desarrolle un método para extrapolar las estadísticas de esfuerzo nominal comunicadas a los datos de captura de la Tarea I comunicados para las flotas atuneras en la zona bajo competencia de ICCAT.

Constatando la ausencia de científicos de países con importantes pesquerías de tintorera y marrajo dientuso durante la evaluación de los stocks (como la CE), el Grupo resaltó la importancia de la participación habitual de todas las naciones pesqueras importantes durante las evaluaciones y otras reuniones de este tipo.

El Grupo recomendó también que se instase a las Partes a llevar a cabo una investigación sobre exploración de datos para estimar la captura histórica (incluyendo la captura descartada) y las frecuencias de tallas/sexos de las capturas para todas las flotas que tienen un impacto en dichas especies.

Además, el Grupo recomendó que se proporcionasen los patrones de CPUE estandarizada de las principales flotas pesqueras, como CE-España, CE- Portugal, etc.

Asimismo, el Grupo recomendó que se utilizasen más las estadísticas comerciales (aletas, etc.), para ampliar las series temporales históricas de las estimaciones de extracciones.

El Grupo recomendó también que se continuase con la investigación sobre el uso de mediciones históricas de la abundancia relativa como, por ejemplo, las disponibles potencialmente en las prospecciones pesqueras exploratorias desarrolladas en los años cincuenta.

La información disponible sobre patrones de movimiento de tintorera y otros tiburones en el Atlántico sur es relativamente escasa. Se recomienda un incremento del esfuerzo de marcado (que incluya la colocación de marcas electrónicas) en todo el Atlántico, pero especialmente en el hemisferio sur. Resulta especialmente necesario el desarrollo de trabajos de investigación en colaboración entre las Partes de ICCAT y otras Organizaciones Regionales de Ordenación de Pesquerías con intereses en los tiburones y otras especies de captura fortuita, debido a la amplia distribución y al carácter altamente migratorio de estos stocks. Dicha investigación en colaboración podría coordinarse mejor a través de ICCAT, y el Grupo recomienda que la Comisión vuelva a considerar la financiación de un puesto de coordinador de captura fortuita en la Secretaría para tratar temas de tiburones y otras capturas fortuitas.

Siguen existiendo numerosas incertidumbres en relación con las características básicas del ciclo vital de la tintorera y el marrajo dientuso. También siguen sin respuesta algunas preguntas sobre el ciclo reproductivo de la tintorera que, si son objeto de investigación, darán lugar a unas evaluaciones de stock más fidedignas en el futuro. En lo referente al marrajo dientuso, nuestro conocimiento de los rasgos del ciclo vital es mucho menos refinado que el de la tintorera y debe obtenerse una mayor comprensión de la biología del marrajo a través de la intensificación de la investigación sobre dicha especie.

6.2 Ordenación

No se formularon recomendaciones de ordenación.

7. Otros asuntos

No se debatieron otros asuntos

8. Adopción del informe y clausura

El informe fue adoptado durante la reunión. Se felicitó al Dr. Nakano por su excelente labor como presidente, y se clausuró la reunión.

Referencias

- BIGELOW, K.A., C.H. Boggs, and X. He. 1999. Environmental effects on swordfish and blue shark catch rates in the USA North Pacific longline fishery. *Fisheries Oceanography* 8:178-198.
- CLARKE, S. 2003. Quantification of the trade in shark fins. Unpubl. PhD. Thesis, Imperial College London, UK, 327 pp.
- CAILLIET, G.M., L.K. Martin, D. Kusher, P. Wolf, B.A. Welden. 1983. Preliminary studies on the age and growth of the blue, *Prionace glauca*, common thresher, *Alopias vulpinus*, and shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, sharks from California waters. NOAA Tech. Rep. NMFS, 8: 179-188.
- CASTRO, J.A., J. Mejuto. 1995. Reproductive parameters of blue shark, *Prionace glauca*, and other sharks in the Gulf of Guinea. *Mar. Freshwat. Res.* 46: 967-973.
- CORTES, E. 2002. Incorporating uncertainty into demographic modeling: Application to shark populations and their conservation. *Conservation Biology* 16: 1048-1062.
- CORTES, E. *In press*. Comparative life history patterns and demography of pelagic sharks. In E.K. Pikitch and M. Camhi (Eds.), *Sharks of the Open Ocean*, Blackwell Scientific.
- FOWLER, C.W. 1988. Population dynamics as related to rate of increase per generation. *Evol. Ecol.* 2: 197-204.

- HAZIN, F., C. Boeckmann, E. Leal, K. Otsuka, K. Kihara. 1994. Reproduction of the blue shark, *Prionace glauca*, in the southwestern equatorial Atlantic Ocean. Fish. Sci. 60: 487-491.
- HEESSEN, H.J.L. (Ed.) 2003. Development of elasmobranch assessments DELASS. Final report of DG Fish Study Contract 99/055, 605 p.
- ICCAT. 2004a. Report of the *Ad Hoc* Data Workshop. Annex 4.3 to the Report for the Biennial Period 2002-2003 (Part II), Vol. 1.
- ICCAT. 2004b. Report of the Meeting of the Subcommittee on Statistics. Appendix 8 to the Report for the Biennial Period 2002-2003 (Part II), Vol. 2.
- KOHLER, N., J.G. Casey, P.A. Turner. 1995. Length-weight relationships for 13 species of sharks from the western North Atlantic. Fish. Bull. 93: 412-418.
- LESSA, R., F.M. Santana, F.H. Hazin. 2004. Age and growth of the blue shark *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) off northeastern Brazil. Fish. Res. 66: 19-30.
- MEJUTO, J., B. García-Cortés. 2003. Preliminary relationships between the fin weight of some large pelagic sharks and their body weights. Working Paper ICES Working Group on Elasmobranch Fishes, Vigo (Spain). 28 April-2 May, 2003.
- MOLLET, H.F., G. Cliff, H.L. Pratt, Jr., J.D. Stevens. 2000. Reproductive biology of the female shortfin mako, *Isurus oxyrinchus* Rafinesque, 1810, with comments on the embryonic development of lamnoids, Fish. Bull. 98: 299-318.
- PRATT, H.L., Jr. 1979. Reproduction in the blue shark, *Prionace glauca*. Fish. Bull. 77: 445-470.
- PRATT, H.L., Jr., J.G. Casey. 1983. Age and growth of the shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, using four methods. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 1944-1957.
- SIMPFENDORFER, C.A., R.E. Heuter, U. Bergman, S.M.H. Connett. 2002. Results of a fishery-independent survey for pelagic sharks in the western North Atlantic, 1977-1994. Fish. Res. 55: 175-192.
- SKOMAL, G.B., L.J. Nattanson. 2003. Age and growth of the blue shark (*Prionace glauca*) in the North Atlantic Ocean. Fish. Bull. 101(3): 627-639.

TABLEAUX

Tableau 1a. Prises nominales estimées (débarquements et rejets en t) de requins peau bleue par engin et pavillon principaux entre 1978 et 2003.

Tableau 1b. Prises nominales estimées (débarquements et rejets en t) de requins-taupe bleu par engin et pavillon principaux entre 1978 et 2003.

Tableau 1c. Prises nominales estimées (débarquements et rejets en t) de requins-taupe bleu par engin et pavillon principaux.

Tableau 2. Ratio appliqué à la prise de thonidés pour estimer la prise de requins lorsque aucune information n'est déclarée.

Tableau 3. Prise de requin-taupe bleu et de requin peau bleue ré-estimée par flottille/engin/zone.

Tableau 4. Données de capture par unité d'effort pour le requin peau bleue, telles que communiquées dans les documents du SCRS (des informations complémentaires sur les CV peuvent être disponibles dans certains documents).

Tableau 5. Données de capture par unité d'effort pour le requin-taupe bleu, telles que communiquées dans les documents du SCRS (des informations complémentaires sur les CV peuvent être disponibles dans certains documents).

Tableau 6. Poids appliqués à chaque série dans les modèles BSP et structuré par âge, calculés d'après les prises relatives estimées des flottilles correspondantes.

Tableau 7. Valeurs des paramètres d'entrée du cycle vital et distributions statistiques utilisées pour décrire les caractéristiques biologiques et la métrique de population de sortie d'après cinq scénarios pour le requin peau bleue et le requin-taupe bleu. Les valeurs des paramètres de distribution statistique sont les suivantes : spécifique (min, max), triangulaire (min, la plus probable, max), U (min, max), normale (moyenne, sd, min, max), et lognormale (moyenne, sd dans log de r).

Tableau 8. Passages du modèle BSP pour les requins peau bleue de l'Atlantique Nord. Lorsque le passage ne convergeait pas, la dernière colonne reflète la limite atteinte par le modèle.

Tableau 9. Moyennes et CV de la distribution à posteriori pour les passages du requin peau bleue de l'Atlantique Nord qui convergeaient. La biomasse actuelle (B_{2004}) a été calculée en supposant que la prise de 2003 était identique à celle de 2002. HR se réfère au taux de ponction et repy à la production de remplacement. Les chiffres de la biomasse et de la capture sont exprimés en 1.000 de t.

Tableau 10. Passages du modèle BSP pour le requin peau bleue de l'Atlantique Sud. Si le passage ne convergeait pas, la dernière colonne reflète la limite atteinte par le modèle.

Tableau 11. Moyennes et CV de la distribution à posteriori pour les passages du requin peau bleue de l'Atlantique Sud qui convergeaient. La biomasse actuelle (B_{2004}) a été calculée en supposant que la prise de 2003 était identique à celle de 2002. HR se réfère au taux de ponction et repy à la production de remplacement. Les chiffres de la biomasse et de la capture sont exprimés en 1.000 de t.

Tableau 12. Passages du modèle BSP pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord.

Tableau 13. Moyennes et CV de la distribution à posteriori pour le passage du requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord qui convergeait. La biomasse actuelle (B_{2004}) a été calculée en supposant que la prise de 2003 était identique à celle de 2002. HR se réfère au taux de ponction et repy à la production de remplacement. Les chiffres de la biomasse et de la capture sont exprimés en 1.000 de t.

Tableau 14. Moyennes et CV de la distribution à posteriori pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud, pour un passage avec une distribution à priori uniforme sur $\log(k)$ pour K et une pondération de la prise des indices de CPUE. La biomasse actuelle (B_{2004}) a été calculée en supposant que la prise de 2003 était identique à celle de 2002. HR se réfère au taux de ponction et repy à la production de remplacement. Les chiffres de la biomasse et de la capture sont exprimés en 1.000 de t.

Tableau 15. Passages du modèle sans capture du requin peau bleue du Nord : estimations du modèle (déviations standard). F_{modern} se réfère à la mortalité par pêche moyenne estimée durant la période 1971-2003, à partir de laquelle des déviations annuelles ont été estimées ; F_{hist} se réfère à la mortalité par pêche moyenne estimée durant la période 1956-1971.

Tableau 16. Passages du modèle sans capture du requin peau bleue du Sud : estimations du modèle (déviations standard). F_{modern} se réfère à la mortalité par pêche moyenne estimée durant la période 1971-2003, à partir de laquelle des déviations annuelles ont été estimées ; F_{hist} se réfère à la mortalité par pêche moyenne estimée durant la période 1956-1971.

Tableau 17. Passages du modèle sans capture du requin-taupe bleu : estimations du modèle (déviations standard). F_{modern} se réfère à la mortalité par pêche moyenne estimée durant la période 1971-2003, à partir de laquelle des déviations annuelles ont été estimées ; F_{hist} se réfère à la mortalité par pêche moyenne estimée durant la période 1956-1971.

TABLAS

Tabla 1a. Capturas nominales estimadas (desembarques y descartes en t) de tintorera por artes y banderas principales.

Tabla 1b. Capturas nominales estimadas (desembarques y descartes en t) de marrajo dientuso por artes y banderas principales entre 1978 y 2003.

Tabla 1c. Capturas nominales estimadas (desembarques y descartes en t) de marrajo dientuso por artes y banderas principales.

Tabla 2. Ratio aplicada a la captura de túnidos para estimar la captura de tiburones cuando no se ha comunicado ninguna información.

Tabla 3. Captura de marrajo dientuso y tintorera reestimada por flota/artes/zona.

Tabla 4. Datos de captura por unidad de esfuerzo para la tintorera tal y como aparecen en los documentos del SCRS (en algunos documentos también aparece información adicional sobre CVs).

Tabla 5. Datos de captura por unidad de esfuerzo para el marrajo dientuso tal y como aparecen en los documentos del SCRS (en algunos documentos también aparece información adicional sobre CVs).

Tabla 6. Pesos aplicados a cada serie en los modelos BSP y estructurado por edad, derivados de las capturas relativas estimadas de las flotas correspondientes.

Tabla 7. Valores de entrada de los parámetros de ciclo vital y distribuciones estadísticas utilizadas para describir las características biológicas y las métricas de los valores de salida de población de cinco escenarios para tintorera y marrajo dientuso. Los valores de los parámetros de distribución estadística son: específico (mín.máx.), triangular (mín., máx. probable,máx), U (mín, max), normal (media, sd, mín. máx) y lognormal (mín, sd, en logaritmo de r).

Tabla 8. Ensayos del modelo BSP para la tintorera del Atlántico norte. Si el ensayo no converge, la última columna indica qué límites alcanza el modelo.

Tabla 9. Medias y CVs de la distribución posterior de los ensayos para la tintorera del Atlántico norte que convergieron. La biomasa actual (B_{2004}) se calculó asumiendo que la captura de 2003 era la misma que la de 2002. HR se refiere a la tasa de capturas y repy es rendimiento de sustitución. Las cifras de biomasa y de capturas se expresan en miles de toneladas.

Tabla 10. Ensayos del modelo BSP para la tintorera en el Atlántico sur. Si el ensayo no converge, la última columna muestra qué límites alcanza el modelo.

Tabla 11. Medias y CVs de la distribución posterior de los ensayos para la tintorera del Atlántico sur que convergieron. La biomasa actual (B_{2004}) se calculó asumiendo que la captura de 2003 era la misma que la de 2002. HR se refiere a la tasa de capturas y repy es rendimiento de sustitución. Las cifras de biomasa y de capturas se expresan en miles de toneladas.

Tabla 12. Ensayos del modelo BSP para el marrajo dientuso en el Atlántico norte

Tabla 13. Medias y CVs de la distribución posterior de los ensayos que convergieron para el marrajo dientuso del Atlántico norte. La biomasa actual (B_{2004}) se calculó asumiendo que la captura de 2003 era la misma que la de 2002. HR se refiere a la tasa de capturas y repy es rendimiento de sustitución. Las cifras de biomasa y de capturas se expresan en miles de toneladas.

Tabla 14. Medias y CVs de la distribución posterior para el marrajo dientuso del Atlántico sur, para un ensayo con una distribución previa uniforme en log (K) y con ponderación de la captura de los índices de CPUE. La biomasa actual (B_{2004}) se calculó asumiendo que la captura de 2003 era la misma que la de 2002. HR se refiere a la tasa de capturas y repy es rendimiento de sustitución. Las cifras de biomasa y de capturas se expresan en miles de toneladas.

Tabla 15. Ensayos del modelo sin capturas para la tintorera del Atlántico norte: estimaciones del modelo (desviación estándar). F_{modern} se refiere a la mortalidad por pesca media estimada en el periodo 1971-2003, a partir de la cual se estimaron desviaciones anuales; F_{hist} se refiere a la mortalidad por pesca media estimada en el periodo 1956-1971.

Tabla 16. Ensayos del modelo sin capturas para la tintorera del Atlántico sur: estimaciones del modelo (desviación estándar). F_{modern} se refiere a la mortalidad por pesca media estimada en el periodo 1971-2003, a partir de la cual se estimaron desviaciones anuales; F_{hist} se refiere a la mortalidad por pesca media estimada en el periodo 1956-1971.

Tabla 17. Ensayos del modelo sin capturas para el marrajo dientuso: estimaciones del modelo (desviación estándar). F_{modern} se refiere a la mortalidad por pesca media estimada en el periodo 1971-2003, a partir de la cual se estimaron desviaciones anuales; F_{hist} se refiere a la mortalidad por pesca media estimada en el periodo 1956-1971.

FIGURES

Figure 1. Prise déclarée de requins peau bleue (à gauche) et de requins-taupe bleu (à droite) dans l'Océan Atlantique (les figures sont exprimées en t, rejets y compris).

Figure 2. Comparaison de la prise de requins déclarée à l'ICCAT avec les estimations résultant des ratios de requins dans les prises de thonidés et des données du commerce des ailerons pour le requin-taupe bleu (en haut) et le requin peau bleue (en bas) dans l'Atlantique.

