

## 2012 SHORTFIN MAKO STOCK ASSESSMENT AND ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT MEETING

*(Olhão, Portugal - June 11 to 18, 2012)*

### SUMMARY

*The Shortfin Mako (Isurus oxyrinchus) Stock Assessment and Ecological Risk Assessment Meeting was held in Olhão, Portugal, from June 11 to 18, 2012. The objective of the meeting was the assessment of Atlantic shortfin mako and the application of the ecological risk analysis (ERA) to an extensive list of pelagic shark species with distribution areas in the ICCAT Convention.*

### RESUME

*La Réunion d'évaluation du stock de requin-taupe bleu (Isurus oxyrinchus) et d'évaluation des risques écologiques a eu lieu à Olhão (Portugal) du 11 au 18 juin 2012. L'objectif de la réunion était d'évaluer les stocks de requin-taupe bleu de l'Atlantique et d'appliquer l'analyse des risques écologiques (ERA) à une vaste liste d'espèces de requins pélagiques dont les zones de distribution se trouvent à l'intérieur de zone de la Convention de l'ICCAT.*

### RESUMEN

*La Reunión para aplicar el análisis del riesgo ecológico a los tiburones y evaluación del stock de marrajo dientuso (Isurus oxyrinchus) se celebró en Olhão, Portugal, del 11 al 18 de junio de 2012. El objetivo de la reunión era evaluar los stocks de marrajo dientuso del Atlántico y aplicar el análisis de riesgo ecológico (ERA) a una amplia lista de especies de tiburones pelágicos con áreas de distribución dentro de la zona del Convenio de ICCAT.*

### 1. Opening, adoption of Agenda and meeting arrangements

Dr. Paul de Bruyn, on behalf of the ICCAT Executive Secretary, opened the meeting and welcomed participants. The meeting was chaired by Dr. Andrés Domingo, the Shark Species Group Rapporteur. Dr. Domingo welcomed the participants and addressed the terms of reference for the meeting.

After opening the meeting, the Agenda was reviewed and adopted without changes (**Appendix 1**). The List of Participants is included as **Appendix 2**. The List of Documents presented at the meeting is attached as **Appendix 3**.

The following participants served as Rapporteurs for various sections of the report:

<i>Section</i>	<i>Rapporteurs</i>
1	P. de Bruyn
2	F. Lucena, Y. Semba-Murakami, K. Yokawa
3	E. Cortés, Y. Semba-Murakami, K. Yokawa
4	R. Coelho, M. Neves dos Santos, C. Palma, E. Cortés, P. de Bruyn
5	E. Babcock, E. Cortés
6	E. Babcock, E. Cortés
7	E. Babcock, E. Cortés
8	J. Santiago, A. Domingo
9	A. Domingo

## 2. Review of the information for the Ecological Risk Assessment (ERA)

The following documents were presented in this section: SCRS/2012/040, SCRS/2012/071 and SCRS/2012/079.

SCRS/2012/040 addresses sampling of Venezuelan artisanal off-shore longline fleets targeting tuna and tuna-like species (e.g., billfish and sharks). This is an enhanced species-specific monitoring program for vessels <15m that summarizes at-sea sampling protocols and associated activities to estimate total catches of tuna and tuna-like species, particularly shark species. It illustrates and provides a successful approach for at-sea sampling of artisanal fishing vessels targeting tuna-like species (sharks and billfish). The Group suggested that this approach be considered as a successful reference for monitoring many of the ICCAT Atlantic artisanal fleets that target tuna-like species.

Document SCRS/2012/071 presented preliminary information on the biology and movements of the porbeagle from electronic tagging studies (14 sharks and 2062 days of data) conducted around the British Isles. The furthest confirmed distance recorded by a porbeagle shark from the British Isles, was from a shark which moved to the west central Atlantic after being tagged in north-west Ireland during the summer. Overall, sharks showed short, frequent shallow diving behavior in shelf seas (<150m), and long, deeper diving over the continental slope (>200m), that appear to correspond to the day/night cycle. Information from discard observer programme were also presented as well biological information was provided for length-weight conversion factors, data on liver, gonads and fin weights, as proportions of total weight, were also summarized.

Document SCRS/2012/079 presented a level-2 semi-quantitative Productivity Susceptibility Analysis (PSA) applied to 29 elasmobranchs of northern European shelf seas based on four mixed fisheries in both the demersal (otter trawl and set net) and pelagic (longline and trawl) environments. In the demersal ecosystem, spurdog were found to be the most vulnerable species in both bottom trawl and set net fisheries. A further six elasmobranchs (tope, blonde, thornback, sandy, shagreen, and undulate ray) and two teleosts (Norway redfish and cod – as the main target teleost) comprised the 10 most vulnerable species in demersal fisheries. In the pelagic ecosystem, porbeagle were identified as the most vulnerable followed by three further commercially-important bycatch sharks (shortfin mako, thresher and blue shark), and then swordfish, a target teleost. Within the discussion, information on how the relative risk rankings included in the model were accounted was requested.

Comment was made on the choice of the appropriate population parameters when several estimates are available. Regarding the scoring for the biological traits, it was clarified that the level of confidence was based on expert judgment and discussion among the personnel involved in the research. The difference with the results of ERA conducted previously in ICCAT was also discussed and it was noted that the difference may be explained by the quantitative approach adopted by ICCAT. A question regarding whether this approach could be extended across all fisheries operating in an area, in one ERA was asked, and although not done in this study, relative weightings can be given to each fishery examined in the ERA. Comments regarding the future application of the ERA included parameter ‘aggregating nature’ for other species assessments such as pelagic teleosts were made. The outliers seen with respect to the ground-truthing exercise were commented upon, and it was re-iterated that an ERA can only give risk ratings in relation to the other species included, and is to identify research priorities – it is not intended to be conducted in the place of a quantitative stock assessment.

## 3. Ecological Risk Assessment (ERA): Productivity and Susceptibility

Ecological Risk Assessment (ERA), also known as productivity and susceptibility analysis (PSA) has become a common tool to provide information for data-limited shark populations. The SCRS was a pioneer in applying ERA analysis for 11 pelagic shark and 1 ray species in 2008; the Shark Detailed Report of 2008 (Anon., 2008) gives detailed information on the analysis. This was later peer reviewed and published in Cortés et al. (2010). This approach is not a substitute for stock assessment, but can be used to help determine appropriate management action and research recommendations. This type of analysis typically assesses the risk based on two factors: biological productivity and susceptibility to a particular type of fishery. Although the analysis can be undertaken at different levels (from purely qualitative to semi-quantitative to quantitative), we conducted a level-3 quantitative ERA. We were able to complete the productivity analysis portion of the ERA for 16 species (*Prionace glauca*, *Isurus oxyrinchus*, *Isurus paucus*, *Lamna nasus*, *Sphyrna zygaena*, *Sphyrna lewini*, *Alopias vulpinus*, *Alopias superciliosus*, *Carcharhinus longimanus*, *Carcharhinus falciformis*, *Carcharhinus signatus*, *Carcharhinus obscurus*, *Carcharhinus plumbeus*, *Galeocerdo cuvier*, *Pteroplatytrygon violacea*, *Sphyrna mokarran*) of pelagic elasmobranchs taken in Atlantic pelagic longline fisheries. Five of these species (*C. signatus*, *C. obscurus*, *C. plumbeus*, *G. cuvier*, and *S. mokarran*) had not been assessed in 2008. The

susceptibility component will be completed after the meeting because not all data were made available in time for analysis. In addition to Brazil, Namibia, Portugal, Uruguay, USA, and Venezuela, which also provided information for the 2008 assessment, five new countries provided data for the current ERA (Canada, Japan, Mexico, South Africa, and Chinese Taipei).

The biological information used to conduct the productivity analysis is listed in **Table 1**. The analysis incorporated uncertainty in the knowledge of the biological parameters through Monte Carlo simulation of life tables and Leslie matrices. Briefly, uncertainty was incorporated by randomly drawing values from probability density functions (pdfs) of age at maturity, longevity, age-specific natural mortality and age-specific fecundity. Results of the productivity analysis are listed in **Table 2**. The most productive species was the blue shark, and the least, the bigeye thresher shark. These results will be combined with those of the susceptibility analysis to provide an overall vulnerability ranking for the species/stocks included. The susceptibility factor is calculated as the product of four conditional probabilities: availability of the stock to the fishery (i.e., the horizontal overlap between the stock and fleet distributions), encounterability of the stock by the fishing gear (i.e., the vertical overlap between animal distribution and depth at which the gear fishes), selectivity (i.e., the probability of the animal getting caught if it encounters the gear), and post-capture mortality (i.e., the probability that the animal will die once it has been caught). Data for the susceptibility factor have already been assembled for the availability and post-capture mortality components for the fleets of CPCs that provided observer information (Brazil, Canada, Japan, Mexico, Namibia, Portugal, South Africa, Uruguay, USA and Venezuela). During the meeting information was received from Chinese Taipei, and it will be incorporated into the analysis. Data for the encounterability component will be assembled based on qualitative or quantitative descriptions of the depth at which gear fishes for each fleet and data on the vertical habitat use of pelagic sharks obtained through archival tags presented in published papers or made available to the Shark Species Group, specifically for use in the analysis. Data for the selectivity component will be assembled based on already available lengths of animals recorded in observer programs, which will then be compared to predicted lengths obtained from stable age distributions from the demographic analyses to calculate an overlap between the two.

Maps of species distribution (**Figures 1 to 17**) and of effort for 1995-2009 by individual fleets (**Figures 18 to 28**) are presented. Participants agreed that as for productivity and susceptibility, information and comments are expected within two weeks after the end of the meeting for those maps. The ERA analysis will be completed and presented as an SCRS document at the September species group meeting.

#### **4. Review of the data for the Shortfin mako assessment**

##### ***4.1 Biological data, including tagging data***

SCRS/2012/033 addressed shortfin mako shark length composition, spatial and temporal sex ratio from the Venezuelan Pelagic Longline fishery, and reported by trained observers for the period 1994-2011 in the Caribbean Sea and adjacent Atlantic. Shortfin mako were caught in 3% (n=161) of the observed pelagic longline sets and most of the shortfin mako sharks were caught in the Caribbean Sea (79%). Pooled seasonal size information indicated that mean size for males ranged from 158.5 to 187.5 cm FL and for females ranged from 163.9 to 189.5 cm FL. The overall sex ratio was dominated by females (56%) in the Caribbean Sea, and seasonal sexual segregation in the Caribbean Sea resulted in an increasing gradient from Oct-Dec through to July-September where the proportion of females increased progressively from a low of 0.30 to 0.70.

SCRS/2012/073 reported an overview of the catch-at-size and sex-ratios of shortfin mako captured by the Portuguese pelagic longline fishery in the Atlantic Ocean. The analysis presented was based on data collected from fishery observers onboard commercial vessels, and from skippers logbooks (self sampling program). The data series included catch-at-size information between the years of 1997 to 2011, and was analyzed in terms of trends between years, seasons and regions. The sex-ratios proportions were compared between region and seasons. In general, a tendency for decreasing captured sizes for the more recent years was noted, particularly for the South Atlantic. In terms of regional analysis, there were significant differences in the mean catch-at-size between regions, with a tendency for smaller sized specimens in the northern areas and larger specimens in the tropical and southern regions. In terms of seasonal variations, the size distribution along the year (analysed by month) were relatively similar for the North Atlantic, while in the South Atlantic there were more noticeable differences, with smaller sized specimens captured during the months of May and June. In terms of sex-ratios, significant differences were found between major fishing regions, with higher proportions of males found in the NE and SW Atlantic regions, while higher proportions of females were found in the eastern tropical and southeast Atlantic. Seasonal differences in the sex-ratios were found for the south, but not in the north Atlantic.

The Secretariat presented a summary of the current conventional tagging information available in the ICCAT database. This update already contains the integration of about 130,000 new tagging events reported by the United States (APEX tagging program) during the year. For shortfin mako (**Table 3** and **Figure 29**) there are now over 9200 releases and 1200 recaptures, with around 60% within 2 years at large. Almost all releases and recaptures were concentrated in the northeast coast of the United States. For porbeagle, there are 1960 tag releases and 340 recaptures (**Table 4** and **Figure 30**). The blue shark (BSH) total number of releases is about 136 thousand releases (with 8750 recaptures). **Table 5** presents a summary table of releases and recaptures and **Figure 31** a density plot in 5x5 degree squares.

#### 4.2 Catch estimates

The Secretariat presented the most recent Task I nominal catch statistics available for shortfin mako (SMA, *Isurus oxyrinchus*) and the other shark species included in the Ecological Risk Analyses (ERA). **Table 6** presents the standard SMA executive summary table with total landings and discards by stock, flag and major gears. The total Task I catches of the 18 sharks used in ERA by year are presented in **Table 7**. Despite some important Task I catch series recovered (EU-España: 1997-2010; EU-Portugal: 1990-2010; Uruguay: 1981-2010; South Africa: 1998-2010) in recent years, the Group considers that the SMA overall catch reported as Task I continues to be underestimated, in particular before 2000 (incomplete series can be seen in **Table 6**). The aggregated catches, shown in **Figure 32** (cumulative SMA Task I catch by stock) and **Figures 33** and **34** (respectively, northern and southern stocks cumulative SMA Task I catches by major gear), clearly differentiate these two periods: historical period (1990s and before) where the reported Task I is incomplete, and, recent period (end of the 1990s onwards) where a larger number of Task I catch series were reported. The Group restated the need to recover the missing (incomplete in some cases) SMA catch series of the historical period where some important longline fleets (Belize, China PR, Chinese Taipei, Korea, Panama, Philippines, Mexico, Vanuatu, etc.) were identified as having the potential to catch pelagic sharks. During the 2011 Shark Data Preparatory Meeting (Anon, 2012), the Group recognized that, historically, sharks were reported in aggregated form (no species breakdown) by a considerable number of the above mentioned fleets. Those sharks “unclassified” catch series (CVX: Carcharhiniformes; CXX: Coastal Sharks nei; DGX: Squalidae; PXX: Pelagic Sharks nei; SHX: Squaliformes; SKH: Selachimorpha; SYX: Scyliorhinidae), which represents about 20% on average (ranging from 11% to 32% between 1994 and 2002) of the total shark catches, were kept in the Task I database. An explicit recommendation was therefore made to split these catches by shark species. Since then, no improvements have been made.