Figure 3. Position du point d'inflexion des courbes de croissance de la population (R) par rapport au taux intrinsèque de croissance moyen obtenu par la simulation Monte Carlo pour le requin peau bleue et le requin-taupe bleu. SMA se réfère à requin-taupe bleu, BSH à requin peau bleue, NA à Atlantique Nord, SA à Atlantique Sud, et 3yr, 2 yr, 1 yr se réfèrent à la fréquence de parturition.

Figure 4. Résultats du modèle BSP qui convergeait pour le requin peau bleue de l'Atlantique Nord.

Figure 4 Suite (en haut et à gauche).

Figure 5. Résultats du modèle BSP qui convergeait pour le requin peau bleue de l'Atlantique Sud.

Figure 5 Suite (en haut et à gauche).

Figure 6. Résultats du modèle BSP pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord, d'après le passage 4.

Figure 7. Résultats du modèle BSP pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud.

Figure 8. Prédiction sur la taille et la biomasse de la population de requin peau bleue de l'Atlantique Nord par rapport à la biomasse vierge pour chaque passage du modèle. Les valeurs des paramètres estimés au mode de la distribution à posteriori conjointe ont été utilisées pour les calculs.

Figure 9. Distributions à posteriori marginales pour la biomasse des poissons matures et ratio de la taille actuelle du stock de requins peau bleue de l'Atlantique Nord par rapport à la taille du stock vierge pour chaque passage effectué.

Figure 10 (en haut). Ajustement du modèle aux données de CPUE du requin peau bleue de l'Atlantique Nord pour chaque passage pris en considération.

Figure 11 (en haut). Indices de CPUE et sélectivités logistiques pris en considération pour les passages du modèle sans capture pour le requin peau bleue de l'Atlantique Nord.

Figure 12 (en haut). Indices de CPUE et sélectivités logistiques pris en considération pour les passages du modèle sans capture pour le requin peau bleue de l'Atlantique Sud.

Figure 13 (en haut). Indices de CPUE et sélectivités logistiques pris en considération pour les passages du modèle sans capture pour le requin-taupo bleu.

Figure 14 (en haut). Effort en nombre d'hameçons de 1956 à 1997 (provenant de la base de données de l'ICCAT) et nuage de points de l'effort relatif par rapport à l'abondance relative du requin-taupo bleu de l'Atlantique Nord, utilisés afin d'orienter les décisions sur de possibles niveaux d'épuisement en 1971.

Figure 15 (en haut). Distributions à priori et distributions à posteriori estimées (d'après un profil de vraisemblance) de la survie et de la mortalité naturelle des petits juvéniles pour les passages du modèle sans capture du requin-taupo bleu.

Figure 16. Différents avis sur la position du point d'inflexion des courbes de croissance de la population (R). Les valeurs de R pour le requin peau bleue sont proches de 0.5, ce qui coïncide davantage avec le rapport parabolique traditionnel entre la taille du stock et la production, alors que les valeurs de R pour le requin-taupo bleu sont déplacées vers la droite, ce qui implique que la PME serait atteinte à une proportion plus élevée de K.

FIGURAS

Figura 1. Capturas comunicadas de tintorera (izquierda) y marrajo dientuso (derecha) en el océano Atlántico (las cifras se expresan en t, incluidos los descartes).

Figura 2. Comparación de las capturas de tiburones comunicadas a ICCAT con las estimaciones resultantes de las ratios de tiburones y atunes y de los datos comerciales sobre aletas para el marrajo dientuso (superior) y tintorera (inferior) en el Atlántico.

Figura 3. Posición del punto de inflexión de las curvas de crecimiento de población (R) en relación con la tasa media intrínseca de crecimiento obtenida mediante la simulación Monte Carlo para la tintorera y el marrajo dientuso. SMA es marrajo dientuso, BSH es tintorera, NA es Atlántico norte, SA es Atlántico sur 3yr, 2yr, 1yr se refiere a la frecuencia de partos.

Figura 4. Resultados de los modelos BSP que convergieron para la tintorera del atlántico norte .

Figura 4. continuación (arriba e izquierda).

Figura 5. Resultados de los ensayos BSP que convergieron para la tintorera del Atlántico sur .

Figura 5. continuación (arriba e izquierda).

Figura 6. Resultados del modelo BSP para el marrajo dientuso del Atlántico norte, del ensayo 4.

Figura 7. Resultados del modelo BSP para el marrajo dientuso del Atlántico sur.

Figura 8. Predicciones sobre el tamaño de la población y biomasa de tintorera del Atlántico norte en relación con la biomasa virgen para cada ensayo del modelo. Para los cálculos se utilizaron los valores de los parámetros estimados en la moda de la distribución posterior conjunta.

Figura 9. Distribuciones posteriores marginales para la biomasa de peces maduros y la ratio del tamaño actual del stock de tintorera del Atlántico norte en relación con el tamaño del stock sin explotar para cada uno de los ensayos realizados.

Figura 10 (arriba). Ajuste del modelo a los datos de CPUE de tintorera del Atlántico norte para cada uno de los ensayos considerados

Figura 11 (arriba). Índices de CPUE y selectividades logísticas consideradas en los ensayos de modelos sin capturas para la tintorera del Atlántico norte.

Figura 12 (arriba). Índices de CPUE y sensibilidades logísticas consideradas en los ensayos del modelo sin capturas para la tintorera del Atlántico sur.

Figura 13 (arriba). Índices de CPUE y sensibilidades logísticas consideradas en los ensayos del modelo sin capturas para el marrajo dientuso.

Figura 14 (arriba). Esfuerzo en número de anzuelos de 1956 a 1997 (de la base de datos de ICCAT) y diagrama de dispersión del esfuerzo relativo en relación con la abundancia relativa del marrajo dientuso del Atlántico norte, utilizado para orientar las decisiones sobre posibles niveles de merma en 1971.

Figura 15 (arriba). Distribuciones previas y distribuciones posteriores estimadas (a partir del perfil de verosimilitud) en la mortalidad natural y supervivencia de crías en los ensayos del modelo sin capturas para el marrajo dientuso.

Figura 16. Diferentes disposiciones de la posición del punto de inflexión de las curvas de crecimiento de población (R). Los valores de R para la tintorera se sitúan en valores cercanos a 0,5, más consecuentes con la relación parabólica tradicional entre tamaño del stock y rendimiento, mientras que los valores de R para el marrajo dientuso se desplazan hacia la derecha, lo que implica que el RMS se alcanzará con una mayor proporción de K .

APÉNDICES

- Apéndice 1.** Orden del día
- Apéndice 2.** Lista de participantes
- Apéndice 3.** Lista de documentos
- Apéndice 4.** Estimación alternativa de capturas históricas de tintorera (Atlántico norte) para las pesquerías de palangre dirigidas al pez espada

APPENDICES

- Appendice 1.** Ordre du jour.
- Appendice 2.** Liste des participants.
- Appendice 3.** Liste des documents.
- Appendice 4.** Autre estimation des prises historiques de requin peau bleue (Atlantique Nord) pour les pêcheries palangrières ciblant l'espadon

Table 1a. Estimated nominal catches (landings and discards in t) of blue shark by major gear and flag between 1978 and 2003.

		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
ATL Total		4	12	0	204	9	613	121	380	1162	1467	867	832	2348	3533	2343	7879	8310	8422	9036	36895	33211	34208	33462	34301	31357	3164
Landings	longline	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1387	2265	1667	5749	7366	7501	7767	36279	32578	33790	32616	33415	31146	3164
	others	4	12	0	204	9	613	121	380	1162	941	446	352	220	496	491	994	372	300	558	431	422	309	709	780	143	
Discards	longline	0	0	0	0	0	0	0	0	0	526	421	480	741	772	184	1136	572	618	609	185	189	105	137	105	68	
	others	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	102	0	22	4	0	0	0	
Landings	BENIN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	4	27	0	0	0	
	BRASIL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	743	1103	0	179	1689	2173	1971	
	CANADA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	276	12	11	5	54	18	0	5	
	CAP-VERT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	CHINA.PR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	750	420	
	EC-CYPRUS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	3
	EC-DENMARK	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	1	1	0	1	2	3	1	1	0	2	1	13	
	EC-ESPANA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29917	28137	29005	26046	25110	21037	
	EC-FRANCE	4	12	0	0	9	8	14	39	50	67	91	79	130	187	276	322	350	266	278	213	163	0	395	207	109	
	EC-IRELAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	66	9	66	11	
	EC-PORTUGAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1387	2257	1583	5726	4669	5569	5710	3966	3318	3337	4220	4713	4602	3161
	EC-U.K	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	12	0	0	1	0	12	9	6	
	JAPAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2596	1589	1044	996	850	893	492	518	675	
	MEXICO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	
	NAMIBIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2213	
	PANAMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	177	22	0	0	
	SENEGAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	456	0	
	SOUTH AFRICA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	21	0	83	63	
	TRINIDAD & TOBAGO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	
	U.S.A	0	0	0	204	0	605	107	341	1112	874	355	271	87	308	215	680	29	23	283	211	255	217	291	42	0	
	UK-BERMUDA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	
	URUGUAY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	84	15	93	64	252	286	242	126	119	59	159	
Discards	CANADA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	
	U.S.A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	526	421	480	741	772	184	1136	572	618	710	185	195	101	137	106	68	
	UK-BERMUDA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	8	0	0	0	

Table 1b. Estimated nominal catches (landings and discards in t) of shortfin mako by major gear and flag between 1978 and 2003.

		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
ATL Total		0	0	0	406	705	488	1131	3065	1344	501	819	688	486	538	511	1824	1352	2646	1680	5300	4105	3731	4366	4522	4792	907
Landings	longline	0	0	0	21	92	120	202	118	48	39	24	18	218	328	235	1137	1017	1177	1421	5125	3941	3630	4044	4278	4527	877
	others	0	0	0	385	613	368	929	2947	1296	462	795	670	268	210	250	667	317	1440	259	175	165	100	322	244	266	30
Discards	longline	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	20	18	29	0	0	0	2	0	0	0	
Landings	BRASIL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	83	190	0	27	219	409	226	
	CANADA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	111	67	110	69	70	78	69	78	
	CHINA.PR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	34	45	23	27	19	74	126	306	22	208	
	COTE D'IVOIRE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	10	9	15	0	30
	EC-ESPANA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3777	3347	2895	2679	2921	2859		
	EC-PORTUGAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	193	314	220	796	649	749	785	519	425	446	706	523	471	877
	EC-U.K	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	2	1	
	JAPAN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	213	248	0	0	0	0	0	
	MEXICO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	10	16	0	
	NAMIBIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	459	
	PANAMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	1	0	0	
	SOUTH AFRICA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	13	0	79	19	
	ST.VINCENT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	
	TRINIDAD & TOBAGO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
	U.S.A	0	0	0	385	613	368	929	2947	1296	462	795	670	268	210	250	945	628	1703	465	408	148	69	292	395	413	
	UK-BERMUDA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	
	URUGUAY	0	0	0	21	92	120	202	118	48	39	24	18	25	14	15	29	12	21	24	28	21	43	63	70	58	
Discards	MEXICO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
	U.S.A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	20	18	28	0	0	0	0	0	0	0	
	UK-BERMUDA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	

Table 1c. Estimated nominal catches (landings and discards in t) of mako sharks by major gear and flag.

		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
ATL Total		0	0	0	0	42	42	42	53	65	87	106	134	102	125	152	14	34	19	5	94	237	94	165	1	1	
Landings	longline	0	0	0	0	42	42	42	52	64	77	101	114	83	102	122	0	0	0	0	0	196	94	164	1	1	
	others	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	11	9	13	16	10	31	19	4	94	41	0	1	0	0	
Discards	longline	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	5	9	10	11	13	4	3	0	1	0	0	0	0	0	0	
Landings	COTE D'IVOIRE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	13	7	17	12	0	92	38	0	0	0	0	
	PHILIPPINES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	
	TRINIDAD & TOBAGO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	
	U.S.A	0	0	0	0	42	42	42	53	65	78	101	125	92	105	126	3	14	7	4	2	200	90	165	0	0	
Discards	U.S.A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	5	9	10	11	13	4	3	0	1	0	0	0	0	0	0	

Table 2. Ratio applied to tuna catch to estimate shark catch when no information is reported.

<i>Gear Fleet</i>	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002		
SHORTFIN MAKO RATIO IN NORTH ATLANTIC																																		
LL BRASIL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
LL CANADA	0	0	0	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	5	6	8	5	4	4	4	4		
LL CAP-VERT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
LL CHINA.PR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	4	4	4	4	4	7	0	5		
LL EC-ESPANA	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42	45	50	48	31	36	43	
LL EC-FRANCE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
LL EC-IRELAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
LL EC-PORTUGAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	36	36	36	36	36	36	36	40	33	40	41	40	36	38	29	41	30	28	39	36	
LL EC-U.K	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
LL JAPAN	0	1	0	1	2	1	2	2	0	1	2	1	2	1	1	1	2	1	1	2	1	2	3	1	2	3	1	4	1	1	1	1	4	
LL MEXICO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	
LL PANAMA	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	0	0		
LL ST.VINCENT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1		
LL TRINIDAD & TOBAGO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
LL U.S.A	0	0	3	3	0	0	0	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	0	3	4	3	3	3	3	3	3	3	3	
LL UK-BERMUDA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	67	67	67	67	67	67	0	0		
LL BARBADOS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	
LL CHINESE TAIPEI	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
LL CUBA	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1		
LL FAROE-ISLANDS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0		
LL G.EQUATORIAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0		
LL GRENADA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1		
LL HONDURAS-OB.SH	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
LL ICELAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
LL KOREA	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	
LL LIBYA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	
LL MAROC	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	
LL NEI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	
LL NORWAY	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	0	0	0	
LL PHILIPPINES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	
LL POLAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
LL SEYCHELLES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
LL SIERRA LEONE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	
LL U.S.S.R	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LL VENEZUELA	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Oth EC-PORTUGAL	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Oth EC-U.K	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2	2	2	2	2	1	19	0	0	0	
Oth ST.VINCENT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	2	10	10	10	10	
Oth U.S.A	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	1	3	2	5	13	6	2	5	5	2	1	1	3	1	7	1	1	1	0	2	1	2	1	2
Oth UK-BERMUDA	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	

Gear Fleet	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
------------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------

SHORTFIN MAKO RATIO IN SOUTH ATLANTIC

LL ARGENTINA	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
LL BRASIL	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	
LL CAMBODIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0		
LL CHINA.PR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	189	78	113	6	9	2	57	
LL CHINESE TAIPEI	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
LL CUBA	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	
LL EC-ESPANA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	18	12	15	
LL EC-PORUGAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33	33	33	33	33	33	
LL JAPAN	1	1	3	0	0	0	2	1	1	2	3	5	1	2	4	3	2	2	2	2	3	2	2	4	6	3	1	2	1	2	0	1	
LL KOREA	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
LL NAMIBIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	57	57	57	57	57	
LL NEI-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	
LL PANAMA	0	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	13	0	0
LL PHILIPPINES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	
LL SOUTH AFRICA	0	0	7	0	0	0	0	0	7	7	7	7	7	7	7	7	0	7	0	0	0	0	0	0	7	0	0	7	7	7	7	7	
LL U.S.A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
LL U.S.S.R	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LL URUGUAY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	
Oth BENIN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Oth BRASIL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Oth COTE D'IVOIRE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Oth SOUTH AFRICA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Oth U.S.A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

BLUE SHARK RATIO IN NORTH ATLANTIC (VERSION 1)

LL	BRASIL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
----	--------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Gear Fleet		1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	
LL	CHINESE TAIPEI	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	
LL	CUBA	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	0	0	0	0	20	20	0	0	0	20	
LL	FAROE-ISLANDS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	6	6	0	0	
LL	G.EQUATORIAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	
LL	GRENADA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	20	20	20	20	20	20	
LL	HONDURAS-OB.SH	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	
LL	ICELAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	6	0	0	6	
LL	KOREA	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	0	0	0	
LL	LIBYA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	20	20	20	20	20	20	20	20	0	
LL	MAROC	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	0	20	20	20	20	
LL	NEI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	20	0	0	0	0	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	0	
LL	NORWAY	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
LL	PHILIPPINES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	20	20	20	20	
LL	POLAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
LL	SEYCHELLES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	
LL	SIERRA LEONE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	20	0	
LL	U.S.S.R	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
LL	VENEZUELA	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	
Oth	CANADA	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	0	0	0	0	0	0	0	
Oth	CAP-VERT	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	
Oth	EC-DENMARK	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1802	1538	7692	0	0	0	100000	20000	0	100	0	0	0	0
Oth	EC-ESPANA	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Oth	EC-FRANCE	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	2	2	3	2	3	2	1	0	4	2	1	
Oth	EC-IRELAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1	1	1	1	1	1	0	3	1	
Oth	EC-PORTUGAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Oth	EC-U.K	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	6	1	0	1	0	76	0	0	
Oth	MEXICO	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	0	0	0	0	0	
Oth	PANAMA	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0
Oth	SENEGAL	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	
Oth	ST.VINCENT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Oth	TRINIDAD & TOBAGO	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	0	0	0	0	0	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	
Oth	U.S.A	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	4	1	1	5	5	2	2	2	1	2	1	3	0	0	2	1	1	2	0	0	
Oth	UK-BERMUDA	0	0	0	0	2	2	2	2	1	2	2	1	1	1	2	1	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2	0	2	2	