During the meeting, a new SMA catch series was presented by Japan (SCRS/2012/075). It reported the estimates of the number and weight of shortfin mako caught by Japanese tuna longline vessels in the Atlantic using logbook data and standardized CPUE from 1994 to 2010. Live release and dead discard was estimated based on the information on the life status which was collected during the observer program. Catch numbers were estimated to be 1,916-4,395 for the North (from the equator to the south of 50 degrees north) and 665-6,720 for the South, and catch weights were estimated to be 72-227 tonnes for the North and 32-308 tonnes for the South. For the North Atlantic, catch number and weight gradually declined from 1995 to 1999 and then gradually increased after that. For the South Atlantic, catch number/weight decreased from 1994 to 1996 and was stable until 2000. After 2000, the catch number/weight showed fluctuations between 2000 and 2006. After 2006, the estimated catch gradually increased in number, but was relatively stable in terms of weight. No continuous decreasing trend was indicated for either region in the present analysis. The Group observed the large differences available between these estimations and the current Task I Japanese official catch series, and reiterated the importance of having the SCRS best scientific estimates in Task I.

Some minor corrections were also reported by Namibia but not included in Task I. They should be properly sent to the ICCAT secretariat. No changes were made to the report of SMA dead discards in the Task I data.

On the follow up of a working group request to compare ICCAT Task I data with EUROSTAT yearly statistics, the Secretariat prepared a consolidated dataset containing three data sources: (a) ICCAT Task I; (b) EUROSTAT statistics; (c) FAO statistics. This work is presented in document SCRS/2012/078. The Group recognized the importance of having all this information harmonized in a unique database, and considered that considerable data mining work is needed to explore and interpret the differences among datasets (SMA and nearly 90 other shark species). This should be a long-term task and count with the participation of the ICCAT CPC scientists.

The Task I catch data are known to be incomplete for shortfin mako sharks before 1996, when the Commission requested that data on sharks be submitted. Therefore, the Shark Species Group in 2008 estimated catches for each fleet for years with no data. For the purposes of the assessment model, the catches were estimated by

calculating the ratio of shortfin mako catches to the total catch of tuna plus swordfish from each fleet in recent years, and multiplying this ratio times the tuna plus swordfish catch in each historical year. In the current assessment, the Group used the 2008 Species Group's estimates of catches by fleet and year through 1996, and the Task 1 estimates of catch by fleet from 1997 through 2010, with the following exceptions. For Japan, the numbers presented in SCRS/2012/075 were used for 1994 through 2010. For Chinese Taipei, the 2008 Species Group's estimates were used through 2002. The 2008 estimates were also used to fill in zeros for Brazil in 1998 and South Africa in 2000 (**Table 8, Figure 35**). **Table 9** provides information on the Task I fleet characteristics with the current distributions of the number of longline vessels reported by CPCs, as an indicator of LL fishing power in the Atlantic. No update was made to the longline effort distribution by flag, month and 5x5 degree squares (EffDIS, 1950 to 2009). The overall estimations of the number of hooks by flag and year, associated with the SMA Northern and Southern stock, are presented respectively in **Tables 10 and 11**.

#### **4.3 Task II data (catch-effort and size samples)**

The Secretariat presented in **Table 12** the SMA standard catalog, which compares Task I against the existence of Task II (both catch and effort and size frequencies) per fleet, gear and year. The poor Task II coverage, of both catch and effort data and size frequencies, is still an important drawback in SMA and the majority of shark species. The Group considers that efforts should continue aiming to recover Task II information on sharks. The corresponding most up to date datasets of Task II size frequencies were also made available to the assessment.

#### **4.4 Estimates of relative abundance indices**

SCRS/2012/046 provided information on the standardized catches per unit of effort (in number and weight) obtained for the Atlantic shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) using General Linear Modeling (GLM) procedures based on trip data from the Spanish surface longline fleet targeting swordfish in the North and South Atlantic Ocean over the period 1990-2010. In all cases area was considered to be the most relevant factor in explaining CPUE variability. Area, area\* quarter and ratio were the most important factors in the North Atlantic, and area, year and quarter or area\* quarter in the South Atlantic. Other factors were also identified as significant but with a minor effect on CPUE variability. Part of the CPUE variability was explained by the targeting criteria or ratio between the two most prevalent species in the catches (swordfish to blue shark), especially in the North Atlantic case. The significant models explained between 35% and 44% of CPUE variability. The mean variability of the predicted standardized CPUE between pairs of consecutive years was between 14% and 16% or between +2% and +4% when their absolute increments or both positive and negative increments were considered, respectively.

Updated indices of abundance were developed for mako sharks (*Isurus spp.*) from two commercial sources, the U.S. pelagic longline logbook program (1986-2010) and the U.S. pelagic longline observer program (1992-2010) in document SCRS/2012/070. Indices were calculated using a two-step delta-lognormal approach that treats the proportion of positive sets and the CPUE of positive catches separately. Standardized indices with 95% confidence intervals are reported. The logbook and observer time series showed a concave shape, marked by an initial decline until the late 1990s, followed by an upward trend to 2010.

Document SCRS/2012/072 provided information on Portuguese longliners targeting swordfish and operating in the Atlantic Ocean. This fleet regularly captures elasmobranch fishes as bycatch. Of those, the blue shark (*Prionace glauca*) and the shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) constitute the two main shark species captured. This paper reports the CPUE trends and standardization of the shortfin mako captured by this fleet. The data was collected by fishery observers and compiled from self reporting skippers' logbooks. The CPUEs (kg/1000 hooks) were standardized with Generalized Linear Models (GLMs) using the delta method and tweedie models. The factors year, quarter, location and vessel were used as explanatory variables, and model validation was carried out with residual analysis. The results presented are part of an ongoing study, and provide the first preliminary standardized trends of the shortfin mako catch rates from the Portuguese longline fishery operating in the Atlantic Ocean.

In document SCRS/2012/074, standardized CPUE for shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) caught by the Japanese tuna longline fishery in the Atlantic Ocean was estimated using the logbook data from 1994 and 2010. It revised the method to extract accurate records of the shortfin mako catch from logbook data, based on the information on data collected during the observer program. For the North Atlantic, the standardized CPUE ranged from 0.07 to 0.1 between 1994 and 2005, and thereafter showed a continuous increasing trend. For the South Atlantic, the standardized CPUE was stable around 0.06 from 1994 to 2006, and then displayed a continuous increasing trend as observed in the North Atlantic. The data for cruises assumed to be unreliable due to species misidentification were removed based on the new filtering method, which applied the scoring of logbook data based on the

frequency pattern of reporting rate of shortfin mako in each cruise. The sensitivity analysis showed that the trends of standardized CPUE were generally similar among several datasets for different thresholds of filtered data.

SCRS/2012/076 presented an update of the standardized catch rate of the shortfin mako shark, *Isurus oxyrinchus*, caught by the Uruguayan tuna longline fleet based on information from logbooks between 1982 and 2010. We analyzed a total of 19,272 sets. Of these, 11,395 (59%) records had reported catches of shortfin mako. The CPUE was standardized by Generalized Linear Models (GLMs) using a Delta Lognormal approach. A not clear trend was observed along the study period for the standard shortfin mako CPUE. Between 2001 and 2008 a decrease was observed; however, there was an increase in the last two years (2009-2010).

The standardized index of abundance for shortfin mako sharks from the National Marine Fisheries Service Marine Recreational Fishery Statistics Survey (MRFSS) was updated in document SCRS/2012/077 with data from 1981 through 2010. The catch per unit effort (CPUE) data were standardized using a general linear mixed model (GLMM) with year, season, fishing mode (private versus charter boat) and region included as explanatory variables. Because of the large number of zero observations, the CPUE was standardized using a delta-lognormal approach. Both the fraction of trips with a positive observation, and the delta-lognormal abundance index were highly variable, and showed a high in the mid-1990s, followed by a decline, then a stable trend over the last 10 years.

In document SCRS/2012/080, catch and effort data from 88423 sets made by the Brazilian tuna longline fleet (national and chartered), in the equatorial and southwestern Atlantic Ocean, from 1978 to 2011 (34 years), were analyzed. The CPUE of mako was standardized by a GLM, assuming a Zero Inflated Negative Binomial (ZINB) distribution. The factors used in the model were: quarter, year, area, and strategy. The standardized CPUE series obtained for mako sharks by the zero inflated negative binomial was not much different from the one done in 2008. Abundance indices showed a moderate inter-annual oscillation, with a gradual increase in values of CPUE until 2003, with a decreasing trend from that year forward.

The individual CPUE series are presented in **Table 13**. The Secretariat was then asked to apply the CPUE scoring methodology developed during the 2012 Working Group on Stock Assessment Methods meeting (see **Table 2**) to the CPUE series presented at this meeting. The Methods Working Group have proposed the method and have requested feedback and continued support from the working groups trialing the method (the By-catch Coordinator was tasked with providing the feedback on this trial to the Methods Working Group). The exercise was intended to demonstrate to the Group how the method worked rather than to use it to select CPUEs for the shark stock assessment. It was explained that the exercise should also be conducted by a panel of experts, not by an individual, and the Group agreed this would be useful for future meetings. The Group also agreed that this evaluation should take place at a data preparatory meeting, or by identified experts prior to the stock assessment meeting, as it is a potentially time consuming exercise that delays the assessment process during dedicated assessment meetings. **Table 14** shows an example of scoring scale for CPUE from 1 (worst) to 5 (best).

The CPUE indices are plotted in **Figures 35** and **36** as scatter plots, i.e., they are plotted against each other and by year; the blue lines are linear regressions with 95% confidence intervals. Comparison to the Y=0 line allows significant and non-significant correlations to be identified. A fundamental assumption of many assessment methods is that indices are proxies for abundance trends. Non-significant and negative correlation between indices will cause problems in fitting since there will be conflicting signals. Inspection of the Hessian will be a useful diagnostic. Suitability and consistencies of the CPUE series are further addressed under the stock assessment section. It can be clearly seen that for several fleets non-significant and negative correlations exist in both the northern and southern regions.

## 5. Methods and other pertinent data for stock assessment

SCRS/2012/034 presented a generic population simulator based on life history theory. The adoption of the Precautionary Approach requires a formal consideration of uncertainty, for example in the quality of the available data and knowledge of the stocks and fisheries. An important principle is that the level of precaution should increase with uncertainty about stock status, so that the level of risk is approximately constant across stocks. Therefore often stocks are classified as data rich or poor implying uncertainty is greater when fishery data are lacking. However, even when data are limited, empirical studies of teleosts have shown that there is significant correlation between the life history parameters such as age at first reproduction, natural mortality, and growth rate. This may mean that from something that is easily observable like the maximum size it is possible to

infer other life history parameters, such as natural mortality. In this study we show how to simulate stock dynamics based on life history theory for use in cases where data and knowledge are limited.

Document SCRS/2012/063 presented an elasticity analysis for shortfin mako shark. When providing scientific advice it is important to include a statement about the robustness of that advice to uncertainty. Often the biological processes are assumed to be known without error and that they do not vary over time. The impact of the biological assumptions can be evaluated by conducting sensitivity analyses or Management Strategy Evaluation. However both procedures can be complex to apply and require considerable computing time. Therefore we use a simpler technique, elasticity analysis that is widely used in economics and conservation management although to date has not been much used in fisheries management.

SCRS/2012/064 presented an example of the generic population simulator based on the life history theory developed in SCRS/2012/034 applied to three shark species: shortfin mako, blue shark and porbeagle.

The Group agreed that this method was potentially very useful and should be continued in order to support the assessment techniques, to enhance the biological information which complements the fisheries data and to improve the management advice by facilitating the development of testing scenario.

The assessment conducted in 2012 included the North and South Atlantic, but did not cover the Mediterranean.

### ***5.1 Bayesian Surplus Production Model (BSP) methods***

The Bayesian Surplus Production Model (BSP) software that was used in the 2008 assessment of blue and mako sharks was used again for the current assessment. This is the same software as the BSP model in the ICCAT catalog, except that it was modified in 2008 to allow catches to be estimated from effort for part of the history of the fishery (Babcock and Cortes. 2009).

For the North Atlantic the CPUE indices in the base case were the U.S. longline logbook series, Japanese longline, Portuguese longline and Spanish longline (**Table 13, Figure 37**). The CPUE data points were either weighted equally, or weighted by the catch of the corresponding fleets, or weighted by the spatial area covered by the corresponding fleets measured from the number of  $5 \times 5^\circ$  squares covered by each fleet in each year (**Table 15**). The starting year in the base case was 1971 and CPUE and catch data were available through 2010. To calculate the biomass and fishing mortality rate in the current year (2011), the catch in 2011 was assumed to be equal to the catch in 2010. The prior for  $r$  was lognormal, with mean of 0.058 and log standard deviation of 0.12. The prior for  $K$  was uniform on  $\log(K)$  and the prior for the starting biomass ratio ( $B_0/K$ ) was uniform between 0.2 and 1.1.