BLUE SHARK RATIO IN SOUTH ATLANTIC RESTIMATED

LL	ARGENTINA	11	11	11	11	11	11	11	10	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
LL	BRASIL	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	13	13	17		
LL	CAMBODIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0		
LL	CHINA.PR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	10	8	10	10	10	10	
LL	CHINESE TAIPEI	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	
LL	CUBA	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	0	0	0	
LL	EC-ESPANA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	98	0	99	99	99	99	99	99	99	99	99	99	73	105	115	92	129	81
LL	EC-PORTUGAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	195	247	334	242	279	546	574	542
LL	JAPAN	8	6	31	4	5	3	19	10	15	21	29	55	16	21	39	33	19	20	24	21	32	20	19	27	16	20	28	30	27	35	26	25

<i>Gear Fleet</i>	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	
LL KOREA	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	
LL NAMIBIA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	190	186	188	188	188	188	331
LL NEI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	0	0	10	10	10	10	10	0	0	0	0	0	
LL PANAMA	0	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	0	0
LL PHILIPPINES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	10	10	
LL SOUTH AFRICA	0	0	15	0	0	0	0	0	15	15	15	15	15	15	16	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	15	15	23	8	
LL U.S.A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	2	0	0	2	0	
LL U.S.S.R.	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LL URUGUAY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	6	5	6	3	4	3	3	3	6	8	26	12	37	12	27	32	22	21	19	516	21	
Oth BENIN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	108	109	0	109	109	109	112	110	108	109	109	109	109	110	110	110	108	110	111	110	0	0	
Oth BRASIL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Oth SOUTH AFRICA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Oth U.S.A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Table 3. Catch of shortfin mako and blue shark re-estimated by fleet/gear/area.

Gear	Fleet	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
SHORTFIN MAKO RESTIMATED IN NORTH ATLANTIC																																	
LL	BRASIL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LL	CANADA	0	0	0	0	1	1	7	139	178	108	33	33	58	28	33	58	52	69	69	51	61	96	147	111	93	56	99	55	54	59	60	61
LL	CAP-VERT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LL	CHINA.PR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	6	7	8	17	80	218	153	22	208
LL	EC-ESPANA	1421	1348	1610	1215	2211	1819	1997	1517	1126	1600	1691	2066	3064	2716	3149	4096	4676	4127	2441	2466	2780	2701	2707	2547	2953	2420	2416	2199	2029	1576	1684	2047
LL	EC-FRANCE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LL	EC-IRELAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LL	EC-PORTUGAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	5	293	354	220	105	193	314	220	796	649	657	691	354	307	327	318	378	415
LL	EC-U.K	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LL	JAPAN	136	157	86	376	493	114	266	247	65	291	507	389	202	196	187	160	245	147	241	299	215	351	501	254	589	914	291	1032	123	178	123	532
LL	MEXICO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	23	1	0	26	46	43	50	38	39
LL	PANAMA	0	4	103	47	41	59	33	41	15	46	18	39	34	55	56	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	3	0	0	1	0	0
LL	ST.VINCENT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13
LL	TRIN & TOB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	5	4	3	36	14	33	40	9	52	1	5	4	5	4	4	3	2	3	3
LL	U.S.A	0	0	0	0	0	0	0	91	117	153	130	163	162	200	188	326	353	492	413	331	327	26	298	328	310	233	242	213	252	216	181	165
LL	UK-BERMUDA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	3	3	2	71	0	0
LL	BARBADOS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	3	2	3	1
LL	CHI TAIPEI	119	121	151	143	130	188	157	106	89	87	84	122	160	163	167	221	80	43	24	133	172	138	171	216	112	170	126	120	150	135	134	146
LL	CUBA	34	46	62	59	46	47	61	37	42	69	59	51	42	49	40	40	32	27	8	11	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
LL	FAROES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0
LL	G.EQUATORIAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LL	GRENADA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	9
LL	HONDUR-OB.S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LL	ICELAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LL	KOREA	208	218	227	239	260	212	287	206	141	108	130	109	62	87	76	44	19	17	69	31	4	8	3	5	9	13	10	0	1	0	0	0
LL	LIBYA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	8	4	4	10	9	9	9	4	2	0
LL	MAROC	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	3	2
LL	NEI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	6	1	2	4	3	4	3	4	1	4	3	0	0
LL	NORWAY	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LL	PHILIPPINES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	10	4	0	8
LL	POLAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Gear	Fleet	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	
LL	TAIPEI																																	
LL	CUBA	671	924	1239	1182	912	932	1215	746	833	1378	1174	1025	847	978	798	800	644	535	166	221	10	10	0	0	0	0	2	8	0	0	0	41	
LL	FAROES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	7	7	0	0		
LL	G.EQUATORIAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0		
LL	GRENADA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	82	0	1	1	1	2	4	179	
LL	HONDUR-OB.S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
LL	ICELAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	
LL	KOREA	4162	4358	4542	4777	5196	4247	5733	4118	2826	2167	2607	2184	1235	1734	1521	881	377	349	1379	613	72	151	54	107	176	260	204	5	19	0	0	0	
LL	LIBYA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	124	157	80	80	195	175	182	170	80	48	0	
LL	MAROC	4	3	2	2	3	2	1	2	42	27	25	18	25	16	27	36	38	39	44	5	18	8	5	1	6	7	48	0	7	8	53	31	
LL	NEI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	15	28	111	22	32	74	53	76	53	80	13	86	54	10	0	0	
LL	NORWAY	57	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
LL	PHILIPPINES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	77	191	85	8	157		
LL	POLAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
LL	SEYCHELLES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24	0	0	
LL	SIERRA LEONE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	43	0	
LL	U.S.S.R	292	236	248	506	380	317	365	104	148	34	152	126	24	91	84	276	247	313	165	57	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LL	VENEZUELA	589	644	465	302	192	212	330	455	505	407	630	345	893	878	828	502	224	205	132	110	135	174	308	298	262	169	137	150	142	130	133	116	
Oth	CANADA	37	8	37	12	10	19	15	17	4	7	10	5	9	5	3	2	2	5	13	8	9	8	7	7	1	0	1	1	1	0	0	0	
Oth	CAP-VERT	108	166	163	150	132	79	72	177	130	212	722	529	614	462	348	362	411	357	376	287	318	238	235	273	292	200	262	227	331	296	272	115	
Oth	EC-DENMARK	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	1	1	0	1	2	3	1	1	0	2	1	13	
Oth	EC-ESPANA	609	503	375	512	418	420	380	397	417	378	334	374	423	305	416	380	439	442	433	448	366	384	360	402	421	398	405	338	369	301	222	224	
Oth	EC-FRANCE	262	238	187	223	133	154	183	4	12	130	117	9	8	14	39	50	67	91	79	130	187	276	322	350	266	278	213	163		395	207	109	
Oth	EC-IRELAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	21	27	10	10	21	42	65	9	66	11		
Oth	EC-PORTUGAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Oth	EC-U.K	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	5	0	12	4	0	1	0	12	9	6	
Oth	MEXICO	81	113	144	115	105	82	93	108	130	130	144	201	160	155	142	155	158	143	163	178	177	216	236	199	209	283	271	0	0	0	0	0	
Oth	PANAMA	0	12	3	22	29	39	52	51	21	26	12	31	19	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	2	0	0	0	0	7	3	0	0	
Oth	SENEGAL	9	10	12	48	125	186	280	253	246	265	356	517	591	796	483	399	464	957	762	732	553	498	604	521	546	510	518	682	593	509	456	409	
Oth	ST.VINCENT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	1	3	1	2	1	1	2	2	2	2	3	
Oth	TRIN & TOB	21	17	16	14	31	27	27	34	21	24	18	23	0	0	0	0	0	54	54	46	57	34	53	45	41	51	55	50	34	43	49	77	
Oth	U.S.A	510	570	555	649	567	303	424	440	315	406	204	298	605	107	341	1112	874	355	271	87	308	214	672	21	19	379	210	275	221	291	40	0	
Oth	UK-BERMUDA	0	0	0	0	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	3	3	3	3	3	0	2	2	

BLUE SHARK CATCH RESTIMATED IN NORTH ATLANTIC (VERSION 2)

LL	BRASIL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0
LL	CANADA	0	0	0	0	1	1	6	132	169	102	31	31	55	27	31	55	49	66	66	48	58	91	139	106	275	12	10	20	53	18	0	5	
LL	CAP-VERT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
LL	CHINA.PR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	31	35	41	83	399	1092	442	750	420		
LL	EC-ESPANA	5003	4746	5667	4277	7784	6403	7030	5339	3965	5633	5952	7271	10787	9561	11086	14420	15918	20979	14005	13032	15384	16852	16208	18065	24445	20880	24497	22504	21811	20198	17362	15666	
LL	EC-FRANCE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
LL	EC-IRELAND	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	7	1	0	0	0	
LL	EC-PORTUGAL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	38	2042	2466	1534	732	1387	2257	1583	5726	4669	4722	4843	2630	2440	2227	2081	2110	2265	
LL	EC-U.K	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
LL	JAPAN	1035	1196	659	2871	3761	870	2031	1883	497	2219	3866	2970	1539	1499	1430	1218	1869	1119	1838	2284	1638	2677	3822	3739	3261	6137	5127	4355	2474	2196	2423	1708	
LL	MEXICO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	
LL	PANAMA	0	82	2052	937	816	1185	669	814	293	929	368	788	686	1098	1117	193	10	0	0	0	0	0	0	0	4	110	51	0	9	11	0	0	
LL	ST.VINCENT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	268	
LL	TRIN & TOB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	194	92	81	53	711	284	662	801	188	1048	28	91	73	100	80	79	69	34	52	6	
LL	U.S.A	0	0	0	0	0	0	0	172	222	291	247	310	307	380	356	620	526	421	480	742	772	185	1144	580	622	608	181	172	96	137	105	68	
LL	UK-BERMUDA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	8	284	0	0	
LL	BARBADOS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	11	17	16	13	14	8	
LL	CHI TAIPEI	2374	2429	3029	2866	2605	3764	3130	2113	1777	1731	1686	2437	3197	3254	3335	4416	1602	869	476	2654	3430	2764	3427	4315	2244	3398	2523	2397	3001	2703	2686	2915	
LL	CUBA	671	924	1239	1182	912	932	1215	746	833	1378	1174	1025	847	978	798	800	644	535	166	221	10	10	0	0	0	0	2	8	0	0	0	41	
LL	FAROES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	7	7	0		

Table 4. Catch-per-unit-effort data for blue shark as given in SCRS documents (additional information on CVs may be available in some documents).

<i>Area</i>	<i>Total</i>	<i>North</i>	<i>South</i>	<i>Total</i>	<i>North</i>	<i>North</i>	<i>Massachusetts</i>	<i>South</i>	<i>Ireland</i>	<i>North</i>	<i>Brazil</i>	<i>Brazil</i>	<i>USA</i>	<i>USA</i>
<i>Fishery</i>	<i>JLL</i>	<i>JLL</i>	<i>JLL</i>	<i>JLL</i>	<i>USLL</i>	<i>USLL obs</i>	<i>Tournament</i>	<i>ChTLL</i>	<i>Sport</i>	<i>US Rec obs</i>	<i>LL-NE</i>	<i>LL-SE</i>	<i>LL survey (f)</i>	<i>LL survey (m)</i>
<i>SCRS/2004/</i>	<i>118</i>	<i>119</i>	<i>119</i>	<i>119</i>	<i>111</i>	<i>111</i>	<i>108</i>	<i>126</i>	<i>123</i>	<i>2001/060</i>	<i>125</i>	<i>125</i>	<i>Simpfendorfer</i>	<i>Simpfendorfer</i>
<i>num/weight</i>	<i>number</i>	<i>number</i>	<i>number</i>	<i>number</i>	<i>number</i>	<i>number</i>	<i>number</i>	<i>number</i>	<i>number</i>	<i>number</i>	<i>number</i>	<i>number</i>	<i>number</i>	<i>number</i>
<i>Standardized</i>	<i>yes</i>	<i>yes</i>	<i>yes</i>	<i>yes</i>	<i>yes</i>	<i>yes</i>	<i>yes</i>	<i>yes</i>	<i>no</i>	<i>yes</i>	<i>no</i>	<i>no</i>	<i>yes</i>	<i>yes</i>
<i>Year</i>	<i>Index</i>	<i>Index</i>	<i>Index</i>	<i>Index</i>	<i>Index</i>	<i>CV</i>	<i>Index</i>	<i>CV</i>	<i>Index</i>	<i>Index</i>	<i>Index</i>	<i>Index</i>	<i>Index</i>	<i>Index</i>
1971	1.437	0.839	1.085	0.933									0.415	
1972	1.783	1.149	0.938	1.008									0.088	
1973	1.786	1.023	1.268	1.094									0.483	
1974	4.086	1.864	1.132	1.578									0.131	
1975	4.109	1.214	0.817	1.043									1.356	
1976	1.338	0.883	0.920	0.862									1.747	
1977	7.898	1.606	4.050	2.217									2.532	5.948
1978	4.839	1.696	2.136	1.792									2.484	4.005
1979	2.000	1.374	6.215	4.504									5.091	4.094
1980	3.954	2.695	4.916	3.778									4.173	
1981	3.783	2.443	0.960	1.482									8.234	7.790
1982	6.452	1.724	2.227	2.009									5.030	
1983	4.109	1.482	1.880	1.566									6.058	4.665
1984	2.521	0.976	2.049	1.562									7.674	10.212
1985	3.918	1.029	1.700	1.391									9.870	4.201
1986	4.931	2.062	1.852	1.796	19.59	0.3				0.476	1.316		8.386	1.767
1987	4.191	1.581	2.716	2.104	13.73	0.2				0.169	2.620	10.784		
1988	3.041	1.086	1.724	1.372	9.26	0.2				0.526	6.263	9.743		
1989	2.929	1.272	1.667	1.509	8.12	0.2				0.233	3.440	7.424		
1990	2.884	1.280	1.746	1.623	7.28	0.2				0.286	3.614	9.799		
1991	2.963	1.048	1.655	1.513	9.08	0.2			0.209	1.135	2.4	0.841	3.541	8.648
1992	2.710	1.750	1.655	1.708	8.66	0.2	15.49	0.39	0.350	1.128	2.7	1.122	1.437	8.473
1993	2.957	2.318	1.716	1.921	9.74	0.2	7.53	0.29	0.603	1.191	3.5	0.837	1.177	8.373
1994	3.630	2.486	1.786	2.016	8.52	0.2	5.81	0.30	0.613	1.287	2.8	1.144	1.642	9.729
1995	2.836	2.121	1.336	1.690	7.96	0.2	12.3	0.29	0.839	1.462	3.2	0.81	1.383	9.057
1996	3.235	2.307	1.187	1.584	8.36	0.2	8.88	0.36	1.187	1.389	3.6	3.202	3.184	23.087
1997	2.704	1.850	1.304	1.535	7.57	0.2	2.93	0.35	1.336	1.234	3.7	2.225	2.846	5.151
1998	2.800	1.658	1.334	1.529	6	0.2	22.79	0.33	1.684	1.160	2.4	1.128	3.016	
1999	2.279	1.337	1.430	1.414	4.65	0.2	11.98	0.36	0.875	1.203	2.0		1.987	
2000	1.994	1.026	1.712	1.211	4.32	0.2	8.42	0.33	1.079	1.200	2.0		3.189	
2001	1.883	1.223	1.261	1.237	3.38	0.2	8.8	0.35	0.792	1.185	2.3		0.203	
2002	1.663	1.007	1.103	1.062	3.02	0.2	8.66	0.34	0.473	1.197	1.0		2.173	
2003		1.114	1.131	1.114	3.07	0.2	12.1	0.30						

Table 5. Catch-per-unit-effort data for shortfin mako as given in SCRS documents (additional information on CVs may be available in some documents).