A number of sensitivity analyses and scenarios (**Table 16**) were conducted to evaluate the impact of the input data and model assumptions on model results. ICCAT made its first recommendation to collect data on sharks in 1995 [Res. 95-02], and most major fisheries were reporting shark catches by 1997. Because the Species Group considered that catches were not well estimated before 1997, a number of alternative catch scenarios were considered. In run 3, the model was started in 1997, and allowed to estimate the starting biomass ratio in 1997 with an uninformative prior. In runs 13 and 14, the fishery was assumed to start in 1971, but catches before 1997 were estimated, either from effort (run 13) or as a free constant (run 14). Other sensitivity analyses included varying the prior for  $r$  or the starting biomass ratio, starting the fishery in 1956, and adding and subtracting CPUE indices (**Table 16**). The continuity run, corresponding to the base case in the 2008 assessment, used area weighting, the CPUE indices from the US, Japan and Spain, a uniform prior for the starting biomass ratio, and a slightly more pessimistic prior for  $r$  (lognormal with mean 0.014 and log-sd 0.28).

The same priors and model assumptions were used for the South Atlantic stock of shortfin mako shark (**Table 17**). The base case CPUE indices came from the longline fisheries of Uruguay, Japan, Brazil, Portugal and Spain. The continuity case included all these series except Portugal because it was not available in the last assessment.

The Sampling Importance Resampling (SIR) algorithm was used to calculate the posterior distributions, using either the priors or a multivariate  $t$  distribution as an importance function.

## 5.2 Catch-Free Age-Structured Production Model (CFASPM) methods

As in the 2008 assessment, the catch-free model (fully described in Porch *et al.* 2006) was applied to North and South Atlantic stocks of the shortfin mako. In general, the catch-free model is an age-structured production model that derives all the fishery information from CPUEs rather than a combination of catches and CPUEs. The model outputs management benchmarks, but cannot estimate catch scenarios or yield estimates. A brief description of the main features of the method was presented at the meeting.

## 5.3 Length-based methods

Simple length-based methods are valuable for checking assumptions about selectivity made in more complex assessment models and for choosing starting values or for fixing values. This method is described in detail in Kell and Kell (2012). **Figure 38** shows the length-frequency data for the main fleets used in the catch free assessment and the Powell-Wetherall plots are shown in **Figure 39**. There appears to be an inflection point at a length of about 150cm (fork length). **Figure 40** presents unstandardised time series of mean size by area and fleet. These data could be used as input to a stock assessment based on the Beverton and Holt equation (Inoue *et al.* 2012). There appeared to be a slight decreasing trend in mean size in the South Atlantic for the Portuguese and Namibian fleets in the recent period.

## 6. Results of the stock status

### 6.1 .BSP Results

#### *North Atlantic*

For the North Atlantic shortfin mako shark stock, all of the 16 BSP model runs were able to converge on a posterior distribution with good diagnostics of convergence, although several of the models that used an uninformative prior for the starting biomass ratio estimated a mode value of starting biomass ratio at the upper boundary of 1.1 (**Table 18**). The CPUE indices were fairly consistent in showing a decline during the 1990s followed by an increase after 2000. This trend was not consistent with the catches, which were decreasing in the 1990s and stable after 2000 (**Figure 37**). Because of this inconsistency between the catch and CPUE data the production model was not able to fit the trend in the CPUE data very well (**Figure 41**). When catches were estimated from effort (**Figure 42**) the model estimated a fairly flat trend in catches up until 1996, and the trend in abundance was declining (**Figure 41.d**). Because of the poor fit between the CPUE indices and the biomass trend, the estimated trends in biomass relative to  $B_{MSY}$  and fishing mortality rate relative to  $F_{MSY}$  were very uncertain, with very broad 80% credibility intervals (**Figure 43**). The posterior distributions of  $r$  were very similar to the prior, and the posterior of  $K$  was very poorly estimated, indicating that the data were not informative (**Figure 44**).

There was a discussion about why the model was unable to fit the U-shaped trend in the abundance indices, with increases after 2000. To verify that the poor fit was indeed caused by the discrepancy between the CPUE indices and the catch data, we fit another model in which catches were assumed to be much higher in the 1970s and 1980s than the values used in the base case (**Figure 45**). These catches were not estimated from data; they were merely intended to test whether the model would be able to fit an increasing trend in the CPUE indices given a catch series that was consistent with the CPUE data. As expected, the model was able to fit the U-shaped CPUE trend with these catch data. It is possible that biomass has not increased since 2000, and the increase in the CPUE series was caused by an increase in catchability, targeting or even reporting of shortfin mako sharks. However, it is also possible that biomass has indeed been increasing since 2000. If there were large unreported catches before 1990, then it is possible that mako sharks were depleted in the past and have been recovering since 2000.

The production model results are dependent on catch data and the catches are very poorly estimated before 1997. The Group discussed whether any additional data exist on catches in the early years of the fishery, perhaps from sport fishing records or old scientific studies. Shortfin mako sharks are known to have been fished in the North Atlantic in the 1960s and 1970s, so large catches in the early years are possible.

The 16 models gave very consistent results (**Table 18, Figure 46**). All found that the median of the current stock abundance was above  $B_{MSY}$ . All found the median  $F$  was less than  $F_{MSY}$ , except for the run that used estimated catches from effort before 1997. **Figure 46** also indicated the 80% credibility intervals. The continuity run was also more pessimistic than most of the runs, presumably because of the lower mean in the prior for  $r$ .



### *South Atlantic*

For the South Atlantic, the catches and most of the CPUE indices increased between the 1970s and the present (**Figure 47**). As in the North Atlantic, the catches and the CPUE data are not consistent with each other. All 13 runs had good diagnostics of convergence, although several of the runs estimated the starting biomass ratio close to the lower boundary of 0.2 (**Table 19**). The models generally estimated either a flat or an increasing trend at the mode of the posterior distribution (**Figure 48**). The credibility intervals of the  $B/B_{MSY}$  trend were relatively narrow, but  $F/F_{MSY}$  was poorly estimated (**Figure 49**). The posterior distributions for  $r$  were very similar to the prior, but  $K$  had a very flat posterior, with a non-zero probability of values as high as the upper bound of  $K$  (**Figure 50**).

For the South Atlantic stock, both the CPUE indices and the catches appear to be increasing from the 1970s to the present. Several of the model runs fit this trend by assuming that the population had been severely depleted in 1971 and increased throughout the time series. However, there is no evidence of large fisheries in the South Atlantic before the 1970s. The trend could be partly explained by better reporting of shark catches over time. Increases in catchability may also be a factor.

All the model runs estimated a median biomass above  $B_{MSY}$  and a median fishing mortality rate below  $F_{MSY}$  (**Figure 51, Table 19**). The continuity run estimated a lower biomass than the current model runs, presumably because of the lower mean value for the prior for  $r$ .

For both the North and South Atlantic stocks, because of the uncertainty in catch data, the Group mentioned using alternative methods to estimate population status, such as size-based methods, tagging data and life history data. For example, life history data has been used to estimate  $r$ , and  $F_{MSY}$  can be calculated from  $r$ . Fishing mortality rates can be estimated using length data and then used to compute current fishing mortality relative to  $F_{MSY}$ . Tagging and recapture data can also be used to estimate fishing mortality rates. Such methods require fewer assumptions about historical catches. Simulation testing could be used to evaluate any proposed method. In addition, it was suggested that a hierarchical modeling exercise be conducted to evaluate the CPUE indices for all species and all fleets together, to determine whether any of the trends in the CPUE indices can be explained by changes in regulations or changes in fishing methodology. For example, in the Uruguayan longline fishery, there appears to be a correlation between shortfin mako shark and swordfish catches (**Figure 52**), which may indicate that increased swordfish targeting increases mako catches.

## **6.2 CFASPM Results**

### *North Atlantic*

A number of scenarios and sensitivities were explored (**Table 20**). Input biological parameters, both those that were fixed (not estimated) and those that were estimated (given a prior) are listed in **Table 21**. Selectivities are estimated externally to the model and imputed as fixed parameters. The procedure for deriving selectivities is described in **Appendix 4**. Age frequencies were obtained from length frequencies by back-transforming raw length data into ages through the von Bertalanffy equation and then fitting a logistic equation as explained in **Appendix 1**. Median selectivity of approximately 150 cm FL (see section 5.3) corresponds to a 4-5 year old shark, which matches reasonably well the age frequency distribution obtained by directly back transforming lengths into ages through the VBGF. Selectivity parameters estimated for the different fleets in the North and South Atlantic are listed in **Table 22** and depicted in **Figure 53**. The selectivity for Spain and for a combined fleet to use in the assessment was computed as the mean of the selectivities of Japan, Portugal, Uruguay, and Brazil. Management benchmarks and the main estimated parameters are listed in **Table 23**.

Run 1 for the North Atlantic assumed virgin conditions in 1956 (as the 2008 assessment) and the modern period started in 1971; thus the historic period spanned 1956-1970 and the modern period, 1971-2010. No depletion was assumed to occur between 1956 and 1971. This run incorporated the USA, Japan, Spain, and Portugal longline indices, used equal weighting. Catchabilities for the indices were estimated and selectivities for the indices were imputed (see **Table 22**). A single fleet was considered and assigned the same selectivity for both the historic and modern periods. All model runs estimated a constant  $F$  for the historic period and an average  $F$  with annual lognormal deviations was estimated for the modern period. The base run estimated a relative depletion of 71% of virgin conditions (**Figure 54**). There was little information in the data to estimate  $M$  and  $\alpha$  (maximum lifetime reproductive rate) values different from the means of the specified priors. The current fishing mortality was estimated as 41% of what would be required to drive the stock to  $MSY$  ( $F/F_{MSY}=0.41$ ) and current  $SSB$  was estimated at 2.04 times that producing  $MSY$  ( $SSB/SSB_{MSY}=2.04$ ). Other runs explored included inverse CV weighting of the indices (run 2), assuming a depletion of 20% from 1956 to 1971 (run 3), assuming

the same 20% depletion and inverse CV weighting of the indices (run 4), removal of the US-LL index (run 5), removal of the Japan-LL index (run 6), using the US-LL series only (run 7), using the Japan-LL series only (run 8), using a hierarchical index (run 9; Conn 2010), and assuming virgin conditions in 1971, the beginning of the modern period in 1986, and a gradual depletion of 20% from 1971 to 1986 (run 10). The two scenarios that include inverse CV weighting (runs 2 and 4) were the least optimistic, but still estimated that the stock was not overfished and overfishing was not occurring. The intent of run 9 (hierarchical index) was to use a single index of relative abundance that accounted for process error (the degree to which an index measures artifacts above and beyond true relative abundance). A selectivity curve for this index was computed as the age-specific selectivities for USA, Japan, Spain, and Portugal weighted by the inverse variance weights calculated when fitting the hierarchical index. A functional form was then approximated to that curve for input into CFASPM (**Figure 53**). However, this run had little effect on results. **Figure 55** shows the fit and relative SSB depletion for run 4, which was the least optimistic of those explored and the only one in which the estimate of historic F was precisely estimated (**Table 23**). Estimates of  $SSB/SSB_{MSY}$  across all scenarios explored ranged from 1.63 to 2.04 and estimates of  $F/F_{MSY}$  ranged from 0.16 to 0.62 (**Table 23**; **Figure 56**). Biomass depletion with respect to virgin conditions ranged from 0.55 (run 4) to 0.71 (runs 1 and 8). In all runs the estimated relative biomass fit the CPUE series poorly, suggesting that improvement of both our knowledge of biological parameters and the factors affecting CPUE series are needed.

#### *South Atlantic*

All inputs for the South Atlantic stock were the same as for the North Atlantic, except for the indices, which included Uruguay, Japan, Brazil, Spain, and Portugal. Only two runs were explored: no weighting (run 11), and inverse CV weighting (run 12). Stock status estimates were very similar to those for the North Atlantic, with an estimated relative depletion of 72% of virgin conditions (**Figure 57**). In this case there was somewhat more information in the data as the estimates of M and alpha differed more from the means of the specified priors than in all cases for the North Atlantic. However, F for the historic and modern periods had to be fixed for the model to fit the indices. The current fishing mortality was estimated as 38-40% of what would be required to drive the stock to MSY ( $F/F_{MSY}=0.38-0.40$ ) and current SSB was estimated at a little over 2 times that producing MSY ( $SSB/SSB_{MSY}=2.00-2.16$ ) (**Figure 58**). As in the North Atlantic, stock status was not overfished and overfishing not occurring although again, the fit of the estimated relative biomass to the CPUE series was poor.

### **6.3 General conclusions**

Assessment of the status of North and South Atlantic stocks of shortfin mako shark was conducted with updated time series of relative abundance indices and annual catches. Coverage of Task I and number of CPUE series have increased since the last stock assessment in 2008, with Task I data being available for most major longline fleets. The available CPUE series showed increasing or flat trends for the final years of each series (since the last stock assessment) for both North and South stocks, hence the indications of potential overfishing shown in the previous stock assessment have diminished and the current level of catches may be considered sustainable.

The results indicated in general that the status of the North and South Atlantic stocks is healthy and the probability of overfishing is low; however, they also show apparent inconsistencies between estimated biomass trajectories and input CPUE trends, producing wide confidence intervals in estimated trajectories and other parameters. In the south Atlantic particularly, the increasing trend in the abundance indices since the 1970s is not consistent with the increasing catches. Taking into consideration results from the modeling approaches used in the assessment, the associated uncertainty, and the relatively low productivity of shortfin mako sharks, the Group recommends, as a precautionary approach, that the fishing mortality of shortfin mako sharks should not be increased until more reliable stock assessment results are available for both the northern and southern stocks. The high uncertainty in past catch estimates and deficiency of some important biological parameters, particularly for the southern stock, are still obstacles for obtaining reliable estimates of current status of the stocks.

### **7. Projections for different management scenarios including those specified in ICCAT Rec. 10-06**

No projections were conducted due to the high uncertainty of the current stock status.

### **8. Recommendations**

#### **8.1 Research recommendations**

The Group recommends the development of a Special Research Program on Sharks focused on the reduction of the main sources of uncertainty in the formulation of scientific advice. The program will be defined during 2013 and framed within the SCRS Science Strategic Plan foreseen for the period 2014-2020. The Group considers this

a priority as this research program could resolve many of the issues/problems experienced by the Group during the assessment session. This program would largely address many of the following recommendations.

Due to the past reporting problems of shark species, especially prior to 1997, the Group had difficulties in obtaining reliable estimates of total catches by species. The Group, acknowledging coverage of Task 1 and the number of CPUE series have increased since the last stock assessment in 2008, considers proper reporting of species-specific Task I data critical as well as conducting analyses aimed at obtaining reliable estimates of shark catches by species for the entire time series.

The Group analyzed new alternative series of catches, including those provided by EUROSTAT and FAO, and found important unexplained discrepancies. The Group recommends investigation into the reasons for these discrepancies through the coordinated work of database experts from each organization (ICCAT/EuroStats/Fao). This coordinated effort should analyze the structure, data collection and data QC in each institution and defining the limitations, coverage, and completeness of the respective data. The result of this analysis should be reported to the Species Group.

There is a need for CPCs to determine whether their Task 1 shark catches include or not dead discards. Therefore, the Group recommends that the CPCs conduct a crosscheck analysis with their observer data to verify this information.

The Group recommends conducting data mining to recover historical data together with the exploration of comparative analysis of CPUE of SMA with CPUE of other target and non-target species, within a modeling framework, as a potential method of estimating historical catches of SMA.

Due to the uncertainty in the estimates of the absolute level of historic catches, the Group recommends the development and evaluation of alternative methods for providing management advice that are less dependent on absolute catch data, e.g. catch-free methods, those based on trends, those that make use of length-based or tagging information, and hierarchical models that can make use of information from multiple stocks or fleets.

The Group encourages the continuation of elasticity analysis in order to evaluate the relative importance of assumptions made in the assessment and management of shark species and in the establishment of an objective basis for defining research priorities on biological aspects and in the recovery of fishery statistics. The Group also recommends the integration of methods such as the elasticity analysis with the ERA application.

The Group recommends that a proposal for biological sampling priorities be defined during the Sharks Species Group meeting in September 2012 based on the ERA (and potentially elasticity) outcomes. Moreover, the coordination of the ongoing and future sampling activities conducted by the different CPCs should be encouraged. The Group emphasized again the critical necessity that observers be allowed to collect biological samples from those species whose retention is prohibited by current regulations.

The Group acknowledges the importance of ICCAT Recommendation [Rec. 10-10] and considers that the information provided by sound scientific observer programs and/or its alternative scientific monitoring approach are critical for filling the gaps in knowledge on the fishing activities impacting sharks populations and specifically paragraph 2a, i.e., species composition of the catches, Task I, Task II. Therefore, the Group encourages CPCs to make available the information obtained by these programs as soon as possible.

Considering the need to improve stock assessments of pelagic shark species impacted by ICCAT fisheries, the Group recommends that the CPCs provide the corresponding statistics of all ICCAT and non-ICCAT fisheries capturing these species, including recreational and artisanal fisheries. The Group considers that a basic premise for correctly evaluating the status of any stock is to have a solid basis to estimate total removals.

In the future, relevant RFMOs should be identified with which collaboration can be carried out regarding research on shark species of common interest.

The Group recommends that one of the main priorities for the By-catch Coordinator be the collation of the observer data collected by the different CPCs to make it available to the different SCRS working groups, especially to the Sharks Species Group and the Sub-Committee on Ecosystems. The Group encourages a closer collaboration with the SCECO in relation to the optimization of the observer programs in general.

## **8.2 Management recommendations**

The Group recommends, as a precautionary approach, that the fishing mortality of shortfin mako sharks should not be increased until more reliable stock assessment results are available for both the north and south stocks.

## **9. Other matters**

The Group discussed the issue of pelagic shark catches by artisanal and recreational fisheries in the area of the convention. It was noted by some CPCs that pelagic sharks are caught by artisanal fisheries with drift-gillnets in areas where the shelf is narrow. It was also noted that CPCs with artisanal drift-gill net that catch an important volume of billfishes, may also catch an unknown volume of shark species. The Group considered that it was important to take into account all levels of species-specific pelagic shark catches and effort in the assessments, including those from fisheries not regularly reported to ICCAT, like artisanal and recreational fisheries.

The Group addressed the need for improved data and biological information required to produce better assessments for the different shark species that are of concern to ICCAT. During the discussion it was noted that a research program would be required to enhance the collection of data and biological information, which would include biological samples, and most likely tagging. The Group agreed that a Shark Research Program sponsored by ICCAT would be the most appropriate way to achieve the enhanced data collection on sharks. It was noted that the goals and objectives of the suggested Shark Research Plan be defined and detailed during the upcoming SCRS Species Group meetings.

## **10. Adoption of the report and closure**

The Group expressed their appreciation for all the arrangements and facilities provided by IPIMAR and their scientists for the more than satisfactory development of the meeting. The hospitality provided was extraordinary and the Group deeply acknowledges the unbelievable attention given to the participants by the Portuguese scientists.

## **References**

- Anon. 2009, Report of the 2008 Shark Stock Assessment Meeting (*Madrid, Spain, September 1 to 5, 2008*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64(5): 1343-1491.
- Anon. 2012, 2011 Sharks Data Preparatory Meeting to Apply Ecological Risk Assessment (*Madrid, Spain, June 20 to 24, 2011*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 68(5): 1818-1884
- Babcock, E.A. and Cortes, E. 2009, Updated Bayesian Surplus Production Model applied to blue and mako shark catch, CPUE and effort data. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT 64(5): 1568-1577.
- Conn, P.B. 2010, Hierarchical analysis of multiple noisy abundance indices. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* **67**:108-120.
- Cortés, E., Arocha, F., Beerkircher, L., Carvalho, F., Domingo, A., Heupel, M., Holtzhausen, H., Santos, M. N., Ribera, M. & Simpfendorfer, C. 2010, Ecological risk assessment of pelagic sharks caught in Atlantic pelagic longline fisheries. *Aquatic Living Resources* 23, 25-34.
- Inoue, Y., Yokawa, K., Minami, H., Ochi, D., Sato, N. and Katsumata, N. 2012, Distribution of seabird by-catch using data collected by Japanese observers in 1997-2009 in the ICCAT area. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 68(5): 1738-1753.
- Kell, L.T. and Kell, N. 2012, An assessment of Mediterranean albacore based on changes in mean size. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 68(2): 632-638.
- Porch, C.E., Eklund, A.M., Scott, G.P. 2006, A catch-free stock assessment model with application to goliath grouper (*Epinephelus itajara*) off southern Florida. *Fish. Bull.* 104: 89-101.

# RÉUNION DE 2012 D'ÉVALUATION DU STOCK DE REQUIN-TAUPE BLEU ET D'ÉVALUATION DES RISQUES ÉCOLOGIQUES

(*Olhão, Portugal - 11 -18 juin 2012*)

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

Le Dr Paul de Bruyn, au nom du Secrétaire exécutif de l'ICCAT, a ouvert la réunion et a souhaité la bienvenue aux participants. La réunion a été présidée par le Dr Andrés Domingo, le rapporteur du Groupe d'espèces sur les requins. Le Dr Domingo a souhaité la bienvenue aux participants du Groupe et a passé en revue les objectifs de la réunion.

Après l'ouverture de la réunion, l'ordre du jour a été passé en revue et a été adopté sans changement (**Appendice 1**). La liste des participants est jointe en tant qu'**Appendice 2**. La liste des documents présentés à la réunion est jointe à l'**Appendice 3**.

Les participants suivants ont assumé la tâche de rapporteur des diverses sections du rapport :

### *Point    Rapporteur(s)*

1	P. de Bruyn
2	F. Lucena, Y. Semba-Murakami, K. Yokawa
3	E. Cortés, Y. Semba-Murakami, K. Yokawa
4	R. Coelho, M. Neves dos Santos, C. Palma, E. Cortés, P. de Bruyn
5	E. Babcock, E. Cortés
6	E. Babcock, E. Cortés
7	E. Babcock, E. Cortés
8	J. Santiago, A. Domingo
9	A. Domingo

## 2. Examen des informations sur l'évaluation des risques écologiques (ERA)

Les documents suivants ont été présentés dans cette section : SCRS/2012/040, SCRS/2012/071 et SCRS/2012/079.

Le document SCRS/2012/040 traite de l'échantillonnage des flottilles artisanales côtières du Venezuela pêchant à la palangre et ciblant les thonidés et les espèces apparentées, telles que les istiophoridés et les requins. Il s'agit d'un programme exhaustif de suivi spécifique aux espèces s'appliquant aux navires de <15 m qui englobe les protocoles d'échantillonnage en mer et les activités connexes visant à estimer les prises totales de thonidés et d'espèces apparentées, notamment les espèces de requins. Il illustre et apporte une approche efficace d'échantillonnage en mer des navires de pêche artisanale ciblant les espèces apparentées des thonidés (requins et istiophoridés). Le Groupe a suggéré que cette approche soit considérée comme une référence utile aux fins du suivi de nombreuses flottilles artisanales de l'ICCAT pêchant dans l'Atlantique des espèces apparentées des thonidés.

Le document SCRS/2012/071 présentait des informations provisoires sur la biologie et les mouvements du requin-taupe commun sur la base d'études de marquage électronique (14 requins et 2.062 jours de données) menées dans les environs des îles britanniques. La distance la plus éloignée, confirmée et enregistrée, à partir des îles britanniques, a été parcourue par un requin-taupe commun qui s'est déplacé de l'Atlantique central-ouest après avoir été marqué dans le nord-ouest de l'Irlande en été. De manière générale, les requins présentaient fréquemment un comportement d'immersion court à faible profondeur dans les mers épicontinentales (< 150 m) et un comportement d'immersion long et plus profond le long du talus continental (<200 m), ce qui semblerait correspondre au cycle diurne/nocturne. Des informations sur les rejets provenant des programmes d'observateurs ont également été présentées et des données biologiques sur les facteurs de conversion longueur-poids, le foie, les gonades et le poids des ailerons, en tant que proportion du poids total ont été résumées.

Le document SCRS/2012/079 présentait une analyse de productivité et de sensibilité (PSA) semi-quantitative de niveau 2 appliquée à 29 élasobranches présents dans les mers épicontinentales d'Europe septentrionale sur la base de quatre pêcheries mixtes opérant dans des environnements démersaux (chalut à panneaux et filet fixe) et

pélagiques (palangre et chalut). Dans l'écosystème démersal, l'aiguillat s'est avéré être l'espèce la plus vulnérable dans les pêcheries de chalut de fond et de filet fixe. Six autres élasmobranches (requin-hâ, raie blonde, raie bouclée, raie circulaire, raie-chardon, et raie ondulée) et deux téléostéens (sébeste de Norvège et morue, principales espèces de téléostéen ciblées) comprenant les dix espèces les plus vulnérables des pêcheries démersales. Dans l'écosystème pélagique, il a été identifié que le requin-taupe commun constitue l'espèce la plus vulnérable, suivie de trois autres espèces de requins capturées en tant que prise accessoire et revêtant une grande importance commerciale (requin-taupe bleu, renard de mer et requin peau bleue) et de l'espéron, un poisson téléostéen ciblé. Lors des discussions, des informations ont été demandées en ce qui concerne la façon dont le classement des risques relatifs inclus dans le modèle a été pris en compte.

Des commentaires ont été formulés sur la sélection des paramètres de population adéquats lorsque plusieurs estimations sont disponibles. En ce qui concerne le classement des caractéristiques biologiques, il a été précisé que le niveau de confiance reposait sur l'avis d'experts et sur les discussions du personnel participant aux travaux de recherche. Le Groupe a également discuté de la différence avec les résultats de l'ERA menée préalablement par l'ICCAT et il a été noté que cette différence peut s'expliquer par l'approche quantitative adoptée par l'ICCAT. On s'est demandé si cette approche pouvait s'étendre à toutes les pêcheries opérant dans une zone, dans une ERA, et bien que cela n'ait pas été fait dans cette étude, des pondérations relatives peuvent être attribuées à chaque pêcherie examinée dans l'ERA. Des commentaires ont été formulés concernant la future application de l'ERA comprenant le paramètre « caractère de regroupement » pour des évaluations d'autres espèces, telles que les téléostéens pélagiques. Les éléments atypiques concernant l'exercice de vérification sur le terrain ont été débattus et il a été réitéré qu'une ERA ne peut fournir que des classements de risques par rapport aux autres espèces incluses et les domaines de priorité de la recherche doivent être identifiés ; on ne prétend pas le réaliser à la place d'une évaluation quantitative de stock.