<i>Area</i>	<i>North</i>		<i>North</i>		<i>North</i>		<i>Massachusetts</i>		<i>North</i>		<i>North</i>		<i>North</i>	<i>South</i>	<i>Total</i>	<i>North</i>		<i>Cote d'Ivoire</i>	<i>Brazil</i>	<i>Brazil</i>
<i>Fishery</i>	<i>USLL logbook</i>		<i>USLL Obs</i>		<i>US weighout</i>		<i>Tournament</i>		<i>Charterboat</i>		<i>Private Boat</i>		<i>JLL</i>	<i>JLL</i>	<i>JLL</i>	<i>US Rec obs</i>		<i>Gillnet</i>	<i>LL-SE</i>	<i>LL-NE</i>
<i>SCRS/2004/</i>	<i>111</i>		<i>111</i>		<i>111</i>		<i>108</i>		<i>108</i>		<i>108</i>		<i>120</i>	<i>120</i>	<i>120</i>	<i>2001/060</i>		<i>115</i>	<i>125</i>	<i>125</i>
<i>num/weight</i>	<i>number</i>		<i>number</i>		<i>weight</i>		<i>number</i>		<i>number</i>		<i>number</i>		<i>number</i>	<i>number</i>	<i>number</i>	<i>number</i>		<i>weight</i>	<i>number</i>	<i>number</i>
<i>Standardized</i>	<i>yes</i>		<i>yes</i>		<i>yes</i>		<i>yes</i>		<i>yes</i>		<i>yes</i>		<i>yes</i>	<i>yes</i>	<i>yes</i>	<i>yes</i>		<i>no</i>	<i>no</i>	<i>no</i>
<i>Year</i>	<i>Index</i>	<i>CV</i>	<i>Index</i>	<i>CV</i>	<i>Index</i>	<i>CV</i>	<i>Index</i>	<i>CV</i>	<i>Index</i>	<i>CV</i>	<i>Index</i>	<i>CV</i>	<i>Index</i>	<i>Index</i>	<i>Index</i>	<i>Index</i>	<i>Index</i>	<i>Index</i>	<i>Index</i>	<i>Index</i>
1971													0.116	0.080	0.092					0.750
1972													0.118	0.100	0.096					1.019
1973													0.126	0.101	0.094					0.755
1974													0.101	0.105	0.080					0.903
1975													0.113	0.034	0.084					0.817
1976													0.114	0.063	0.087					0.798
1977													0.129	0.027	0.094					0.670
1978													0.171	0.047	0.123					0.784
1979													0.103	0.047	0.075					0.721
1980													0.084	0.073	0.067					0.781
1981									0.001	0.99	0.007	0.80	0.095	0.115	0.086					1.405
1982					1.171	0.35			0.006	0.81	0.007	0.81	0.117	0.077	0.079					0.561
1983					1.024	0.28			0.000	10.48	0.005	0.80	0.083	0.067	0.069					0.797
1984					0.804	0.27			0.002	0.98	0.003	0.98	0.073	0.057	0.062					0.655
1985					1.393	0.24			0.002	0.98	0.014	0.42	0.072	0.072	0.072					0.653
1986	2.060	0.22			1.926	0.20			0.010	0.37	0.014	0.36	0.068	0.082	0.066	1.710			0.644	0.004
1987	2.020	0.14			1.365	0.18			0.004	0.70	0.004	0.70	0.069	0.086	0.065	0.787			0.971	0.035
1988	1.420	0.15			1.404	0.17			0.008	0.46	0.004	0.54	0.062	0.064	0.057	0.172			1.756	0.125
1989	1.690	0.14			1.276	0.18			0.004	0.45	0.010	0.36	0.071	0.080	0.074	0.401			0.781	0.041
1990	1.340	0.15			0.921	0.18			0.011	0.36	0.007	0.47	0.069	0.068	0.069	0.513			1.065	0.048
1991	1.100	0.15			1.102	0.17	0.038	0.47	0.009	0.40	0.006	0.50	0.073	0.066	0.065	1.243	1.867		1.094	0.059
1992	1.350	0.15	2.320	0.25	0.956	0.16	0.040	0.48	0.009	0.42	0.021	0.31	0.071	0.057	0.062	1.115	2.114		0.927	0.053
1993	1.250	0.15	2.020	0.26	0.929	0.16	0.046	0.25	0.011	0.42	0.034	0.31	0.090	0.060	0.070	0.972	0.908		0.873	0.056
1994	1.140	0.15	1.270	0.29	0.915	0.16	0.043	0.33	0.004	0.63	0.017	0.41	0.062	0.059	0.065	0.909	1.333		0.886	0.094
1995	1.120	0.15	1.800	0.24	0.865	0.16	0.052	0.29	0.006	0.55	0.032	0.32	0.097	0.048	0.060	0.785	0.827		0.851	0.087
1996	0.910	0.16	0.750	0.57	0.842	0.16	0.008	0.73	0.005	0.58	0.016	0.43	0.071	0.055	0.061	0.975	1.029		1.330	0.022
1997	0.950	0.16	1.530	0.29	0.797	0.16	0.014	0.56	0.005	0.54	0.009	0.57	0.080	0.053	0.063	1.466	1.755		0.515	0.000
1998	0.990	0.16	0.810	0.45	0.775	0.16	0.005	0.80	0.011	0.37	0.012	0.48	0.070	0.051	0.057	1.951	0.988			0.012
1999	0.870	0.17	1.080	0.37	0.809	0.16	0.019	0.64	0.002	0.81	0.010	0.44	0.088	0.055	0.075		0.643			0.060
2000	0.960	0.16	1.820	0.27	0.786	0.16	0.008	0.67	0.004	0.64	0.015	0.43	0.074	0.053	0.063		0.741			0.042
2001	0.970	0.16	0.710	0.38	0.667	0.17	0.011	0.92	0.005	0.46	0.012	0.43	0.066	0.068	0.065		1.087			0.011
2002	1.050	0.16	1.360	0.30	0.645	0.17	0.071	0.26	0.004	0.54	0.006	0.58	0.078	0.047	0.062		1.153			0.000
2003	1.220	0.16	1.220	0.31	0.631	0.17							0.050	0.069	0.061		1.102			

Table 6. Weights applied to each series in the BSP and age-structured models, derived from the estimated relative catches from the corresponding fleets.

<i>Year</i>	<i>North Blue</i>		<i>South Blue</i>				<i>North Mako</i>		<i>South Mako</i>	
	<i>JLL</i>	<i>USLL</i>	<i>JLL</i>	<i>ChTLL</i>	<i>BrN</i>	<i>BrS</i>	<i>USLL</i>	<i>JLL</i>	<i>JLL</i>	<i>BrS</i>
1971	1.000	0.000	1.000					1.000	0.876	0.124
1972	1.000	0.000	1.000					1.000	0.878	0.122
1973	1.000	0.000	1.000					1.000	0.971	0.029
1974	1.000	0.000	1.000					1.000	0.480	0.520
1975	1.000	0.000	1.000					1.000	0.537	0.463
1976	1.000	0.000	1.000					1.000	0.122	0.878
1977	1.000	0.000	1.000					1.000	0.692	0.308
1978	1.000	0.000	1.000					1.000	0.587	0.413
1979	1.000	0.000	1.000					1.000	0.763	0.237
1980	1.000	0.000	1.000					1.000	0.812	0.188
1981	1.000	0.000	1.000					1.000	0.884	0.116
1982	1.000	0.000	1.000					1.000	0.944	0.056
1983	1.000	0.000	1.000					1.000	0.755	0.245
1984	1.000	0.000	1.000					1.000	0.908	0.092
1985	1.000	0.000	0.974			0.026		1.000	0.961	0.039
1986	0.663	0.337	0.924		0.004	0.072	0.671	0.329	0.890	0.110
1987	0.780	0.220	0.891		0.010	0.099	0.590	0.410	0.843	0.157
1988	0.727	0.273	0.916		0.014	0.070	0.770	0.230	0.878	0.122
1989	0.793	0.207	0.932		0.003	0.065	0.631	0.369	0.900	0.100
1990	0.755	0.245	0.931		0.002	0.067	0.525	0.475	0.899	0.101
1991	0.680	0.320	0.723	0.232	0.001	0.044	0.603	0.397	0.915	0.085
1992	0.935	0.065	0.558	0.319	0.001	0.122	0.068	0.932	0.749	0.251
1993	0.770	0.230	0.610	0.267	0.000	0.122	0.373	0.627	0.766	0.234
1994	0.866	0.134	0.662	0.292	0.000	0.046	0.564	0.436	0.939	0.061
1995	0.840	0.160	0.488	0.414	0.001	0.098	0.345	0.655	0.927	0.073
1996	0.910	0.090	0.471	0.440	0.004	0.086	0.203	0.797	0.831	0.169
1997	0.966	0.034	0.491	0.400	0.005	0.103	0.454	0.546	0.619	0.381
1998	0.962	0.038	0.458	0.383	0.159		0.171	0.829	1.000	
1999	0.963	0.037	0.390	0.392	0.217		0.672	0.328	1.000	
2000	0.941	0.059	0.462	0.350	0.188		0.548	0.452	1.000	
2001	0.958	0.042	0.303	0.697			0.595	0.405	1.000	
2002	0.962	0.038	0.322	0.678			0.237	0.763	1.000	
2003	0.000	1.000					1.000			

Table 7. Input life history parameter values and statistical distributions used to describe vital rates and output population metrics from five scenarios for blue shark and shortfin mako. Statistical distribution parameter values are: custom (min,max), triangular (min,likeliest, max), U (min,max), normal (mean, sd, min, max), and lognormal (mean, sd in log of r).

	<i>Model</i> <i>isox NA 3yr</i>	<i>Model</i> <i>isox NA 2yr</i>	<i>Model</i> <i>prgl NA 2yr</i>	<i>Model</i> <i>prgl NA 1yr</i>	<i>Model</i> <i>prgl SA 1yr</i>	<i>Age-structured models</i> <i>prgl NA,</i>	<i>Catch-free model</i> <i>prgl NA,</i>	<i>Catch-free model</i> <i>prgl SA,</i>	<i>Catch-free model</i> <i>isox NA,</i>
Inputs									
50% maturity age	7	7	5	5	5	5	5	5	7
100% maturity age	8	8	6	6	6	6	6	6	8
50% reproductive age	8	8	6	6	6	N/A	6	6	8
100% reproductive age	9	9	7	7	7	N/A	7	7	9
lifespan	Custom(21,33)	Custom(21,33)	U(16,21)	U(16,21)	U(13,21)	16 (plus group)	16 (plus group)	16 (plus group)	17 (plus group)
K	0.084	0.084	0.13	0.13	0.157	0.13, females 0.18, males	0.13, females	0.157	0.084
Linf	310 (PCL)	310 (PCL)	310 (FL)	310 (FL)	352.1 (TL)	310 (FL), females 282 (FL), males	311 (FL), females	352.1 (TL)	310 (PCL)
to	-3.083	-3.083	-1.77	-1.77	-1.01	-1.77, females -1.35, males	-1.77, females	-1.01	-3.083
a	5.2432E-06	5.2432E-06	3.1841E-06	3.1841E-06	3.1841E-06	8.0402	3.1841E-06	3.1841E-06	5.2432E-06
b	3.1407	3.1407	3.1313	3.1313	3.1313	3.23189	3.1313	3.1313	3.1407
reproductive frequency	3 yr	2 yr	2 yr	1 yr	1 yr	2y or 1y	1.5	1.5	3 yr
birth sex ratio	1 to 1	1 to 1	1 to 1	1 to 1	1 to 1	1 to 1	1 to 1	1 to 1	1 to 1
S0	Tri(0.4,0.5,0.6)	Tri(0.4,0.5,0.6)	Tri(0.4,0.5,0.6)	Tri(0.4,0.5,0.6)	Tri(0.4,0.5,0.6)	Calculated from Beverton Holt stock recruitment and prior for pups surv	Calculated from Beverton Holt stock recruitment and prior for alpha	Calculated from Beverton Holt stock recruitment and prior for alpha	Calculated from Beverton Holt stock recruitment and prior for pup surv
S1	Tri(0.5,0.6,0.7)	Tri(0.5,0.6,0.7)	Tri(0.5,0.6,0.7)	Tri(0.5,0.6,0.7)	Tri(0.5,0.6,0.7)	0.6	0.15	0.15	0.19
S2+	U(min,max)	U(min,max)	U(min,max)	U(min,max)	U(min,max)	0.771	0.15	0.15	0.19
S [a(max)]						0.805	0.15	0.15	0.19
Fecundity	N(12.75,3.010,9,18)	N(12.75,3.010,9,18)	N(37,14.6,4,75)	N(37,14.6,4,75)	N(34,14.6,4,75)	37	37	37	12.75
Outputs									
So mean	0.499	0.499	0.499	0.499	0.499				
So sd	0.041	0.041	0.041	0.041	0.041				
r mean	0.073	0.099	0.158	0.242	0.244				
r sd	0.014	0.013	0.025	0.027	0.030				
T (gen. time)	9.959	10.045	8.457	8.049	8.077				
distribution fitted to r	LN(0.065,0.23)	LN(0.090,0.153)	LN(0.153,0.159)	LN(0.236,0.115)	LN(0.237,0.127)				
R (position of inflection point of population growth curves	0.69	0.63	0.58	0.51	0.51				

Table 8. BSP model runs for blue sharks in the North Atlantic. If the run did not converge, the last column shows which boundary condition the model hit.

<i>Run number</i>	<i>Catch scenario</i>	<i>Prior for K</i>	<i>CPUE indices</i>	<i>Weighting of indices</i>	<i>Converged?</i>
1	Upper	Uniform(K)	JLL, USLL	catch	B ₁₉₇₁ /K=0.2
2	Upper	Uniform(logK)	JLL, USLL	catch	yes
3	Upper	Uniform(K)	JLL, USLL	equal	B ₁₉₇₁ /K=0.2
4	Upper	Uniform(K)	JLL only	-	K=1e7
5	Upper	Uniform(K)	US LL only	-	yes
6	Lower	Uniform(K)	JLL, USLL	catch	B ₁₉₇₁ /K=0.2
7	Lower	Uniform(logK)	JLL, USLL	catch	yes
8	Lower	Uniform(K)	JLL, USLL	equal	B ₁₉₇₁ /K=0.2
9	Lower	Uniform(K)	JLL only	-	B ₁₉₇₁ /K=0.2
10	Lower	Uniform(K)	US LL only	-	B ₁₉₇₁ /K=1.1
11	Upper	Uniform(K)	JLL86, USLL	catch	K=1e7
12	Upper	Uniform(K)	JLL86, USLL	equal	B ₁₉₇₁ /K=0.2
13	Lower	Uniform(K)	JLL86, USLL	catch	B ₁₉₇₁ /K=0.2

Table 9. Means and CVs of the posterior distribution for the North Atlantic blue shark runs that converged. Current biomass (B₂₀₀₄) was calculated assuming that the catch in 2003 was the same as the catch in 2002. HR refers to harvest rate and repy is replacement yield. Biomass and catch numbers are in 1000s of t.

<i>Run</i>	<i>2</i>	<i>5</i>	<i>7</i>
K	3695 (0.69)	4618 (0.65)	2999 (0.85)
r	0.21 (0.33)	0.2 (0.33)	0.21 (0.32)
MSY	190 (0.79)	235 (0.77)	153 (0.95)
B ₂₀₀₄	3487 (0.74)	4351 (0.71)	2804 (0.91)
B ₂₀₀₄ /K	0.9 (0.13)	0.82 (0.35)	0.85 (0.2)
B ₁₉₇₁	2674 (0.78)	3338 (0.74)	2174 (0.94)
B ₂₀₀₄ /B ₁₉₇₁	1.37 (0.33)	1.28 (0.58)	1.31 (0.36)
C ₂₀₀₄ /MSY	0.23 (0.76)	0.27 (1.11)	0.36 (0.82)
HR ₂₀₀₄ /HR _{MSY}	0.15 (1.19)	0.74 (3.48)	0.3 (1.92)
B ₂₀₀₄ /B _{MSY}	1.79 (0.13)	1.64 (0.35)	1.7 (0.2)
C ₂₀₀₄ /repy	0.75 (0.12)	0.91 (0.63)	0.86 (0.17)
B _{MSY}	1848 (0.69)	2309 (0.65)	1499 (0.85)
repy	34 (0.14)	31 (0.27)	29 (0.13)

Table 10. BSP model runs for blue sharks in the South Atlantic. If the run did not converge, the last column shows which boundary condition the model hit.

<i>Run number</i>	<i>Prior for K</i>	<i>CPUE indices</i>	<i>Weighting of indices</i>	<i>Converged?</i>
1	Uniform(K)	JLL,ChTLL, BRNE, BRSE	catch	yes
2	Uniform(logK)	JLL, ChTLL, BRNE, BRSE	catch	yes
3	Uniform(K)	JLL, ChTLL, BRNE, BRSE	equal	yes
4	Uniform(K)	JLL	equal	yes
5	Uniform(K)	ChTLL	equal	B ₁₉₇₁ /K=0.2
6	Uniform(K)	BRNE, BRSE	equal	yes

Table 11. Means and CVs of the posterior distribution for the South Atlantic blue shark runs that converged. Current biomass (B_{2004}) was calculated assuming that the catch in 2003 was the same as the catch in 2002. HR refers to harvest rate and repy is replacement yield. Biomass and catch numbers are in 1000s of t.

<i>Run</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>6</i>
K	585 (0.39)	491 (0.44)	585 (0.38)	558 (0.41)	620 (0.35)
r	0.25 (0.12)	0.25 (0.12)	0.25 (0.12)	0.25 (0.12)	0.24 (0.12)
MSY	36 (0.41)	30 (0.45)	36 (0.40)	34 (0.43)	38 (0.37)
B_{2004}	480 (0.5)	378 (0.62)	480 (0.49)	449 (0.55)	517 (0.45)
B_{2004}/K	0.77 (0.2)	0.7 (0.27)	0.78 (0.18)	0.75 (0.24)	0.79 (0.17)
B_{1971}	377 (0.53)	311 (0.59)	392 (0.51)	372 (0.55)	419 (0.51)
B_{2004}/B_{1971}	1.34 (0.39)	1.25 (0.42)	1.29 (0.36)	1.24 (0.38)	1.38 (0.49)
C_{2004}/MSY	0.66 (0.46)	0.79 (0.42)	0.65 (0.43)	0.7 (0.46)	0.61 (0.44)
HR_{2004}/HR_{MSY}	0.56 (1.62)	0.79 (1.56)	0.49 (1.03)	0.66 (1.75)	0.47 (1.63)
B_{2004}/B_{MSY}	1.54 (0.2)	1.41 (0.27)	1.56 (0.18)	1.49 (0.24)	1.59 (0.17)
$C_{2004}/repy$	1.05 (0.19)	1.1 (0.24)	1.03 (0.12)	1.07 (0.23)	1.03 (0.16)
B_{MSY}	293 (0.39)	245 (0.44)	292 (0.38)	279 (0.41)	310 (0.35)
repy	19 (0.10)	18 (0.14)	19 (0.08)	19 (0.12)	19 (0.08)

Table 12. BSP model runs for shortfin mako in the North Atlantic.

<i>Run</i>	<i>K prior</i>	<i>CPUE indices</i>	<i>Weighting of indices</i>	<i>B71/K prior</i>	<i>Converge</i>
1	Uniform(K)	JLL,USLL	catch	uniform	$B_{1971}/K=1.1$
2	Uniform(logK)	JLL,USLL	catch	uniform	$B_{1971}/K=1.1$
3	Uniform(K)	JLL,USLL	equal	uniform	$B_{1971}/K=1.1$
4	Uniform(K)	JLL,USLL	catch	lognormal(1,0.2)	yes

Table 13. Means and CVs of the posterior distribution for the North Atlantic shortfin mako run that converged. Current biomass (B_{2004}) was calculated assuming that the catch in 2003 was the same as the catch in 2002. HR refers to harvest rate and repy is replacement yield. Biomass and catch numbers are in 1000s of t.

<i>Run</i>	<i>4</i>
K	445 (0.58)
r	0.08 (0.28)
MSY	9 (0.67)
B_{2004}	380 (0.69)
B_{2004}/K	0.78 (0.22)
B_{1971}	417 (0.6)
B_{2004}/B_{1971}	0.84 (0.22)
C_{2004}/MSY	0.7 (0.65)
HR_{2004}/HR_{MSY}	0.58 (1.11)
B_{2004}/B_{MSY}	1.55 (0.22)
$C_{2004}/repy$	1.14 (0.24)
B_{MSY}	223 (0.58)
repy	4 (0.19)

Table 14. Means and CVs of the posterior distribution for South Atlantic shortfin mako, for a run with a prior for K of uniform on log(K) and catch weighting of the CPUE indices. Current biomass (B_{2004}) was calculated assuming that the catch in 2003 was the same as the catch in 2002. HR refers to harvest rate and repy is replacement yield. Biomass and catch numbers are in 1000s of t.

<i>Run</i>	<i>1</i>
K	478 (0.58)
r	0.08 (0.28)
MSY	9 (0.67)
B_{2004}	427 (0.64)
B_{2004}/K	0.82 (0.21)
B_{1971}	401 (0.64)
B_{2004}/B_{1971}	1.04 (0.29)
C_{2004}/MSY	0.85 (0.93)
HR_{2004}/HR_{MSY}	0.9 (3.57)
B_{2004}/B_{MSY}	1.65 (0.21)
C_{2004}/MSY	1.74 (0.48)
B_{MSY}	239 (0.58)
repy	3 (0.41)

Table 15. Blue shark North Catchfree Model Runs: Model estimates (standard deviation). F_{modern} refers to the average estimated fishing mortality in the period 1971-2003, from which annual deviations were estimated; F_{hist} refers to the average estimated fishing mortality in the period 1956-1971.

<i>Model</i>	<i>Obj Fn</i>	<i>SSB_{curr}</i>	<i>F_{curr}</i>	<i>F_{modern}</i>	<i>F_{hist}</i>	<i>M</i>	<i>alpha</i>
20% depl	-43.091	0.758 (0.15)	0.0198 (0.016)	0.0197 (0.014)	0.0299 (0.048)	0.15 (0.044)	2.4599 (0.394)
10% depl	-43.071	0.772 (0.15)	0.0194 (0.016)	0.0194 (0.014)	0.0193 (0.048)	0.15 (0.044)	2.4597 (0.394)
Virgin	- 43.4041	0.799 (0.14)	0.0187 (0.015)	0.0187 (0.014)	0 - FIXED	0.151 (0.044)	2.458 (0.394)

Table 16. Blue shark South catch-free model runs: model estimates (standard deviation). F_{modern} refers to the average estimated fishing mortality in the period 1971-2003, from which annual deviations were estimated; F_{hist} refers to the average estimated fishing mortality in the period 1956-1971.

<i>Model</i>	<i>Obj Fn</i>	<i>SSB_{curr}</i>	<i>F_{curr}</i>	<i>F_{modern}</i>	<i>F_{hist}</i>	<i>M</i>	<i>alpha</i>
20% depl, combined selectivity	-47.3107	0.81 (0.12)	0.0196 (0.016)	0.0196 (0.014)	0.0364 (0.055)	0.151 (0.044)	2.4613 (0.395)
20% depl, Japanese selectivity	-47.3044	0.78 (0.14)	0.0174 (0.017)	0.0197 (0.014)	0.0377 (0.058)	0.15 (0.044)	2.4614 (0.394)
Virgin, combined selectivity	-41.1094	0.85 (0.11)	0.0186 (0.015)	0.0186 (0.014)	0 - FIXED	0.151 (0.044)	2.4576 (0.394)

Table 17. Shortfin mako catch-free model runs: model estimates (standard deviation). F_{modern} refers to the average estimated fishing mortality in the period 1971-2003, from which annual deviations were estimated; F_{hist} refers to the average estimated fishing mortality in the period 1956-1971.

<i>Model</i>	<i>Obj Fn</i>	<i>SSB_{curr}</i>	<i>F_{curr}</i>	<i>F_{modern}</i>	<i>F_{hist}</i>	<i>M</i>	<i>Pup survival</i>
Combined Index, 13% depletion in 1971	-35.991	0.31 (0.22)	0.0459 (0.038)	0.0462 (0.03)	0.0148 (0.041)	0.182 (0.032)	0.552 (0.047)
JLL N. Index, 13% depletion in 1971	- 35.6763	0.33 (0.24)	0.0392 (0.035)	0.0393 (0.028)	0.0138 (0.038)	0.180 (0.032)	0.552 (0.047)
US LL logbook Index, 48% depletion in 1971, logistic	- 24.1982	0.25 (0.15)	0.068 (0.054)	0.0684 (0.042)	0.0329 (0.02)	0.19 (0.035)	0.55 (0.047)
US LL logbook Index, 48% depletion in 1971, dome	- 24.1727	0.24 (0.14)	0.056 (0.045)	0.063 (0.04)	0.0267 (0.017)	0.187 (0.034)	0.1 (0.047)
Combined Index, virgin condition in 1971	- 34.1285	0.36 (0.21)	0.0445 (0.036)	0.0447 (0.029)	0 (FIXED)	0.183 (0.033)	0.552 (0.047)

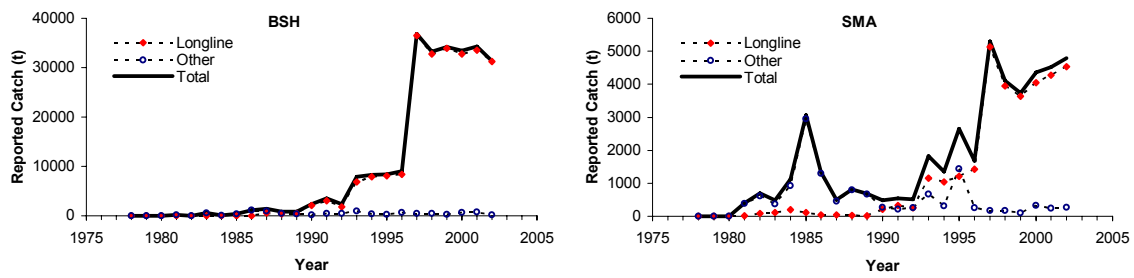


Figure 1. Reported catch of blue sharks (left) and shortfin mako (right) in the Atlantic Ocean (figures are in t, including discards).

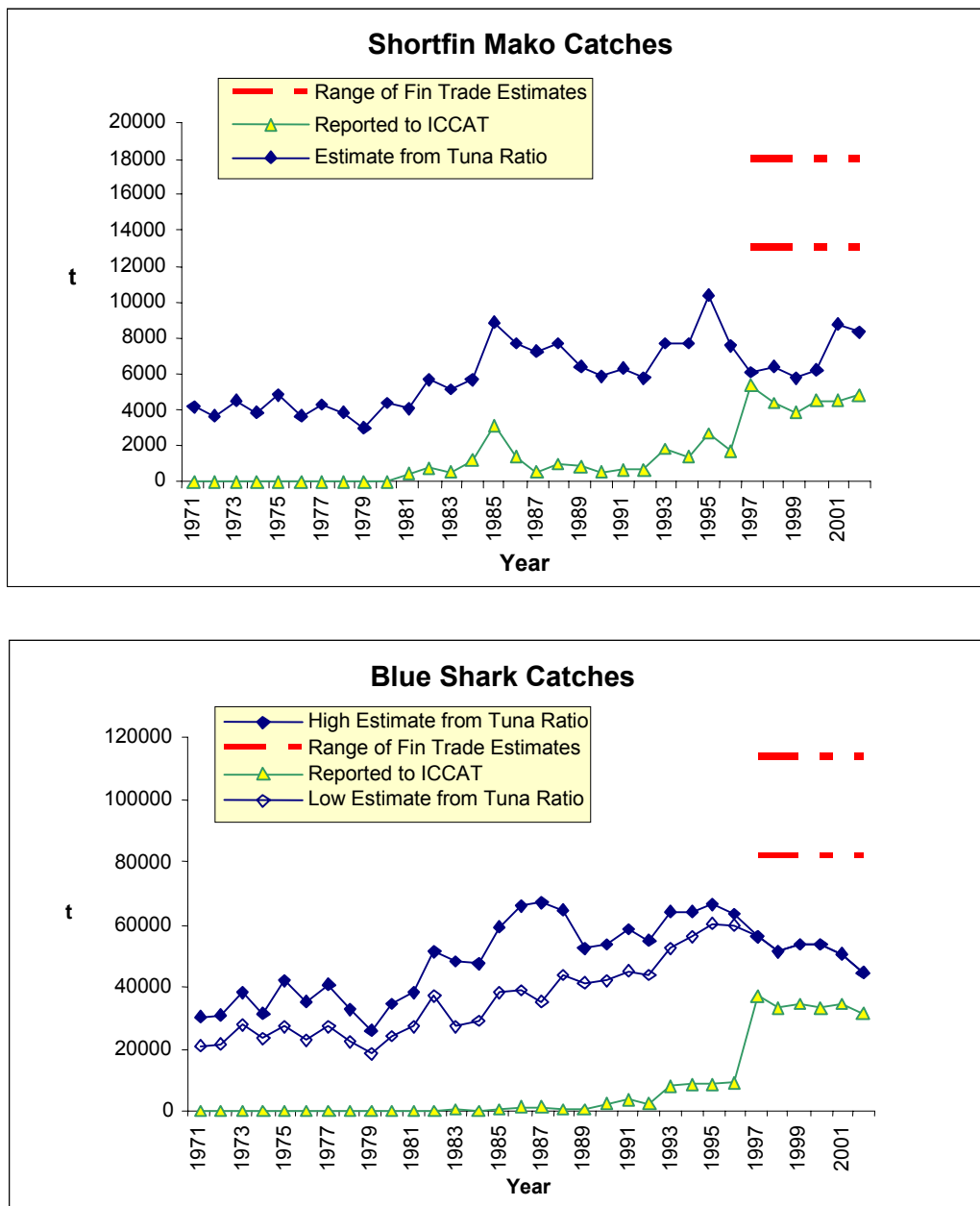


Figure 2. Comparison of shark catch reported to ICCAT with estimates resulting from tuna to shark ratios and from fin trade data for shortfin mako (upper) and blue sharks (lower) in the Atlantic.

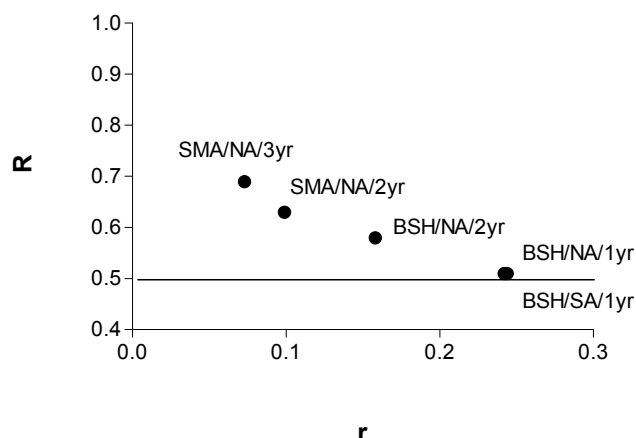


Figure 3. Position of the inflection point of population growth curves (R) in relation to the mean intrinsic rate of increase obtained through Monte Carlo simulation for blue shark and shortfin mako. SMA is shortfin mako, BSH is blue shark, NA is North Atlantic, SA is South Atlantic, and 3yr, 2 yr, 1 yr refers to frequency of parturition.