### 3. Évaluation des risques écologiques (ERA) : productivité et sensibilité

L'évaluation des risques écologiques (ERA), également connue sous le nom d'« analyse de sensibilité et de productivité » (PSA), est devenue un outil commun apportant des informations sur les stocks de requins pour lesquels les données sont limitées. Le SCRS a fait œuvre de pionnier en appliquant l'analyse ERA à onze requins pélagiques et une espèce de raie en 2008. Le rapport détaillé sur les requins de 2008 (Anon., 2008) apporte des informations détaillées sur l'analyse. Ce document a été ultérieurement revu par les pairs et publié dans Cortés et al. (2010). Cette approche ne remplace pas l'évaluation des stocks, mais peut être utilisée afin d'aider à déterminer les mesures de gestion et les recommandations en matière de recherche appropriées. Ce type d'analyse évalue généralement le risque sur la base de deux facteurs : la productivité biologique et la sensibilité à un type de pêcherie particulier. Même si l'analyse peut être appliquée à différents niveaux (niveau purement qualitatif, semi-quantitatif et quantitatif), nous avons réalisé une ERA quantitative (niveau 3). Nous avons finalisé l'analyse de productivité de l'ERA pour 16 espèces (*Prionace glauca*, *Isurus oxyrinchus*, *Isurus paucus*, *Lamna nasus*, *Sphyrna zygaena*, *Sphyrna lewini*, *Alopias vulpinus*, *Alopias superciliosus*, *Carcharhinus longimanus*, *Carcharhinus falciformis*, *Carcharhinus signatus*, *Carcharhinus obscurus*, *Carcharhinus plumbeus*, *Galeocerdo cuvier*, *Pteroplatytrygon violacea*, *Sphyrna mokarran*) d'élasmobranches pélagiques prélevés dans le cadre des pêcheries pélagiques palangrières de l'Atlantique. Cinq de ces espèces (*C. signatus*, *C. obscurus*, *C. plumbeus*, *G. cuvier* et *S. mokarran*) n'ont pas été évaluées en 2008. Le volet concernant la sensibilité sera finalisé après la réunion, car les données n'étaient pas toutes disponibles au moment de l'analyse. Outre le Brésil, la Namibie, le Portugal, l'Uruguay, les États-Unis et le Venezuela, qui ont également fourni des informations pour l'évaluation de 2008, cinq nouveaux pays ont apporté des données à l'ERA actuelle (Canada, Japon, Mexique, Afrique du Sud et Taipei chinois).

Les informations biologiques utilisées pour réaliser l'analyse de productivité sont énumérées dans le **Tableau 1**. L'analyse intègre l'incertitude entourant les connaissances sur les paramètres biologiques au moyen de la simulation Monte Carlo des tableaux de mortalité et des matrices de Leslie. En résumé, l'incertitude a été intégrée en déduisant aléatoirement des valeurs à partir des fonctions de densité de probabilité (pdf) de l'âge à la maturité, de la longévité, de la mortalité naturelle spécifique à l'âge et de la fécondité spécifique à l'âge. Les résultats de l'analyse de productivité sont présentés dans le **Tableau 2**. L'espèce la plus productive était le requin peau bleue tandis que le renard à gros yeux était l'espèce la moins productive. Ces résultats vont être combinés à ceux obtenus dans l'analyse de sensibilité afin de fournir un classement global de la vulnérabilité des espèces/stocks inclus. Le facteur de sensibilité est calculé en tant que produit de quatre probabilités conditionnelles : la disponibilité du stock pour la pêcherie (à savoir, le chevauchement horizontal entre les distributions du stock et de la flottille), la probabilité que l'engin de pêche rencontre le stock (à savoir le chevauchement vertical entre la distribution des poissons et la profondeur de pêche de l'engin), la sélectivité (à

savoir la probabilité que l'animal soit capturé s'il entre en contact avec l'engin) et la mortalité suivant la capture (à savoir la probabilité que l'animal meure après avoir été capturé). Les données du facteur de sensibilité ont déjà été réunies pour les composantes de disponibilité et de mortalité suivant la capture pour les flottilles des CPC qui ont fourni des informations d'observateurs (Brésil, Canada, Japon, Mexique, Namibie, UE-Portugal, Afrique du Sud, Uruguay, États-Unis et Venezuela). Pendant la réunion, des informations du Taipei chinois ont été reçues et seront intégrées à l'analyse. Les données de la composante de probabilité de rencontre seront réunies sur la base des descriptions quantitatives et qualitatives de la profondeur à laquelle l'engin pêche pour chaque flottille et les données sur l'utilisation de l'habitat vertical des requins pélagiques obtenues au moyen des marques archives présentées dans les documents publiés ou mis à la disposition du Groupe d'espèces sur les requins afin de les utiliser spécifiquement dans l'analyse. Les données de la composante de sélectivité seront réunies sur la base des longueurs disponibles des spécimens consignées dans les programmes d'observateur, et seront ensuite comparées avec les longueurs prédites sur la base des distributions stables d'âges à partir des analyses démographiques afin de calculer un chevauchement entre les deux.

Les cartes de la distribution des espèces (**Figures 1 à 17**) et de l'effort de la période 1995-2009 par flottilles individuelles (**Figures 18 à 28**) sont présentées. Les participants ont convenu que, tant dans le cas de la productivité que de la sensibilité, des informations et des commentaires sur ces cartes devraient être apportés dans les deux semaines suivant la fin de la réunion. L'analyse ERA sera finalisée et présentée en tant que document SCRS à la réunion du groupe d'espèces du mois de septembre.

#### **4. Examen des données destinées à l'évaluation du requin-taupe bleu**

##### **4.1 Données biologiques, y compris données de marquage**

Le document SCRS/2012/033 se penchait sur la composition des tailles du requin-taupe bleu et le ratio spatio-temporel des sexes provenant de la pêcherie palangrière pélagique du Venezuela et déclarés par des observateurs formés pour la période comprise entre 1994 et 2011 dans la mer des Caraïbes et l'océan Atlantique adjacent. Le requin-taupe bleu a été capturé dans le cadre de 3 % (n=161) des opérations palangrières pélagiques observées et la majorité des requins-taupes bleus ont été capturés dans la mer des Caraïbes (79 %). Les informations de taille saisonnières regroupées indiquaient que la taille moyenne des mâles oscillait entre 158,5 et 187,5 cm FL et que les femelles mesuraient en moyenne entre 163,9 et 189,5 cm FL. Le ratio des sexes global était composé majoritairement de femelles (56 %) dans la mer des Caraïbes, et la ségrégation sexuelle saisonnière dans cette mer a donné lieu à un gradient croissant d'octobre-décembre à juillet-septembre, période pendant laquelle la proportion de femelles a augmenté progressivement de 0,30 à 0,70.

Le document SCRS/2012/073 offrait un aperçu général de la prise par taille et des ratios des sexes du requin-taupe bleu capturé par la pêcherie palangrière pélagique du Portugal dans l'océan Atlantique. L'analyse présentée reposait sur des données collectées auprès d'observateurs embarqués à bord de navires commerciaux et des carnets de pêche des capitaines (propre programme d'échantillonnage). Les séries de données comprenaient des informations relatives à la prise par taille des années 1997 à 2011 et ont été analysées en termes de tendances par année, saison et région. Les proportions des sexes ont été comparées entre les régions et les saisons. De manière générale, une tendance à la baisse des tailles capturées au cours des dernières années a été observée, notamment dans l'Atlantique Sud. En termes d'analyse régionale, des différences significatives sont apparues en ce qui concerne la prise par taille moyenne, présentant une prépondérance de spécimens plus petits dans les régions septentrionales et de spécimens plus grands dans les régions tropicales et méridionales. En termes de variations saisonnières, la distribution par taille au cours de l'année (analysée par mois) était relativement uniforme dans l'Atlantique Nord, tandis que des différences plus notables sont apparues dans le cas de l'Atlantique Sud, des spécimens plus petits ayant été capturés en mai et juin. En termes de ratios des sexes, des différences significatives ont été détectées entre les principales zones de pêche, avec des proportions plus élevées de mâles observées dans les régions de l'Atlantique Nord-Est et Sud-Ouest, alors que des proportions plus élevées de femelles ont été observées dans l'Atlantique tropical Est et Sud-Est. Des différences saisonnières des ratios de sexes ont été observées dans l'Atlantique Sud, contrairement à l'Atlantique Nord.

Le Secrétariat a présenté un résumé des informations sur le marquage conventionnel actuellement disponibles dans la base de données de l'ICCAT. Cette mise à jour a déjà incorporé près de 130.000 nouveaux cas de marquage déclarés par les États-Unis (programme de marquage APEX) au cours de l'année. Plus de 9.200 requins-taupes bleus ont été marqués et 1.200 marques ont été récupérées (**Tableau 3** et **Figure 29**), 60 % d'entre elles dans les deux ans suivants l'apposition de la marque. Presque toutes les marques ont été apposées et récupérées le long de la côte nord-est des États-Unis. Dans le cas du requin-taupe commun, 1.960 marques ont

été apposées et 340 marques ont été récupérées (**Tableau 4** et **Figure 30**). En ce qui concerne le requin peau bleue, environ 136.000 marques ont été apposées et 8.750 d'entre elles ont été récupérées. Le **Tableau 5** présente un tableau récapitulatif des appositions et des récupérations de marques et la **Figure 31** présente un diagramme de densité en carrés de 5°x 5°.

#### 4.2 Estimations des captures

Le Secrétariat a présenté au Groupe les statistiques de prise nominale de Tâche I les plus récentes disponibles concernant le requin-taube bleu (SMA, *Isurus oxyrinchus*) et les autres espèces de requins comprises dans l'analyse de risques écologiques (ERA). Le **Tableau 6** présente le résumé exécutif standard du requin-taube bleu, incluant les débarquements et rejets totaux par stock, pavillon et engins principaux. La prise totale de Tâche I des 18 requins utilisée dans l'ERA par année est présentée dans le **Tableau 7**. Malgré quelques importantes séries de capture de Tâche I récupérées (UE-Espagne : 1997-2010 ; UE-Portugal : 1990-2010 ; Uruguay : 1981-2010 ; Afrique du Sud : 1998-2010) au cours des dernières années, le Groupe a estimé que la prise globale de requin-taube bleu déclarée dans la Tâche I reste encore sous-estimée, notamment avant l'année 2000 (des séries incomplètes sont présentées au **Tableau 6**). Les prises agrégées, présentées à la **Figure 32** (prise cumulée de la Tâche I du requin-taube bleu par stock) et aux **Figures 33 et 34** (prises cumulées de la Tâche I de requin-taube bleu des stocks du Nord et Sud respectivement, par principaux types d'engin), différencient clairement deux périodes : une période historique (années 1990 et années antérieures) au cours de laquelle la Tâche I déclarée est incomplète et une période récente (à partir de la fin des années 1990) au cours de laquelle un plus grand nombre de séries de capture de la Tâche I a été déclaré. Le Groupe a constaté à nouveau qu'il s'avérait nécessaire de récupérer les séries de capture manquantes (ou incomplètes dans certains cas) de requin-taube bleu de la période historique pour laquelle il a été identifié que plusieurs importantes flottilles palangrières (Belize, République populaire de Chine, Taipei chinois, Corée, Panama, Philippines, Mexique, Vanuatu, etc.) étaient en mesure de capturer des requins pélagiques. Pendant la réunion de préparation des données sur les requins de 2011 (Anon, 2012), le Groupe a reconnu que les requins ont été historiquement déclarés sous forme agrégée, et non pas selon une ventilation par espèce, par un nombre considérable de flottilles sus-évoquées. Ces séries de capture de requins « non classifiés » (CVX : Carcharhiniformes ; CXX : requins côtiers NEI ; DGX : Squalidae ; PXX : Requins pélagiques nei ; SHX : Squaliformes ; SKH : Selachimorpha ; SYX : Scyliorhinidae), qui représentent près de 20 % de la moyenne (oscillant entre 11 et 32 %, entre 1994 et 2002) des prises totales de requins, ont été saisies dans la base de données de Tâche I. Une recommandation explicite a dès lors été formulée afin de diviser ces prises par espèce de requins. Depuis lors, aucune amélioration n'a été apportée.

Pendant la réunion, le Japon a présenté une nouvelle série de capture de requin-taube bleu (SCRS/2012/075). Cette série faisait apparaître les estimations en nombre et en poids du requin-taube bleu capturé par les palangriers thoniers japonais dans l'Atlantique sur la base des carnets de pêche et de la CPUE standardisée de 1994 à 2010. Les remises en liberté des spécimens vivants ainsi que les rejets morts ont été estimés sur la base des informations concernant l'état mort/vivant qui ont été recueillies dans le cadre du programme d'observateurs. Il a été estimé que les nombres de prises oscillaient entre 1.916 et 4.395 spécimens dans le Nord (zone comprise entre l'équateur au sud de 50° Nord) et entre 665 et 6.720 spécimens dans le Sud. Les poids des prises ont été estimés à 72 - 227 tonnes dans le cas du Nord et 32-308 tonnes dans le cas du Sud. En ce qui concerne l'Atlantique Nord, le nombre de prises et le poids ont connu une baisse graduelle entre 1995 et 1999 et ont ensuite augmenté progressivement après cette période. En ce qui concerne l'Atlantique Sud, le nombre et le poids des captures ont diminué entre 1994 et 1996 et se sont ensuite stabilisés jusqu'en 2000. Après l'année 2000, le nombre et le poids des captures présentaient des fluctuations entre 2000 et 2006. Après 2006, la prise estimée a augmenté progressivement en nombre, mais est restée relativement stable en termes de poids. Aucune tendance décroissante continue n'a été observée dans les régions objet de la présente analyse. Le Groupe a observé d'importantes différences entre ces estimations et les séries de capture officielles et actuelles de la Tâche I du Japon et souligné qu'il était nécessaire de disposer de meilleures estimations scientifiques du SCRS pour la Tâche I.