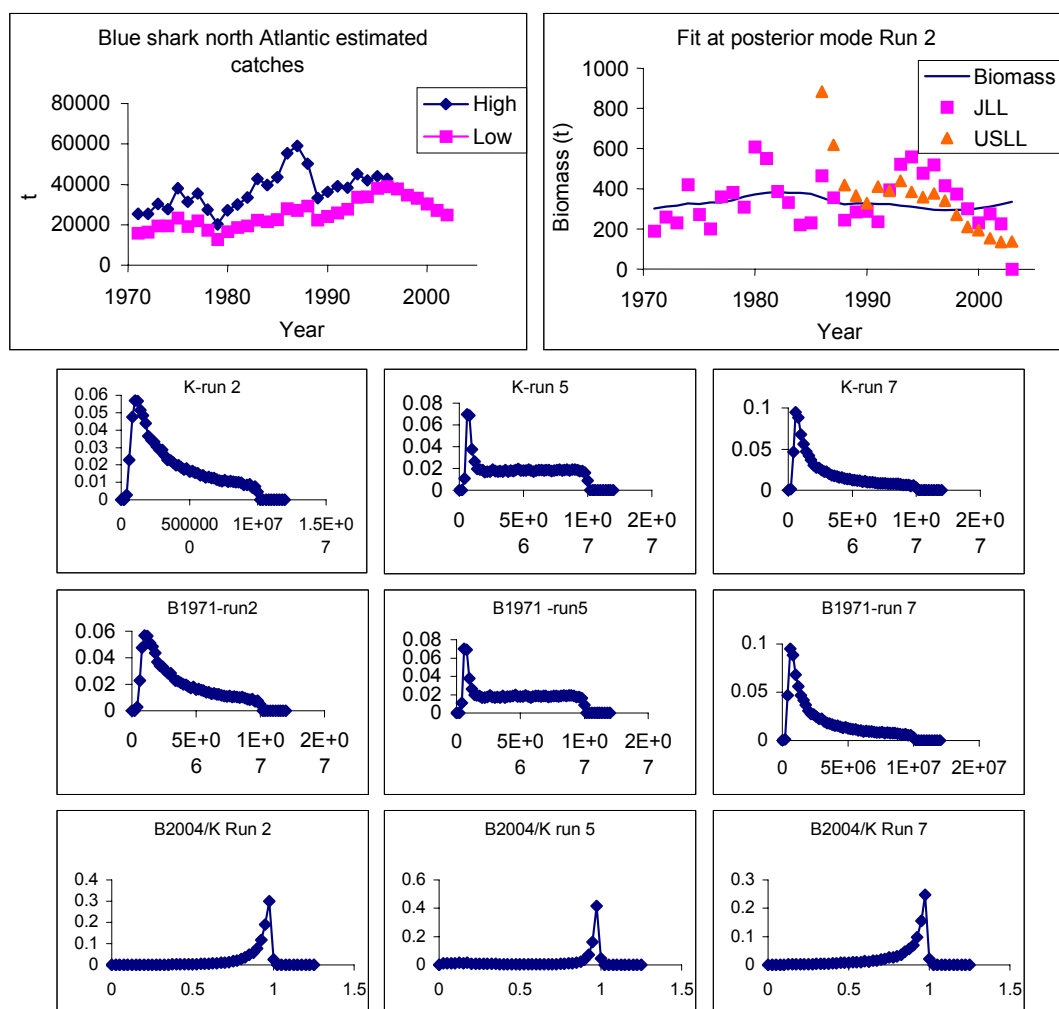


Figure 4. Results for North Atlantic blue shark BSP models that converged.

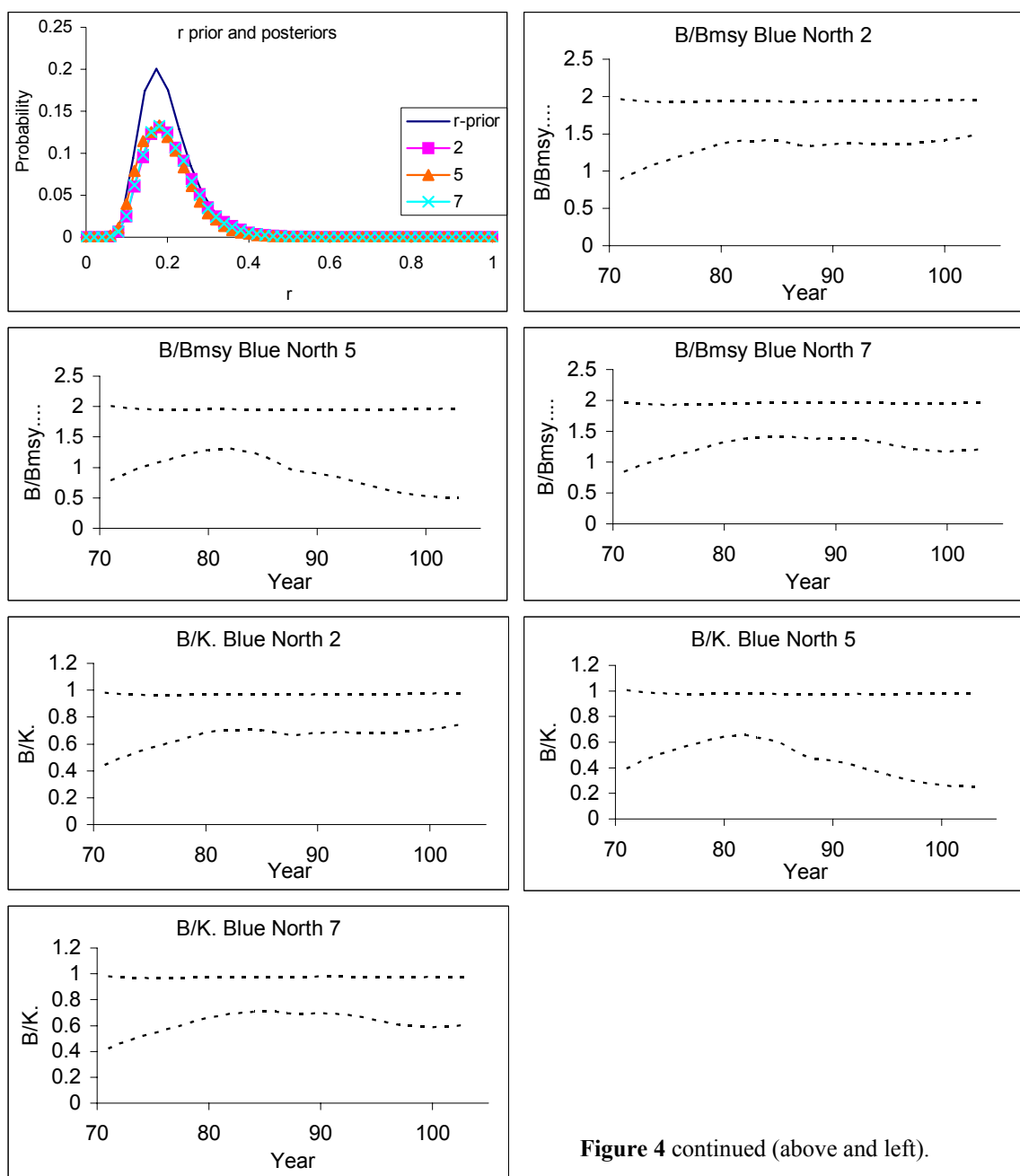


Figure 4 continued (above and left).

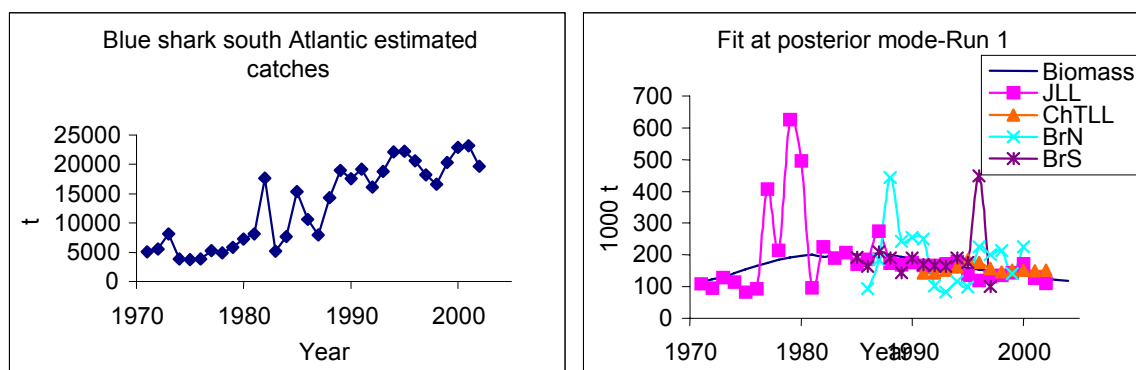


Figure 5. BSP results for the South Atlantic blue shark runs that converged.

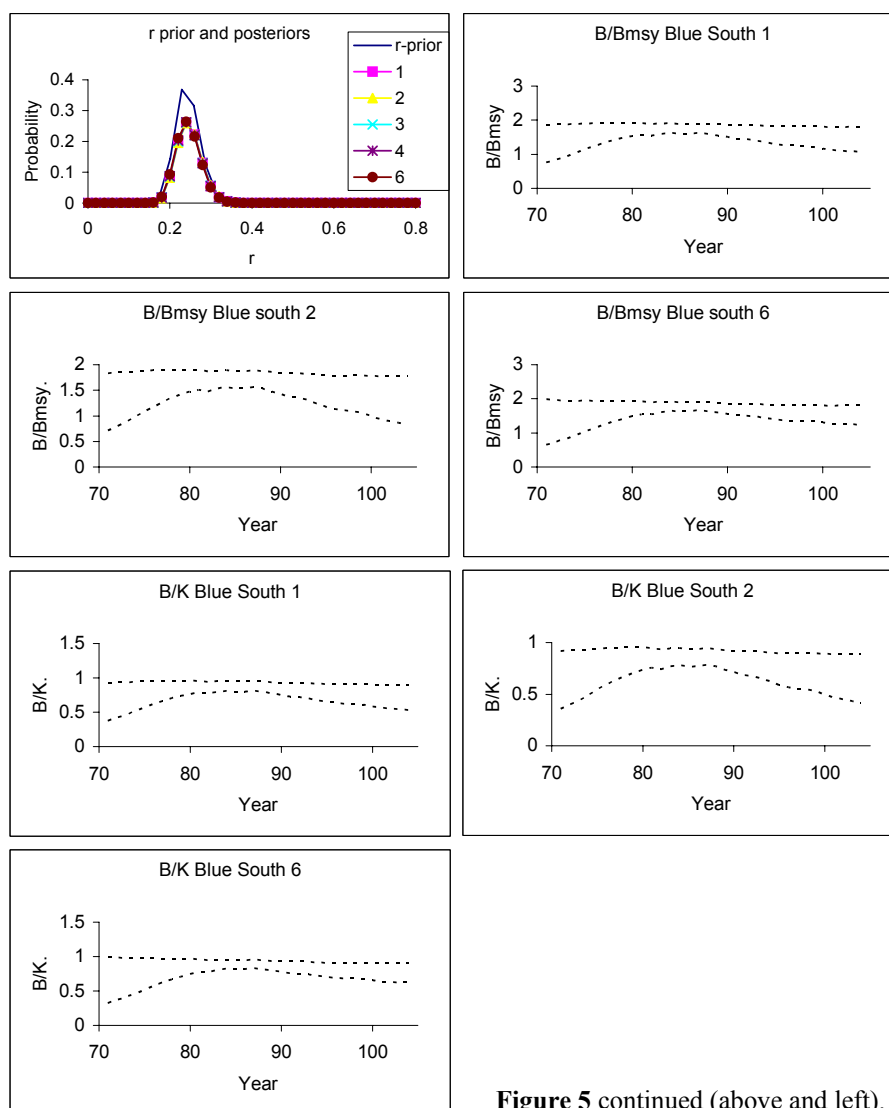
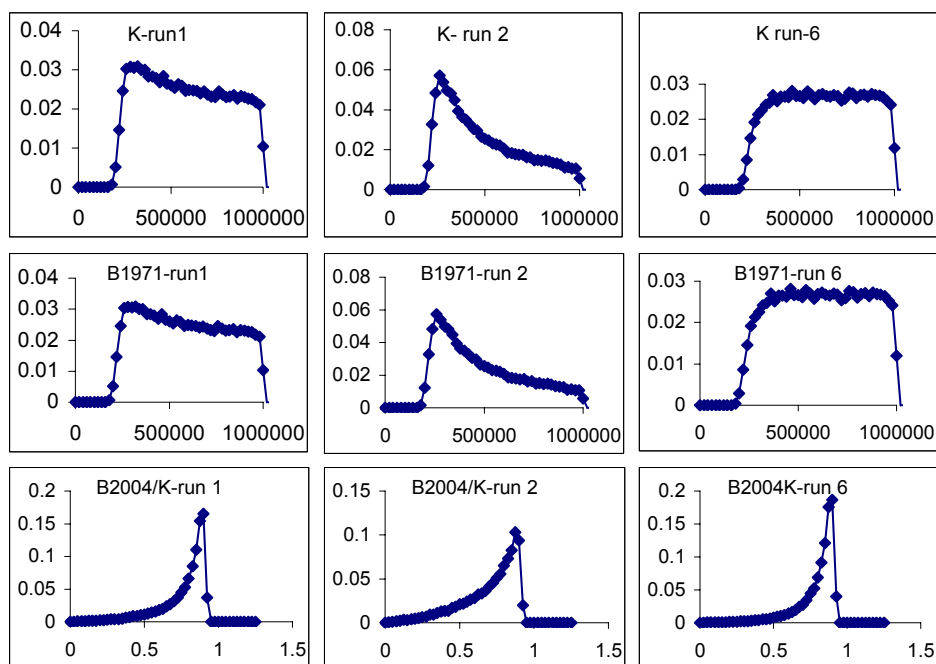


Figure 5 continued (above and left).

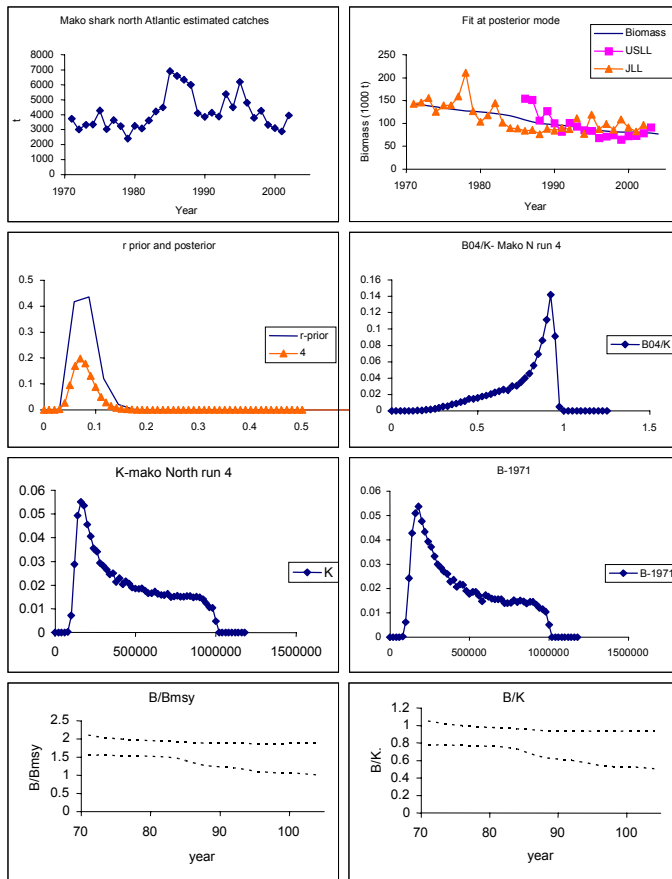


Figure 6. BSP model results for North Atlantic mako shark, from run 4.

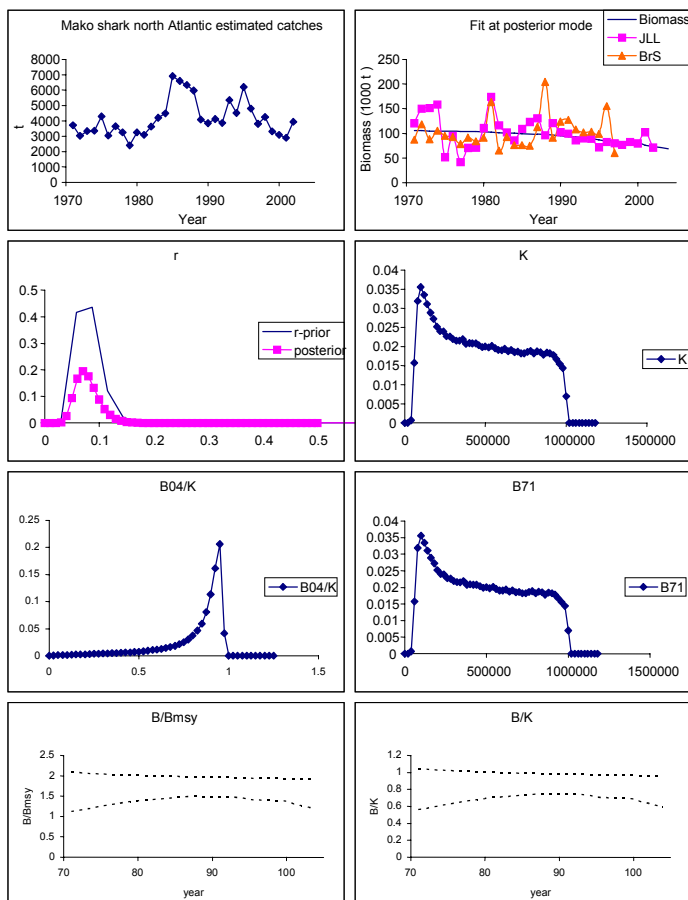


Figure 7. BSP model results for South Atlantic mako shark.

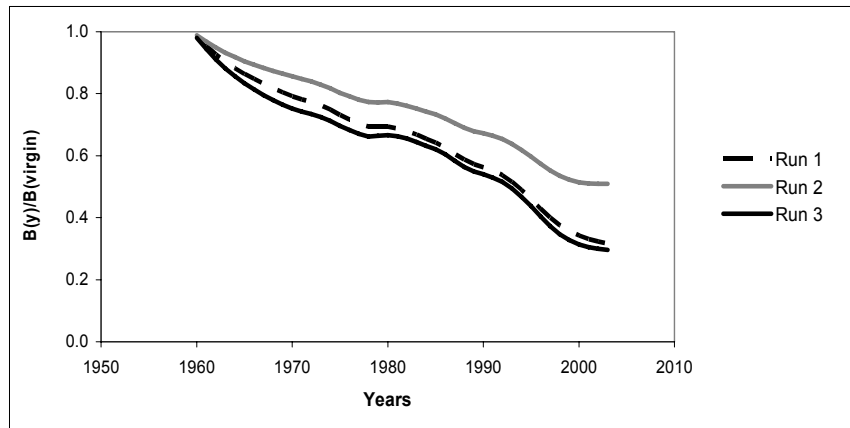
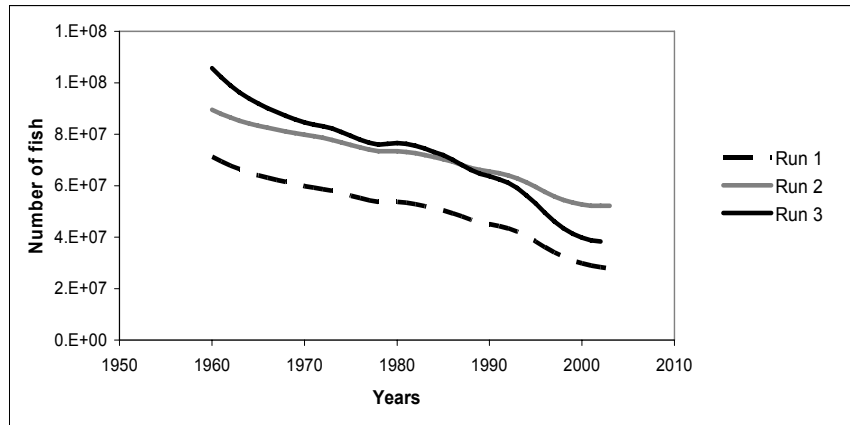


Figure 8. Predictions about the North Atlantic blue shark population size and the biomass of the population relative to the virgin biomass for each model run. The values of the estimated parameters at the mode of the joint posterior distribution were used for the calculations.

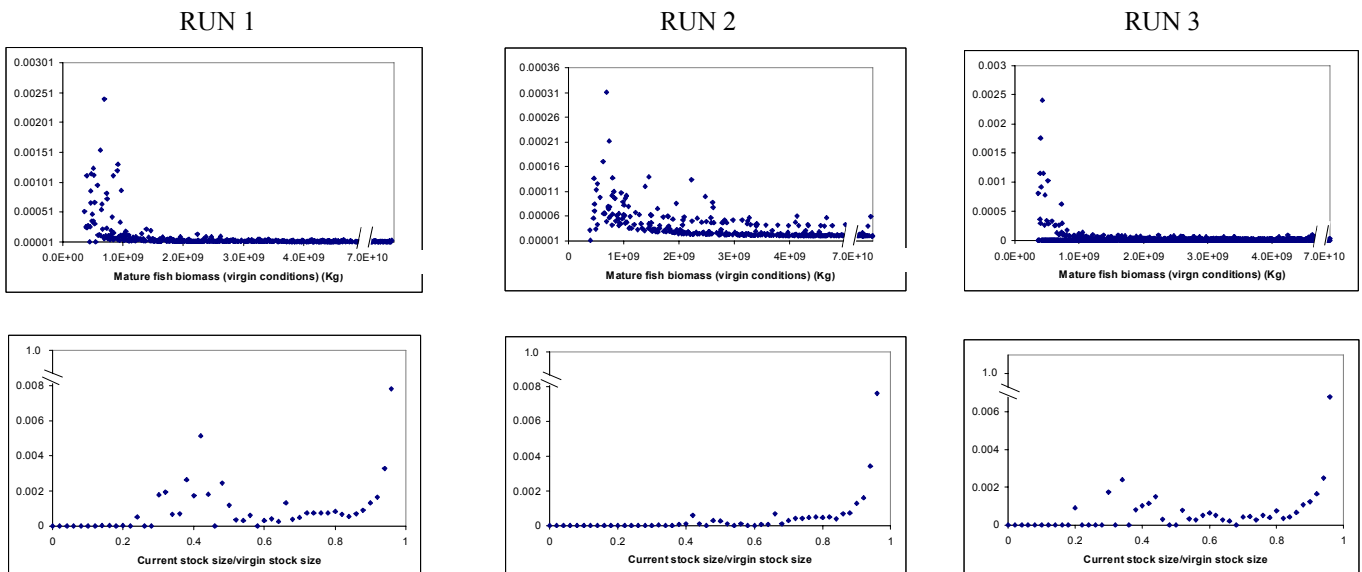


Figure 9. Marginal posterior distributions for the mature fish biomass and the ratio of current stock size of North Atlantic blue shark to the virgin stock size for each of the runs conducted.

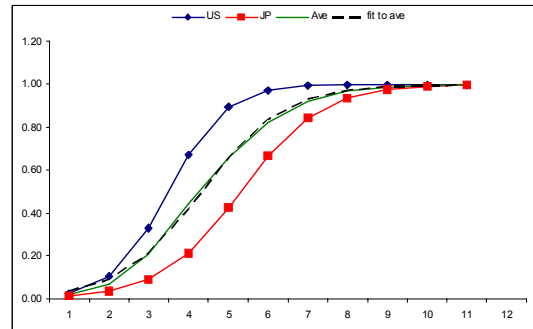
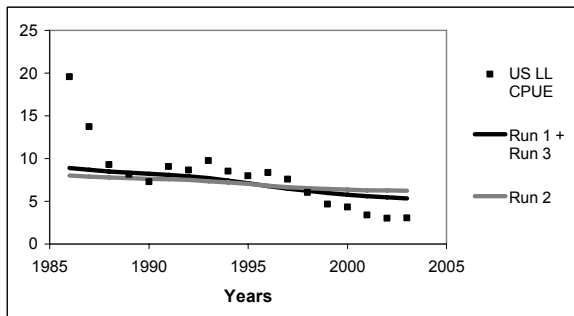
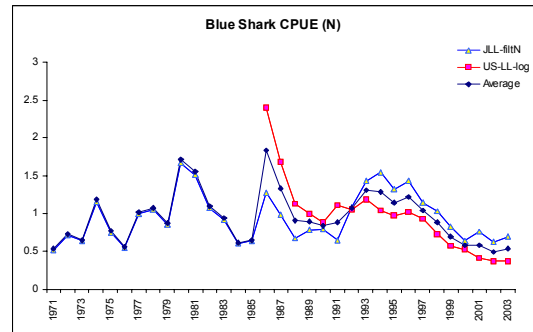
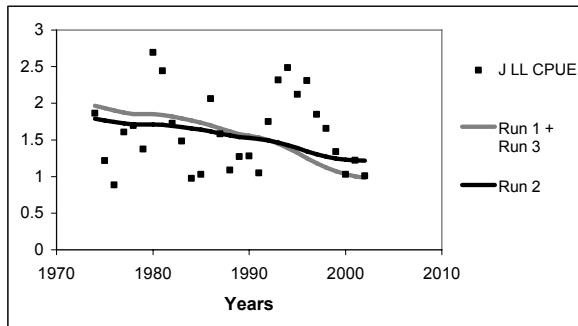


Figure 10 (above). Fit of the model to the North Atlantic blue shark CPUE data for each of the runs considered.

Figure 11 (above). CPUE indices and logistic selectivities considered for catch-free model runs of blue shark in the North Atlantic.

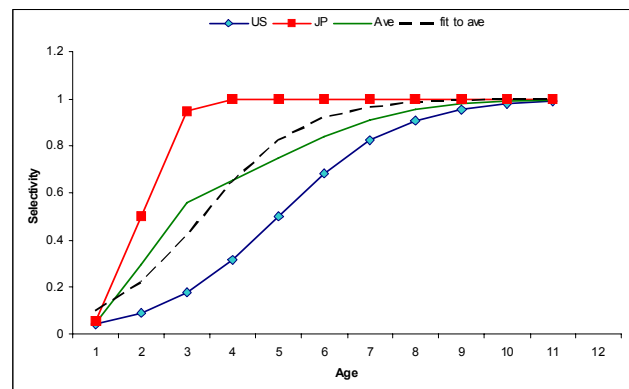
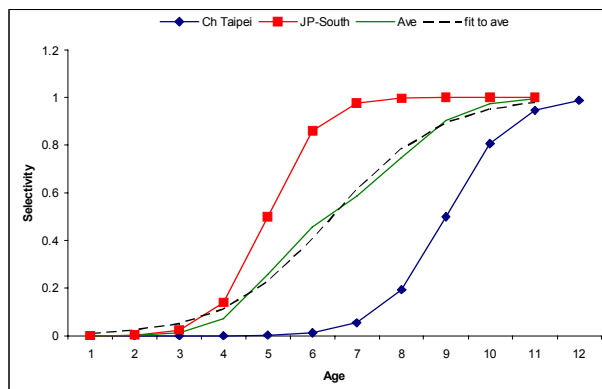
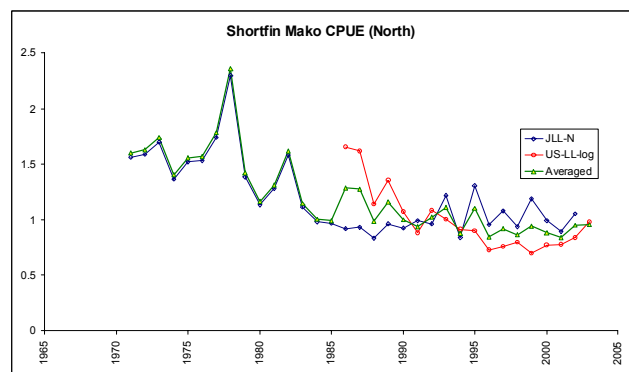
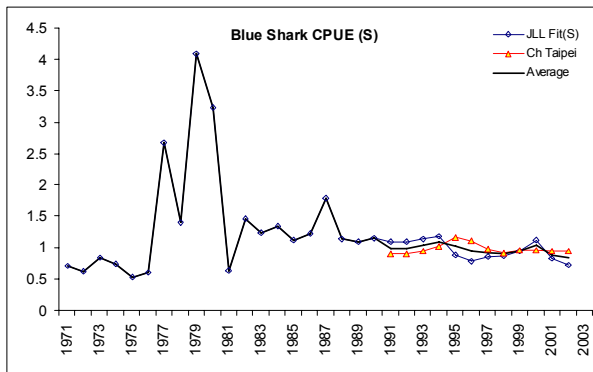


Figure 12 (above). CPUE indices and logistic selectivities considered for catch-free model runs of blue shark in the South Atlantic.

Figure 13 (above). CPUE indices and logistic selectivities considered for catch-free model runs of shortfin mako.

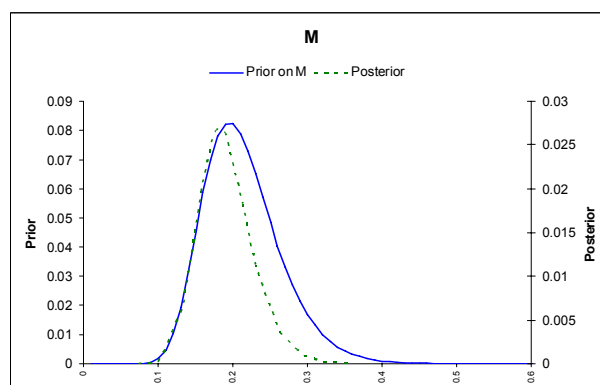
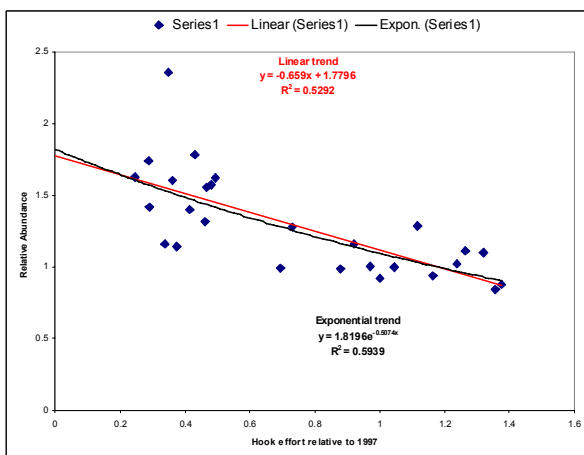
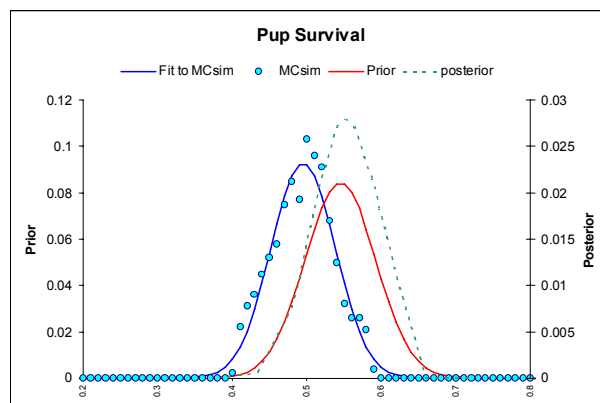
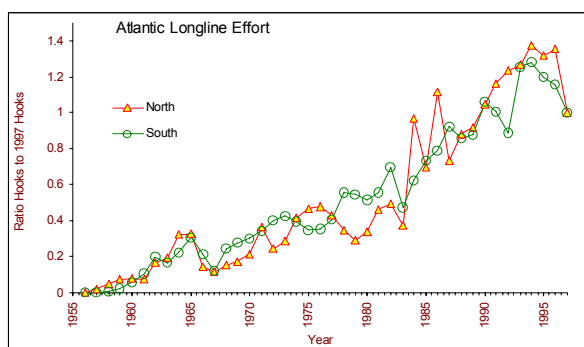


Figure 14 (above). Effort in number of hooks from 1956 to 1997 (from ICCAT database) and scatterplot of relative effort to relative abundance of North Atlantic shortfin mako, used to guide decisions about possible depletion levels in 1971.

Figure 15 (above). Priors and estimated posterior distributions (from likelihood profile) on pup survival and natural mortality for shortfin mako catch-free model runs.

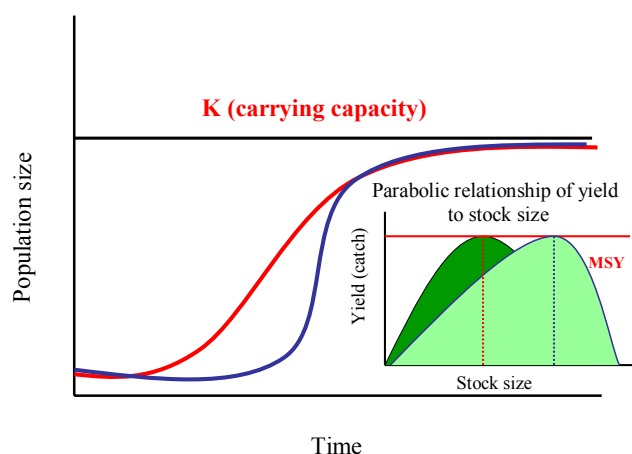


Figure 16. Different views of the position of the inflection point of population growth curves (R). The blue shark values of R are close to 0.5, more consistent with the traditional parabolic relationship between stock size and yield, whereas the R values for shortfin mako are shifted to the right implying that MSY would be reached at a higher proportion of K.