La Namibie a également apporté quelques légères corrections, mais celles-ci n'ont pas été incluses dans la Tâche I. Elles devraient être dûment envoyées au Secrétariat de l'ICCAT. Aucun changement n'a été apporté au rapport de rejets morts de requin-taube bleu dans les données de la Tâche I.

À la suite d'une demande formulée par le Groupe en vue de comparer les données de la Tâche I de l'ICCAT avec les statistiques annuelles d'Eurostat, le Secrétariat a préparé un jeu de données consolidé contenant trois sources de données : a) Tâche I de l'ICCAT, b) statistiques d'Eurostat et c) statistiques de la FAO. Ce travail est résumé dans le document SCRS/2012/078. Le Groupe a reconnu qu'il était important d'harmoniser toutes ces données dans une seule base de données et a estimé qu'il était nécessaire de procéder à un vaste travail d'exploration de



données afin d'explorer et d'interpréter les différences apparaissant entre les jeux de données (requin-taupe bleu et près de 90 autres espèces de requins). Cette tâche serait réalisée à long terme et compterait sur la participation des scientifiques des CPC de l'ICCAT.

Il est notoire que les données de prise de la Tâche I sont incomplètes en ce qui concerne le requin-taupe bleu pour la période antérieure à 1996, année à partir de laquelle la Commission a requis que des données sur les requins soient soumises. En 2008, le Groupe d'espèces sur les requins a dès lors estimé les prises pour chaque flottille pour les années ne présentant aucune donnée. Aux fins du modèle d'évaluation, les prises ont été estimées en calculant le ratio des prises de requin-taupe bleu par rapport à la prise totale de thonidés et d'espadon de chaque flottille des dernières années, et en multipliant ce ratio par la prise de thonidés et d'espadon dans chaque année historique. Dans le cadre de l'évaluation actuelle, le Groupe a utilisé les estimations réalisées en 2008 par le Groupe des prises par flottille et année jusqu'en 1996 ainsi que les estimations de la Tâche I de la prise par flottille de 1997 à 2010, avec les exceptions exposées ci-dessous. Dans le cas du Japon, les montants présentés dans le document SCRS/2012/075 ont été utilisés pour la période 1994-2010. En ce qui concerne le Taipei chinois, les estimations du Groupe de 2008 ont été utilisées jusqu'en 2002. Les estimations de 2008 ont également été utilisées afin de compléter les lacunes des données du Brésil de 1998 et de l'Afrique du Sud de 2000 (**Tableau 8, Figure 35**). Le **Tableau 9** fournit des informations sur les caractéristiques des flottilles de la Tâche I ainsi que les distributions actuelles du nombre de palangriers déclaré par les CPC, servant d'indicateur de la puissance de pêche palangrière de l'océan Atlantique. Aucune actualisation n'a été apportée à la distribution de l'effort palangrier par pavillon, mois et carrés de 5°x 5° (EffDIS, 1950 à 2009). Les estimations totales du nombre d'hameçons par pavillon et année, en association avec le stock de requin-taupe bleu du Sud et du Nord, sont présentées aux **Tableaux 10 et 11** respectivement.

#### **4.3 Données de la Tâche II (prise-effort et échantillons de taille)**

Le Secrétariat a présenté le catalogue standard concernant le requin-taupe bleu (**Tableau 12**), qui compare la Tâche I et l'existence de la Tâche II (prise et effort ainsi que fréquences de tailles) par flottille, engin et année. La faible couverture de Tâche II, des données de prise et d'effort et des fréquences de tailles, constitue un écueil important pour le requin-taupe bleu et la majorité des espèces de requins. Le Groupe estime que des efforts devraient continuer à être déployés afin de récupérer des données de Tâche II sur les requins. Les jeux de données les plus actualisés de fréquences de taille de la Tâche II ont également été fournis aux fins de l'évaluation.

#### **4.4 Estimations des indices d'abondance relative**

Le document SCRS/2012/046 fournissait des informations sur les prises standardisées par unité d'effort (en nombre et en poids) obtenues pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique (*Isurus oxyrinchus*) au moyen du modèle de modélisation linéaire généralisée (GLM) reposant sur les données des sorties de la flottille palangrière de surface espagnole ciblant l'espadon dans l'Atlantique Nord et Sud au cours de la période 1990-2010. Dans tous les cas, le facteur « zone » a été considéré comme étant le facteur le plus important expliquant la variabilité de la CPUE. Les facteurs zone, zone\* trimestre et ratio étaient les facteurs les plus importants dans l'Atlantique Nord, tandis que dans l'Atlantique Sud, les facteurs prédominants étaient la zone, l'année, et le trimestre ou la zone\*trimestre. L'importance d'autres facteurs a également été identifiée, mais ceux-ci n'avaient qu'un effet limité sur la variabilité de la CPUE. La variabilité de la CPUE a été expliquée en partie par le ratio ou le critère de ciblage des deux espèces les plus importantes des prises (englobant des prises allant de l'espadon au requin peau bleue), notamment dans l'Atlantique Nord. Les modèles significatifs expliquaient entre 35 et 44 % de la variabilité de la CPUE. La variabilité moyenne de la CPUE standardisée prédite entre deux paires d'années consécutives oscillait entre 14 et 16 % ou entre +2 % et +4 % lorsque leur incrément absolu ou leur incrément positif ou négatif était pris en compte, respectivement.

Les indices mis à jour d'abondance ont été élaborés pour le requin-taupe (*Isurus spp.*) à partir de deux sources commerciales, le programme de carnets de pêche des palangriers pélagiques des États-Unis (1986-2010) et le programme d'observateurs à bord de palangriers pélagiques des États-Unis (1992-2010) (SCRS/2012/070). Les indices ont été calculés en utilisant une approche delta log normal de deux étapes qui traite séparément la proportion d'opérations positives et la CPUE de captures positives. Les indices standardisés avec des intervalles de confiance de 95 % sont déclarés. Les séries temporelles des carnets de pêche et des observateurs présentaient une forme concave, marquée par une baisse initiale jusqu'à la fin des années 1990, suivie par une tendance à la hausse jusqu'en 2010.

Le document SCRS/2012/072 fournissait des informations relatives aux palangriers portugais ciblant l'espadon et opérant dans l'océan Atlantique. Cette flottille capture régulièrement des élamobranches en tant qu'espèce accessoire. Parmi ceux-ci, le requin peau bleue (*Prionace glauca*) et le requin-taube bleu (*Isurus oxyrinchus*) représentent les deux principales espèces de requins capturées. Ce document fait état des tendances et de la standardisation de la CPUE du requin-taube bleu capturé par cette flottille. Les données ont été recueillies par des observateurs des pêcheries et proviennent des carnets de pêche des capitaines. Les CPUE (kg/1000 hameçons) ont été standardisées en utilisant les modèles linéaires généralisés (GLM) au moyen de la méthode delta et des modèles tweedie. Les facteurs année, trimestre, localisation et navire ont servi de variables explicatives et la validation du modèle a été réalisée selon l'analyse résiduelle. Les résultats présentés font partie d'une étude actuellement en cours de réalisation et fournissent les premières tendances standardisées préliminaires des taux de capture du requin-taube bleu de la pêche palangrière portugaise opérant dans l'océan Atlantique.

Dans le document SCRS/2012/074, la CPUE standardisée du requin-taube bleu (*Isurus oxyrinchus*) capturé dans le cadre de la pêcherie palangrière japonaise ciblant les thonidés dans l'océan Atlantique a été estimée au moyen des données des carnets de pêche couvrant la période 1994-2010. Ce document passe en revue la méthode permettant d'extraire les entrées précises sur la prise de requin-taube bleu des données des carnets de pêche, sur la base des informations des livres de bord dans le cadre du programme d'observateurs. En ce qui concerne l'Atlantique Nord, la CPUE standardisée oscillait entre 0,07 et 0,1 entre 1994 et 2005, et présentait ensuite une tendance à la hausse continue. Dans le cas de l'Atlantique Sud, la CPUE standardisée est restée à un niveau stable (approximativement 0,06) entre 1994 et 2006 et présentait par la suite une tendance à la hausse continue, à l'instar de l'Atlantique Nord. Les données des campagnes de pêche dont on a postulé qu'elles n'étaient pas fiables en raison d'une identification erronée des espèces ont été retirées, en se basant sur la nouvelle méthode de filtrage utilisant le classement des données des carnets de pêche reposant sur le modèle de fréquence du taux de déclaration de requin-taube bleu de chaque campagne de pêche. L'analyse de sensibilité a fait apparaître que les tendances de la CPUE standardisée des différents jeux de données étaient généralement semblables pour différents seuils de données filtrées.

Le document SCRS/2012/076 présentait une mise à jour du taux de capture standardisé du requin-taube bleu (*Isurus oxyrinchus*) capturé par la flottille palangrière thonière uruguayenne, sur la base d'informations provenant de carnets de pêche entre 1982 et 2010. Nous avons analysé un total de 19 272 opérations. Parmi ces opérations, 11.395 registres (59 %) faisaient état de prises de requin-taube bleu. La CPUE était standardisée en utilisant les modèles linéaires généralisés (GLM) au moyen d'une approche delta log-normale. La CPUE standard du requin-taube bleu ne présentait pas de tendance claire tout au long de la période d'étude. Entre 2001 et 2008, une baisse a été observée ; toutefois, une augmentation a été constatée au cours des deux dernières années (2009 et 2010).

L'indice d'abondance standardisé du requin-taube bleu élaboré sur la base de l'enquête statistique des pêcheries récréatives marines (MFRSS) du National Marine Fisheries Service des États-Unis a été mis à jour dans le document SCRS/2012/077 avec des données couvrant la période 1981-2010. La prise par unité d'effort (CPUE) a été standardisée en utilisant un modèle linéaire généralisé mixte (GLMM) dont les variables explicatives étaient l'année, la saison, le mode de pêche (navire privé par opposition à navire affrété) et la région. En raison de la quantité élevée d'observations nulles, la CPUE a été standardisée au moyen d'une approche delta-lognormale. Tant la part de sorties présentant une observation positive que l'indice d'abondance delta-lognormal étaient extrêmement variables et présentaient un pic au milieu des années 1990, suivi d'une baisse et d'une tendance stable au cours des dix dernières années.

Le document SCRS/2012/080 analyse les données de prise et d'effort provenant de 88.423 opérations à la palangre de la flottille brésilienne (nationale et affrétée) ciblant les thonidés dans l'océan Atlantique équatorial et du Sud-Ouest entre 1978 et 2011 (34 ans). La CPUE du requin-taube a été standardisée au moyen d'un GLM postulant une distribution binomiale négative modifiée en zéro (ZINB). Les facteurs utilisés dans le modèle étaient les suivants : trimestre, année, zone et stratégie. La série standardisée de la CPUE obtenue pour les requins-taupes au moyen de la distribution binomiale négative modifiée en zéro n'était pas très différente de celle obtenue en 2008. Les indices d'abondance présentaient une oscillation interannuelle modérée, les valeurs de la CPUE augmentant graduellement jusqu'en 2003 et présentant une tendance à la baisse à partir de cette année.

Le **Tableau 13** illustre les séries de CPUE individuelles. Il a ensuite été demandé au Secrétariat d'appliquer la méthodologie de classification de la CPUE élaborée pendant la réunion du Groupe de travail sur les méthodes d'évaluation de stocks de 2012 (Tableau 2) à la série de CPUE présentée à la réunion actuelle. Le Groupe de travail sur les méthodes d'évaluation de stocks a proposé la méthode et a demandé aux groupes de travail testant

la méthode proposée de lui faire part de commentaires et de lui apporter un soutien continu. Le coordinateur des prises accessoires a été chargé de fournir des commentaires sur cet essai au Groupe de travail sur les méthodes d'évaluation de stocks. Cet exercice visait à démontrer au Groupe la façon dont la méthode fonctionnait au lieu de l'utiliser pour sélectionner les CPUE dans le cadre d'évaluation du stock de requins. Il a été expliqué que l'exercice devrait également être réalisé par un groupe d'experts, et non par une personne isolée, et le Groupe a convenu que cela serait utile aux fins de réunions futures. Le Groupe a également convenu que cette évaluation devrait avoir lieu pendant la réunion de préparation des données, ou par des spécialistes réputés avant la tenue de la réunion d'évaluation des stocks, étant donné qu'il s'agit d'un exercice pouvant prendre beaucoup de temps et freinant le processus d'évaluation pendant les réunions consacrées à l'évaluation. Le **Tableau 14** présente un exemple d'échelle de classification de la CPUE allant de 1 (très mauvais) à 5 (excellent).

Les indices de CPUE sont illustrés aux **Figures 35 et 36** sous la forme de diagramme de dispersion, autrement dit, ils sont illustrés les uns par rapport aux autres et par année. Les lignes bleues représentent des régressions linéaires avec des intervalles de confiance de 95 %. La comparaison par rapport à la ligne  $Y=0$  permet d'identifier des corrélations statistiquement significatives et non significatives. Le fait que les indices soient approchants pour les tendances de l'abondance constitue un postulat clé de nombreuses méthodes d'évaluation. Des corrélations non significatives et négatives entre les indices entraveront l'ajustement étant donné que des signaux contradictoires apparaîtront. L'inspection d'Hessian constituera un diagnostic utile. La pertinence et la cohérence de la série de CPUE sont abordées plus avant, au point concernant l'évaluation du stock. Il apparaît clairement que des corrélations négatives et non significatives existent pour plusieurs flottilles, tant au Nord qu'au Sud.

## 5. Méthodes et autres données pertinentes aux fins de l'évaluation des stocks

Le document SCRS/2012/034 présentait une simulation de population générique reposant sur la théorie du cycle vital. L'adoption de l'approche de précaution nécessite qu'un examen formel de l'incertitude, telle que l'incertitude entourant la qualité des données disponibles et les connaissances des stocks et des pêcheries, soit réalisé. Un principe clé consiste à ce que le niveau de précaution soit augmenté en fonction de l'incertitude entourant l'état du stock afin que le niveau de risque demeure à peu près constant d'un stock à l'autre. Par conséquent, des stocks sont fréquemment classés comme étant des stocks pour lesquels beaucoup ou peu de données sont disponibles, ce qui implique que l'incertitude est plus élevée lorsque les stocks sont peu documentés. Cependant, même lorsque les données sont limitées, les études empiriques sur les téléostéens indiquaient qu'il existait une corrélation importante entre les paramètres du cycle vital, tels que l'âge de la première reproduction, la mortalité naturelle et le taux de croissance. Cela peut vouloir dire qu'à partir d'un fait qui est facilement observable tel que la taille maximale, il est possible de déduire d'autres paramètres du cycle vital, tels que la mortalité naturelle. Cette étude présentait la façon de simuler les dynamiques des stocks sur la base de la théorie du cycle vital, laquelle peut être utilisée lorsque les données et les connaissances sont limitées.

Le document SCRS/2012/063 présentait une analyse d'élasticité appliquée au requin-taupe bleu. Aux fins de la formulation de l'avis scientifique, il est important d'inclure un libellé concernant la solidité de l'avis à l'égard de l'incertitude. Il est souvent postulé que les processus biologiques sont dépourvus d'erreur et qu'ils ne varient pas dans le temps. L'incidence des postulats biologiques peut être évaluée en réalisant des analyses de sensibilité ou une évaluation de la stratégie de gestion. Néanmoins, ces deux procédures peuvent être difficiles à appliquer et nécessitent beaucoup de temps de traitement informatique. Nous utilisons dès lors une technique plus simple, à savoir l'analyse d'élasticité qui est largement utilisée dans le cadre de la gestion économique et de conservation, bien qu'elle ne soit pas encore très utilisée dans la gestion des pêcheries.

Le document SCRS/2012/064 présentait un exemple de simulation de population générique reposant sur la théorie du cycle vital élaboré dans le document SCRS/2012/034 appliqué à trois espèces de requins : requin-taupe bleu, requin peau bleue et requin-taupe commun.

Le Groupe a convenu que cette méthode pouvait être très utile et qu'elle devrait être poursuivie afin d'étayer les techniques d'évaluation, de manière à augmenter les informations biologiques qui viennent compléter les données halieutiques et à améliorer l'avis de gestion en facilitant l'élaboration de scénarios de test.

L'évaluation réalisée en 2012 portait sur l'Atlantique Nord et l'Atlantique Sud, mais ne couvrait pas la Méditerranée.

### 5.1 BSP - Méthodes du modèle bayésien de production excédentaire

Le programme de modèle bayésien de production excédentaire (BSP) a été utilisé dans l'évaluation de 2008 du requin peau bleue et du requin-taube et a également été utilisé dans l'évaluation actuelle. Il s'agit du même programme que le modèle BSP du catalogue ICCAT, hormis le fait qu'il a été modifié en 2008 afin de faire en sorte que les captures soient estimées d'après l'effort pour une partie de l'historique de la pêche (Babcock and Cortes, 2009).

En ce qui concerne l'Atlantique Nord, les indices de CPUE du cas de base étaient les séries des carnets de pêche des palangriers des États-Unis, des palangriers japonais, des palangriers portugais et des palangriers espagnols (**Tableau 13, Figure 37**). Les points de données de la CPUE ont été pondérés de la même façon ou été pondérés par la prise des flottilles correspondantes, ou pondérés par la zone couverte par les flottilles correspondantes mesurés sur la base du nombre de carrés 5°x5° couverts par chaque flottille de chaque année (**Tableau 15**). L'année initiale du cas de base était 1971 et les données de prise et de la CPUE étaient disponibles jusqu'en 2010. Aux fins du calcul de la biomasse et de la mortalité par pêche pour l'année en cours (2011), il a été postulé que la prise de 2011 était égale à celle de la prise de 2010. Le prior de  $r$  était lognormal, avec une moyenne de 0,058 et un écart-type de 0,12. Le prior de  $K$  était uniforme pour  $\log(K)$  et le prior pour le ratio de la biomasse de départ ( $B_0/K$ ) était uniforme entre 0,2 et 1,1.

Plusieurs scénarios et analyses de sensibilité (**Tableau 16**) ont été réalisés afin d'évaluer l'incidence des données d'entrée et des postulats des modèles sur les résultats du modèle. L'ICCAT a formulé sa première recommandation en vue de recueillir des données sur les requins en 1995 (Résolution 95-02) et la plupart des principales pêcheries déclarent les prises de requins depuis 1997. Étant donné que le Groupe a estimé que les prises n'étaient pas correctement estimées avant 1997, plusieurs scénarios alternatifs de prise ont été envisagés. Dans le scénario n° 3, le modèle commençait en 1997 et permettait d'estimer le ratio de la biomasse de départ en 1997 avec un prior non informatif. Dans les scénarios n°13 et 14, il a été postulé que la pêche commençait en 1971, mais les prises antérieures à 1997 ont été estimées, à partir de l'effort (scénario n°13) ou en tant que constante libre (scénario n°14). D'autres analyses de sensibilité comprenaient des variations du prior pour  $r$  ou du ratio de la biomasse de départ, en marquant le début de la pêche en 1956 et en ajoutant et supprimant des indices de CPUE (**Tableau 16**). Le scénario de continuité, correspondant au cas de base de l'évaluation de 2008, utilisait une pondération par zone, les indices de la CPUE provenant des États-Unis, du Japon et de l'Espagne, un prior uniforme pour le ratio de la biomasse de départ et un prior légèrement plus pessimiste pour  $r$  (lognormal avec une moyenne de 0,014 et log-sd 0,28).

Les mêmes priors et postulats des modèles ont été utilisés pour le stock de requin-taube bleu de l'Atlantique Sud (**Tableau 17**). Les indices de la CPUE du cas de base proviennent des pêcheries palangrières d'Uruguay, du Japon, du Brésil, du Portugal et d'Espagne. Le cas de continuité incluait toutes ces séries, à l'exception des séries du Portugal qui n'étaient pas disponibles lors de la dernière évaluation.

L'algorithme de SIR (Sampling Importance Resampling) a été utilisé pour calculer les distributions postérieures, au moyen des priors ou d'une distribution  $t$  à variables multiples servant de fonction d'importance.

### 5.2 Méthodes du modèle sans capture de production structuré par âge (CFASPM)

À l'instar de l'évaluation de 2008, le modèle sans capture (décrit en détail dans Porch et al. 2006) a été appliqué aux stocks du Nord et du Sud de requin-taube bleu. De manière générale, le modèle sans capture est un modèle de production structuré par âge qui est généré par toutes les informations relatives aux pêcheries provenant des CPUE plutôt qu'une combinaison des prises et des CPUE. Le modèle génère des paramètres de gestion, mais n'estime pas les scénarios de prise ou les estimations de production. Une description succincte des principales caractéristiques de la méthode a été présentée pendant la réunion.

### 5.3 Méthodes fondées sur la longueur

Les méthodes simples fondées sur la longueur sont utiles pour vérifier des postulats concernant la sélectivité émis dans le cadre de modèles d'évaluation plus complexes et pour choisir des valeurs de départ ou pour fixer des valeurs. Cette méthode est décrite de manière détaillée par Kell and Kell (2012). La **Figure 38** illustre les données de taille-fréquence pour les principales flottilles utilisées dans l'évaluation sans capture. Les diagrammes de Powell-Wetherall sont présentés à la **Figure 39**. Il semble qu'un point d'inflexion apparaisse à une longueur d'environ 150 cm (longueur à la fourche). La **Figure 40** présente des séries temporelles non standardisées de la taille moyenne par zone et par flottille. Ces données peuvent servir de données d'entrée d'une

évaluation de stock reposant sur l'équation de Beverton and Holt (Inoue et al. 2012). Il semble qu'il existe une légère tendance décroissante de la taille moyenne des flottilles portugaise et namibienne opérant dans l'Atlantique Sud au cours de la période récente.

## 6. Résultats de l'état du stock

### 6.1 Résultats du modèle BSP

#### *Atlantique Nord*

En ce qui concerne le stock de requin-taube bleu de l'Atlantique Nord, les 16 scénarios du modèle BSP ont pu converger vers une distribution a posteriori présentant des diagnostics solides de convergence, même si plusieurs modèles utilisant un prior non informatif pour le ratio de la biomasse de départ estimaient une valeur modale du ratio de la biomasse de départ à la limite supérieure de 1,1 (**Tableau 18**). Les indices de la CPUE étaient relativement uniformes, présentant une baisse pendant les années 1990 et ensuite une augmentation à partir de 2000. Cette tendance n'était pas cohérente avec les prises, qui présentaient une baisse dans les années 1990 et étaient stables à partir de 2000 (**Figure 37**). En raison de cette incohérence entre les données de prise et de la CPUE, le modèle de production n'était pas en mesure d'ajuster de façon satisfaisante la tendance dans les données de CPUE (**Figure 41**). Lorsque les prises étaient estimées à partir de l'effort (**Figure 42**), le modèle a estimé une tendance relativement plane des captures jusqu'en 1996, tandis que la tendance de l'abondance était décroissante (**Figure 41 d**). Compte tenu de l'ajustement insuffisant entre les indices de la CPUE et la tendance de la biomasse, les tendances estimées de la biomasse par rapport à  $B_{PME}$  et du taux de mortalité par pêche par rapport à  $F_{PME}$  étaient très incertaines, présentant des intervalles de confiance très larges de 80 % (**Figure 43**). Les distributions a posteriori de  $r$  étaient très semblables au prior, et la distribution a posteriori de  $K$  était incorrectement estimée, ce qui indique que les données n'étaient pas informatives (**Figure 44**).

On a discuté des raisons expliquant pourquoi le modèle n'était pas en mesure d'ajuster la tendance en forme de U des indices d'abondance, présentant des augmentations après l'année 2000. Afin de vérifier que l'ajustement insuffisant était réellement dû à une divergence entre les indices de la CPUE et les données de capture, nous avons ajusté un autre modèle dans lequel il était postulé que les prises étaient beaucoup plus élevées dans les années 1970 et 1980 que les valeurs utilisées dans le cas de base (**Figure 45**). Ces prises n'ont pas été estimées à partir des données, elles visaient simplement à tester si le modèle était en mesure d'ajuster une tendance ascendante dans les indices de la CPUE en ajoutant une série de captures cohérente avec les données de CPUE. Tel que prévu, le modèle a pu ajuster la tendance en forme de U de la CPUE avec ces données de captures. Il est possible que la biomasse n'ait pas augmenté depuis l'année 2000, et que l'augmentation de la série de CPUE soit due à une augmentation de la capturabilité, du ciblage ou même de la déclaration des requins-taupes bleus. Néanmoins, il est également possible que la biomasse ait effectivement augmenté depuis l'année 2000. Si un grand nombre de captures n'a pas été déclaré avant 1990, il est donc possible que le stock de requins-taupes ait été décimé dans le passé et qu'il se soit récupéré depuis 2000.

Les résultats du modèle de production dépendent des données de capture et les prises ont été très insuffisamment estimées avant 1997. Le Groupe a discuté de la question de savoir si des données supplémentaires existent sur les captures des premières années de la pêcherie. D'autres données pourraient éventuellement être obtenues des registres de pêche sportive ou d'anciennes études scientifiques. Il est notoire que les requins-taupes bleus ont été pêchés dans l'Atlantique Nord dans les années 1960 et 1970, de sorte qu'il est possible que des prises importantes aient été réalisées au cours des premières années.

Les seize modèles ont fourni des résultats très cohérents (**Tableau 18, Figure 46**). Ils sont tous arrivés à la conclusion que la médiane de l'abondance du stock actuelle était supérieure à  $B_{PME}$ . Ils ont également tous conclu que la médiane de  $F$  se situait en deçà de  $F_{PME}$ , à l'exception du scénario qui utilisait des prises estimées sur la base de l'effort antérieur à 1997. La **Figure 46** reflétait également des intervalles de confiance de 80%. Le scénario de continuité était encore plus pessimiste que la plupart des scénarios, probablement en raison de la moyenne inférieure dans le prior pour  $r$ .

#### *Atlantique Sud*

En ce qui concerne l'Atlantique Sud, les prises et la plupart des indices de la CPUE ont augmenté depuis les années 1970 jusqu'à l'heure actuelle (**Figure 47**). À l'instar de l'Atlantique Nord, les données de CPUE et de captures ne sont pas cohérentes les unes avec les autres. Les 13 scénarios présentaient des diagnostics solides de

convergence, même si plusieurs scénarios estimaient que le ratio de la biomasse de départ se situait à un niveau proche de la limite inférieure de 0,2 (**Tableau 19**). Les modèles estimaient généralement une tendance stable ou à la hausse dans le mode de la distribution a posteriori (**Figure 48**). Les intervalles de confiance de la tendance de  $B/B_{PME}$  étaient relativement étroits, mais  $F/F_{PME}$  était insuffisamment estimé (**Figure 49**). Les distributions a posteriori de  $r$  étaient très semblables au prior, mais  $K$  présentait une distribution a posteriori très plane avec une probabilité non nulle de valeurs aussi élevées que la limite supérieure de  $K$  (**Figure 50**).