Agenda

- 1 Opening, adoption of agenda and meeting arrangements
- 2 Description of fisheries
- 3 State of the stocks
 - 3.1 Stock structure
 - 3.2 Catch data
 - 3.3 Size data
 - 3.4 Catch rate (CPUE) data
 - 3.5 Biological population parameters
 - 3.6 Stock assessment
- 4 Environmental factors
- 5 Effects of current regulations
- 6 Recommendations
 - 6.1 Statistics and research
 - 6.2 Management
- 7 Other matters
- 8 Report adoption and closure

List of Participants

CONTRACTING PARTIES

Commission Chairman

Miyahara, Masanori

ICCAT Chairman, Counsellor, Resources Management Department Fisheries Agency of Japan, 1-2-1 Kasumigaseki, Chiyoda-Ku 100-8907, Tokyo
Tel: +81 3 3591 1086, Fax: +81 3 3502 0571, E-Mail: masanori_miyahara@nm.maff.go.jp

SCRS Chairman

Pereira, Joao Gil

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

BRASIL

Hazin, Fabio H. V.

Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca, Rua Desembargador Célio de Castro Montenegro, 32 - Apto 1702, 52070-008, Monteiro Recife, Pernambuco
Tel: +55 81 3302 1511, Fax: +55 81 3302 1512, E-Mail: fhvhazin@terra.com.br

Lessa, Rosangela

Lab. Dinamica de Populações Marinhas, Depto. De Pesca - UFRPE, Avenida Dom Manuel Medeiros s/n - Dois Irmãos, CEP 52171-900, Dois Irmãos - Recife, Pernambuco
Tel: +55 81 441 4697, Fax: +55 81 441 4577, E-Mail: lessa@hotlink.com.br

COTE D'IVOIRE

N'Goran Ya, Nestor

Centre de Recherches Océanologiques, B.P. V-18, Abidjan, Treichville
Tel: +225 21 355 880, Fax: +225 21 351 155, E-Mail: ngoranya55@hotmail.com

JAPAN

Clarke, Shelley

National Research Institute of Far Seas Fisheries, 5-7-1 Shimizu-Orido, Shizuoka 424-8633
Tel: +81 543 36 6046, Fax: +81 543 35 9642, E-Mail: sclarke@fra.affrc.go.jp

Ichinokawa, Momoko

National Research Institute of Far Seas Fisheries, 5-7-1 Shimizu-Orido, Shizuoka 424-8633
Tel: +81 543 36 6014, Fax: , E-Mail: ichimomo@fra.affrc.go.jp

Izawa, Arata

WWF Japan, Nihonseimei Akabanebashi Bldg. 6Fl. 3-1-14 Shiba, Minato-Ku, 105 Tokyo
Tel: +81 3 3769 1713, Fax: +81 3 3769 1717, E-Mail: izawa@wwf.or.jp

Matsunaga, Hiroaki

National Research Institute of Far Seas Fisheries, 5-7-1 Shimizu-Orido, Shizuoka 424-8633
Tel: +81 543 36 6046, Fax: +81 543 35 9642, E-Mail: matsuh@fra.affrc.go.jp

Miyake, Makoto P.

Scientific Advisor, Federation of Japan Tuna Fisheries Co-operative Associations, 3-22 Kudankita 2-Chome, Chiyoda-Ku 102-0073, Tokyo
Tel: +81 422 46 3917, Fax: +81 422 43 7089, E-Mail: p.m.miyake@gamma.ocn.ne.jp

Nakano, Hideki

National Research Institute of Far Seas Fisheries, 5-7-1 Chome Orido, Shimizu-Orido, 424-8633 Shizuoka
Tel: +81 543 36 60 46, Fax: +81 543 35 96 42, E-Mail: hnakano@fra.affrc.go.jp

Onaka, Kenji

Federation of Japan Tuna Fisheries Co-operative Associations, 3-22 Kudankita, Chiyoda-ku 102-0073, Tokyo
Tel: +81 3 3264 6167, Fax: +81 3 3234 7455, E-Mail: onaka@japantuna.or.jp

Senba, Yasuko

Tokyo University, 1-1-1 Yayoi, Bunkyo, Tokyo 113-8675
Tel: , Fax: +81 3 5999 2287, E-Mail: yasukomrn@aol.com

Takase, Miwako

Deputy Director International Affairs Division, Resources Management Department - Fisheries Agency of Japan, , 1-2-1 Kasumigaseki, , Chiyoda-ku 100-8907, Tokyo
Tel: +81 3 3591 1086, Fax: +81 3 3502 0571, E-Mail: miwako_takase@nm.maff.go.jp

Takeshita, Taro

Federation of Japan Tuna Fisheries Co-operative Associations, 3-22 Kudankita 2-Chome, Chiyoda-Ku, 102-0073, Tokyo
Tel: +81 3 3264 6167, Fax: +81 3 3234 7455, E-Mail: takeshita@japantuna.or.jp

Takeuchi, Yukio

Mathematical Biology Section -Pelagic Resource Division National Research Institute of Far Seas Fisheries, 5-7-1 Chome Orido, Shimizu-Orido 424-8633 Shizuoka
Tel: +81 543 36 6039, Fax: +81 543 35 9642, E-Mail: yukiot@fra.affrc.go.jp

Wazawa, Miho

Fisheries Agency, 1-2-1 Kasumigaseki, Chiyoda-Ku 100-8907, Tokyo
Tel: +81 3 3591 1086, Fax: +81 3 3502 0571, E-Mail: miho_wazawa@nm.maff.go.jp

UNITED STATES**Apostolaki, Panayiota**

Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami, Rickenbacker Causeway, 33149 Miami, Florida
Tel: +1 305 361 4831, Fax: +1 305 361 4457, E-Mail: yapostolaki@rsmas.miami.edu

Babcock, Elisabeth

Pew Institute for Ocean Science, Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami, Rickenbacker Causeway, 33149, Miami, Florida,
Tel: +1 305 361 4852, Fax: +1 305 361 4929, E-Mail: bbabcock@rsmas.miami.edu

Bonfil, Ramon

Conservation Fisheries Scientific, Marine Conservation Program, International Programs, Wildlife Conservation Society, 2300 Southern Blvd., 10460 Bronx, New York
Tel: +1 718 741 8205, Fax: , E-Mail: rbonfil@wcs.org

Brooks, Elizabeth

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

Cortes, Enric

NOAA - Fisheries, Southeast Fisheries Science Center, Panama City Laboratory, 3500 Delwood Beach Road, 32408 Panama City, Florida, USA

Tel: +1 850 234 6541, Fax: +1 850 235 3559, E-Mail: enric.cortes@noaa.gov

Scott, Gerald

National Marine Fisheries Service-NOAA Southeast Fisheries Science Center Sustainable Fisheries Division, 75 Virginia Beach Drive, 33149-1099, Miami, Florida,

Tel: +1 305 361 4220, Fax: +1 305 361 4219, E-Mail: gerry.scott@noaa.gov

OBSERVERS

CHINESE TAIPEI

Liu, Kwang-Ming

Institute of Marine resource Management, National Taiwan Ocean University, Keelung 202, Taiwan

Tel: +88 6 2 24622192, Fax: +88 6 2 246 20291, E-Mail: kmliu@mail.ntou.edu.tw

INDEPENDENT PEER REVIEWER

Simpfendorfer, Colin

Mote Marine Laboratory, 1600 Ken Thompson Parkway, Sarasota, Florida 34236, USA.

Tel: +1 941 388 4441, Fax: +1 941 388 4312, E-Mail: colins@mote.org

ICCAT SECRETARIAT

C/ Corazón de María, 8 – 6ª planta, 28002 Madrid

Tel: +34 91 4165600, Fax: +34 91 4152612, E-Mail: info@iccat.es

Restrepo, Victor

Kebe, Papa

Appendix 3

List of Documents

- SCRS/2004/080 Catch, bycatch and indices of population status of blue shark (*Prionace glauca*) in the Canadian Atlantic. CAMPANA, S., L. Marks, W. Joyce, N. Kohler.
- SCRS/2004/100 Peer review report of the 2004 ICCAT pelagic shark assessment meeting. SIMPFENDORFER, C.A.
- SCRS/2004/101 Factors for conversion of fin weight into round weight for the blue shark (*Prionace glauca*). SANTOS, M.N., A. Garcia.
- SCRS/2004/102 Blue shark (*Prionace glauca*) length composition from the Venezuelan pelagic longline observer program in the northwestern Atlantic: period 1994-2003. AROCHA, F., R. Tavares, J. Silva, L. Marciano.
- SCRS/2004/103 Reproductive and distribution parameters of the blue shark *Prionace glauca*, on the basis of on-board observations at sea in the Atlantic, Indian and Pacific oceans. MEJUTO, J., B. García-Cortés.
- SCRS/2004/104 Tagging-recapture activities of large pelagic sharks carried out by Spain or in collaboration with the tagging programs of other countries. MEJUTO, J., B. García-Cortés, A. Ramos-Cardelle.
- SCRS/2004/105 Use of an age-structured model for the stock assessment of blue shark in the north Atlantic. APOSTOLAKI, P., E. Cortés, E. Babcock, E. Brooks, L. Beerkircher.
- SCRS/2004/106 Characteristics of blue, *Prionace glauca*, and shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, shark bycatch observed on pelagic longlines in the northwest Atlantic, 1992-2003. BEERKIRCHER, L. R.
- SCRS/2004/107 Longline-caught blue shark (*Prionace glauca*): factors affecting numbers available for live release. DIAZ, G.A., J.E. Serafy.
- SCRS/2004/108 Indices of blue and mako shark abundance derived from U.S. Atlantic recreational fishery data. SKOMAL, G., E.A. Babcock, E.K. Pikitch.
- SCRS/2004/109 Surplus production model applied to the data for blue and mako sharks available at the 2001 ICCAT Bycatch Working Group and other published data. BABCOCK E. A., E. Cortes.
- SCRS/2004/110 Catch-free stock assessments with application to Goliath grouper (*Epinephelus itajara*) off southern Florida. PORCH C.E., A.M. Eklund, G. P. Scott.
- SCRS/2004/111 Standardized catch rates for blue shark and shortfin mako shark from the US pelagic logbook and

- US pelagic observer program, and US weighout landings. BROOKS, E.N., M. Ortiz, L.K. Beerkircher, Y. Apostolaki, G.P. Scott.
- SCRS/2004/112 A framework for estimating movement and fishing mortality rates of the blue shark, *Prionace glauca*, in the North Atlantic Ocean from tag-recapture data. AIRES-DA-SILVA, A., I. Taylor, A.E. Punt, V.F. Gallucci, N.E. Kohler, P.A. Turner, R. Briggs, J.J. Hoey.
- SCRS/2004/115 Quantités et tailles des requins capturés par la pêche de filet maillant dérivant en Côte d'Ivoire. N'GORAN, Y. N., Y. Kouassi, B. Barrigah.
- SCRS/2004/116 Estimation of shark catches by Japanese tuna longline vessels in the Atlantic Ocean. MATSUNAGA, H., H. Nakano.
- SCRS/2004/117 Summary of species composition and nominal CPUE of pelagic sharks based on observer data from the Japanese longline fishery in the Atlantic Ocean from 1995 to 2003. SENBA, Y., H. Nakano.
- SCRS/2004/118 Methods for using Japanese logbook data to construct catch and CPUE time series for blue shark (*Prionace glauca*) in the Atlantic Ocean. CLARKE, S., H. Nakano, Y. Takeuchi.
- SCRS/2004/119 Standardized CPUE for blue sharks caught by the Japanese longline fishery in the Atlantic Ocean, 1971-2003. NAKANO, H., S. Clarke.
- SCRS/2004/120 Trends in standardized CPUE for shortfin mako shark caught by the Japanese longline fishery in the Atlantic Ocean. SENBA, Y., Y. Takeuchi.
- SCRS/2004/121 Comparison of Japanese logbook and observer data for shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) in the Atlantic Ocean using Bayesian GLM methods. CLARKE, S., H. Nakano, Y. Takeuchi.
- SCRS/2004/122 Demographic analysis on Atlantic blue and shortfin mako sharks. TAKEUCHI, Y., Y. Senba.
- SCRS/2004/123 CPUE and associated data for blue shark from the Irish sport fishery. FITZMAURICE, P., G. Keirse, P. Green, M. Clarke, M. Kenny.
- SCRS/2004/124 Stock discrimination of the blue shark, based on Irish tagging data. FITZMAURICE, P., P. Green, G. Keirse, M. Kenny, M. Clarke.
- SCRS/2004/125 Synopsis of biological information available on blue shark, *Prionace glauca*, from the southwestern Atlantic Ocean. HAZIN, F., R. Lessa.
- SCRS/2004/126 Standardized CPUE from sharks and blue sharks caught by Chinese Taipei longline fishery in the South Atlantic Ocean. LIU, K-M., W-P. Tsai, S-J. Joung.

Appendix 4

Alternative Estimation of Historical Blue Shark (North Atlantic) Catches for Swordfish-directed Longline Fisheries

The initial method used by the Group used the observed ratio of blue shark catches to tuna and swordfish catches (estimated to average 428% in recent years) to back-calculate the historical catches of northern Atlantic blue shark:

$${}^B C_y = {}^S C_y \frac{428}{100},$$

where ${}^B C$ represents blue shark catch and ${}^S C$ represents the catch of swordfish and other tunas.

An alternative method was used in an attempt to account for the notion that targeting has changed over time in some longline fleets that are mainly directed at swordfish. For this purpose, the information about targeting presented in SCRS/1999/056 was used as follows. Let

R_i = Ratio of swordfish targeting in SCRS/99/56, divided in 10 intervals (R_1 = 0-10% swordfish, ..., R_{10} = 90-100% swordfish).

P_{Ry} = Percent occurrence of R_i values observed historically.

T_y = Index of targeting for blue shark.

Z_y = historical ratio of tuna and swordfish catches relative to blue shark catches.

Estimation was carried out as follows:

(1) The point values of R {1, 2 ... 10} were set to {5%, 15%, ..., 95%}.

(2) The P_{Ry} values were obtained by visual examination of Figure 5 in SCRS/99/56. These are presented in **Table A4.1**.

(3) Blue shark targeting was estimated as $T_y = 1 - \sum_i P_{Ry} R_i$. These values are in **Table A4.2**.

(4) The initial method used by the group had set a ratio of (tuna+swordfish):blue shark catches equal to 428% for the period 1997-2002. For these analyses, the 428% was linked to the two years of overlap (1997-1998), which had an average T_y value of 0.606. Thus, the ratios for 1986 to 1996 were set as

$$Z_y = T_y \frac{428}{0.606}.$$

Ratios prior to 1986 were set equal to the 1986 value. Results are presented in **Table A4.2**.

(5) Blue shark catches were estimated historically as:

$$^B C_y = ^S C_y \frac{Z_y}{100}.$$

Table A4.1. Percent occurrence of R_i values (see text) observed historically. Frequencies are based on Figure 5 of SCRS/99/56.

Year	R_1	R_2	R_3	R_4	R_5	R_6	R_7	R_8	R_9	R_{10}
1986	0.00	0.01	0.02	0.03	0.04	0.05	0.09	0.18	0.20	0.39
1987	0.00	0.01	0.03	0.02	0.03	0.05	0.06	0.15	0.32	0.34
1988	0.00	0.01	0.04	0.07	0.08	0.11	0.14	0.17	0.15	0.23
1989	0.02	0.04	0.06	0.06	0.07	0.10	0.12	0.17	0.19	0.17
1990	0.00	0.02	0.04	0.05	0.08	0.12	0.17	0.17	0.18	0.17
1991	0.01	0.02	0.04	0.04	0.09	0.13	0.16	0.21	0.21	0.10
1992	0.00	0.02	0.04	0.07	0.15	0.15	0.16	0.20	0.16	0.06
1993	0.02	0.03	0.04	0.07	0.11	0.13	0.15	0.15	0.19	0.13
1994	0.02	0.05	0.08	0.10	0.13	0.15	0.12	0.11	0.12	0.11
1995	0.01	0.06	0.13	0.15	0.15	0.14	0.15	0.10	0.05	0.05
1996	0.05	0.14	0.12	0.11	0.10	0.10	0.10	0.10	0.08	0.08
1997	0.16	0.21	0.12	0.07	0.09	0.07	0.07	0.07	0.07	0.06
1998	0.07	0.23	0.18	0.09	0.08	0.09	0.07	0.07	0.07	0.03

Table A4.2. Estimated historical index of targeting for blue shark, T_y , and historical ratio of tuna and swordfish catches relative to blue shark catches, Z_y .

Year	T_y	Z_y
1986	0.210	147.8
1987	0.203	143.0
1988	0.303	213.5
1989	0.342	241.0
1990	0.315	222.0
1991	0.330	232.4
1992	0.372	262.0
1993	0.357	251.5
1994	0.423	297.9
1995	0.493	347.7
1996	0.514	362.4
1997-98	0.606	