En ce qui concerne le stock de l'Atlantique Sud, les indices de la CPUE comme les prises semblent avoir augmenté à partir des années 1970 jusqu'à présent. Plusieurs scénarios du modèle ajustent cette tendance en postulant que la population a gravement diminué en 1971 et augmenté tout au long de la série temporelle. Néanmoins, il n'existe aucun élément de preuve de pêcheries importantes dans l'Atlantique Sud avant les années 1970. La tendance pourrait en partie s'expliquer par de meilleures déclarations des prises de requins au fil du temps. Les augmentations de la capturabilité pourraient également constituer un facteur.

Tous les scénarios du modèle estimaient une médiane de la biomasse supérieure à  $B_{PME}$  et une médiane du taux de mortalité par pêche inférieure à  $F_{PME}$  (**Figure 51, Tableau 19**). Le scénario de continuité estimait une biomasse inférieure à celle des scénarios actuels du modèle, probablement en raison de la valeur moyenne inférieure du prior de  $r$ .

Pour le stock de l'Atlantique Nord comme de l'Atlantique Sud, en raison de l'incertitude entourant les données de capture, le Groupe a mentionné l'utilisation d'autres méthodes d'estimation de l'état de la population, telles que les méthodes fondées sur la taille, les données de marquage et les données du cycle vital. À titre d'exemple, les données du cycle vital ont été utilisées pour estimer  $r$  et  $F_{PME}$  peut être calculé sur la base de  $r$ . Les taux de mortalité par pêche peuvent être estimés en utilisant les données de taille et être ensuite utilisés pour calculer la mortalité par pêche par rapport à  $F_{PME}$ . Les données de marquage et de récupération peuvent également être utilisées pour estimer les taux de mortalité par pêche. Ces méthodes nécessitent moins de postulats concernant les prises historiques. Des tests de simulation peuvent être utilisés pour évaluer toute méthode proposée. En outre, il a été suggéré qu'un exercice de modélisation hiérarchique soit réalisé pour évaluer les indices de la CPUE de toutes les espèces et flottilles réunies, dans le but de déterminer si l'une des tendances des indices de CPUE peut être expliquée par des changements de réglementations ou des modifications de la méthodologie de pêche. Dans le cas de la pêcherie palangrière uruguayenne par exemple, il semble qu'il existe une corrélation entre les prises de requin-taube bleu et d'espardon (**Figure 52**), ce qui peut donner à penser qu'une augmentation du ciblage de l'espardon augmente les prises de requin-taube.

## 6.2 Résultats du modèle CFASPM

### *Atlantique Nord*

Plusieurs scénarios et sensibilités ont été explorés (**Tableau 20**). Les paramètres d'entrée biologiques, tant ceux qui ont été fixés (non estimés) que ceux qui ont été estimés (à partir d'un prior) sont présentés au **Tableau 21**. Les sélectivités ont été estimées à l'extérieur du modèle et ont été introduites en tant que paramètres fixés. La procédure de calcul des sélectivités est décrite à l'**Appendice 4**. Les fréquences d'âge ont été obtenues à partir des fréquences de tailles en retro-transformant les données de longueur brutes en âges au moyen de l'équation de von Bertalanffy et en ajustant ensuite une équation logistique détaillée à l'**Appendice 1**. La médiane de la sélectivité d'une longueur approximative de 150 cm de longueur à la fourche (cf. point 5.3) correspond à des requins âgés de 4 à 5 ans, ce qui concorde relativement bien avec la distribution des fréquences d'âges obtenue en retro-transformant directement les longueurs en âge au moyen de la fonction de croissance de von Bertalanffy (VBGF). Les paramètres de sélectivité estimés pour les différentes flottilles de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud sont détaillés dans le **Tableau 22** et représentés graphiquement à la **Figure 53**. La sélectivité de l'UE-Espagne et d'une flottille combinée à utiliser dans l'évaluation a été calculée comme la moyenne des sélectivités du Japon, du Portugal, de l'Uruguay et du Brésil. Les paramètres de gestion et les principaux paramètres estimés sont présentés dans le **Tableau 23**.

Le scénario n° 1 concernant l'Atlantique Nord postulait l'existence d'un état vierge en 1956 (à l'instar de l'évaluation de 2008) et situait le début de la période moderne en 1971. Par conséquent, la période historique était comprise entre 1956 et 1970, tandis que la période moderne s'étalait entre 1971 et 2010. Aucun épuisement du stock n'était postulé entre 1956 et 1971. Ce scénario intégrait les indices palangriers des États-Unis, du Japon, de l'Espagne et du Portugal et utilisait une pondération égale. Les capturabilités des indices ont été estimées et les sélectivités des indices ont été attribuées (**Tableau 22**). Une seule flottille a été considérée et la même sélectivité a été attribuée à la période historique comme à la période moderne. Tous les scénarios du modèle

estimaient un  $F$  constant pour la période historique et un  $F$  moyen avec des écarts annuels lognormaux a été estimé pour la période moderne. Le scénario du cas de base estimait un épuisement relatif de 71 % de l'état vierge (**Figure 54**). Les informations provenant des données étaient limitées pour permettre d'estimer des valeurs  $M$  et  $\alpha$  (taux de reproduction maximum) différentes des moyennes des priors spécifiés. Il a été estimé que la mortalité par pêche actuelle s'élevait à 41 % du niveau requis pour rétablir le stock au niveau de la PME ( $F/F_{PME}=0,41$ ) et il a été estimé que la SSB actuelle était 2,04 plus élevée que le niveau permettant d'atteindre la PME ( $SSB/SSB_{PME}=2,04$ ). D'autres scénarios envisagés incluaient une pondération par les coefficients de variation des indices (scénario n° 2), postulait un épuisement de 20 % entre 1956 et 1971 (scénario n° 3), postulait également un épuisement de 20 % et une pondération par les coefficients de variation des indices (scénario n° 4), retirait l'indice palangrier des États-Unis (scénario n° 5), retirait l'indice palangrier du Japon (scénario n° 6), utilisait uniquement les séries de l'indice palangrier des États-Unis (scénario n°7), utilisait uniquement les séries de l'indice palangrier du Japon (scénario n° 8), utilisait un indice hiérarchique (scénario n° 9, Conn 2010) et postulait un état vierge en 1971, situant le début de la période moderne en 1986 et postulant un épuisement progressif de 20 % entre 1971 et 1986 (scénario n° 10). Les deux scénarios qui incluaient une pondération par les coefficients de variation (scénarios n°2 et n°4) étaient les scénarios les moins optimistes, mais estimaient toutefois que le stock n'était pas surexploité et qu'il ne faisait pas l'objet de surpêche. Le scénario n° 9 (indice hiérarchique) avait pour but d'utiliser un seul indice d'abondance relative qui prenait en compte l'erreur de processus (le niveau auquel un indice mesure des éléments à des niveaux supérieurs à l'abondance réelle relative). Une courbe de sélectivité de cet indice a été estimée à partir des sélectivités spécifiques à l'âge pour les États-Unis, le Japon, l'Espagne et le Portugal pondérées par la variance calculée en ajustant l'indice hiérarchique. Une forme fonctionnelle a été calculée par approximation pour cette courbe aux fins de sa saisie dans le modèle CFASPM (**Figure 53**). Néanmoins, ce scénario avait une incidence limitée sur les résultats. La **Figure 55** présente l'ajustement et l'épuisement relatif de la SSB du scénario n° 4, qui était le moins optimiste des scénarios explorés et le seul qui présentait une estimation précise du  $F$  historique estimé (**Tableau 23**). Les estimations de  $SSB/SSB_{PME}$  de tous les scénarios envisagés oscillaient entre 1,63 et 2,04 et les estimations de  $F/F_{PME}$  oscillait entre 0,16 et 0,62 (**Tableau 23, Figure 56**). L'épuisement de la biomasse par rapport à l'état vierge oscillait entre 0,55 (scénario n° 4) et 0,71 (scénarios n°1 et n°8). Dans tous les scénarios, la biomasse relative estimée s'ajuste mal aux séries de CPUE, ce qui donne à penser qu'il s'avère nécessaire d'améliorer nos connaissances sur les paramètres biologiques et les facteurs affectant les séries de CPUE.

### *Atlantique Sud*

Toutes les données d'entrée pour le stock de l'Atlantique Sud étaient les mêmes que celles du stock de l'Atlantique Nord, à l'exception des indices, qui incluaient l'Uruguay, le Japon, le Brésil, l'Espagne et le Portugal. Seuls deux scénarios ont été explorés : aucune pondération (scénario n°11) et pondération par les coefficients de variation (scénario n°12). Les estimations de l'état du stock étaient très semblables à celles de l'Atlantique Nord, avec un épuisement relatif estimé de 72 % de l'état vierge (**Figure 57**). Dans ce cas-là, un peu plus d'informations étaient disponibles dans les données, car les estimations de  $M$  et  $\alpha$  présentaient davantage de divergence par rapport aux moyennes des priors spécifiés que dans tous les cas de l'Atlantique Nord. Néanmoins,  $F$  a été dû être fixé pour le modèle afin de s'ajuster aux indices pour les périodes historique et moderne. Il a été estimé que la mortalité par pêche actuelle s'élevait à 38-40% du niveau requis pour rétablir le stock au niveau de la PME ( $F/F_{PME}=0,38-0,40$ ) et il a été estimé que la SSB actuelle se situait à un niveau près de deux fois supérieur au niveau permettant d'atteindre la PME ( $SSB/SSB_{PME}=2,00-2,16$ ) (**Figure 58**). À l'instar de l'Atlantique Nord, le stock n'était pas surexploité et ne faisait pas l'objet de surpêche à nouveau, l'ajustement de la biomasse estimée relative par rapport aux séries de CPUE était faible.

### **6.3 Conclusions générales**

L'évaluation de l'état des stocks de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud du requin-taupo bleu a été réalisée au moyen de séries temporelles mises à jour d'indices d'abondance relative et des prises annuelles. La couverture de la Tâche I ainsi que le nombre de séries de CPUE ont augmenté depuis la dernière évaluation de 2008, les données de la Tâche I étant désormais disponibles pour la plupart des principales flottilles palangrières. Les séries disponibles de CPUE présentaient des tendances croissantes ou planes en ce qui concerne les dernières années de chaque série (depuis la dernière évaluation du stock) des stocks de l'Atlantique Nord comme de l'Atlantique Sud, ce qui implique par conséquent que les indications d'une surpêche potentielle avancées dans la dernière évaluation de stock ont diminué et le niveau actuel des prises peut être considéré comme étant durable.

Les résultats font apparaître en général que l'état des stocks de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud est sain et que la probabilité de surpêche est faible ; néanmoins, ils font également apparaître des incohérences entre les trajectoires estimées de la biomasse et les tendances de la CPUE d'entrée, ce qui donne lieu à de vastes

intervalles de confiance dans les trajectoires estimées et d'autres paramètres. La tendance à la hausse des indices d'abondance depuis les années 1970 ne concorde pas avec les prises croissantes, notamment dans le cas du stock de l'Atlantique Sud. Sur la base des résultats provenant des approches de modélisation utilisées dans l'évaluation, de l'incertitude associée et du niveau relativement faible de productivité du requin-taube bleu, le Groupe recommande, selon le principe de précaution, que la mortalité par pêche du requin-taube bleu ne soit pas augmentée tant que des résultats de l'évaluation des stocks plus fiables ne sont pas disponibles pour les stocks de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud. L'incertitude élevée entourant les estimations antérieures de capture et l'insuffisance de certains paramètres biologiques importants, notamment dans le cas du stock de l'Atlantique Sud, sont aujourd'hui encore autant d'obstacles pour obtenir des estimations fiables de l'état actuel des stocks.

## **7. Projections des différents scénarios de gestion, dont ceux spécifiés dans la Rec. 10-06 de l'ICCAT**

Aucune projection n'a été réalisée en raison de l'incertitude élevée entourant l'état actuel du stock.

## **8. Recommandations**

### **8.1 *Recommandations de recherche***

Le Groupe recommande l'élaboration d'un programme spécial de recherche sur les requins en vue de la réduction des principales sources d'incertitude entourant la formulation de l'avis scientifique. Le programme sera défini dans le courant de l'année 2013 et s'inscrit dans le plan stratégique en matière de science du SCRS prévu pour la période 2014-2020. Le Groupe estime qu'il s'agit d'une priorité étant donné que ce programme de recherche pourrait résoudre nombre de questions/problèmes auxquels le Groupe s'est heurté pendant la session d'évaluation. Ce programme permettrait de répondre largement aux recommandations ci-dessous.

En raison de problèmes survenus antérieurement en matière de déclaration des espèces de requins, notamment avant 1997, le Groupe éprouvait des difficultés à obtenir des estimations fiables des prises totales par espèce. Reconnaissant l'augmentation de la couverture de la Tâche I et du nombre de séries de CPUE depuis la dernière évaluation de stocks de 2008, le Groupe a estimé qu'il était crucial que les données de Tâche spécifiques aux espèces soient correctement déclarées et que des analyses soient réalisées dans le but d'obtenir des estimations fiables des prises de requins par espèce pour l'ensemble de la série temporelle.

Le Groupe a analysé de nouvelles séries de capture alternatives, dont celles fournies par Eurostat et la FAO et a détecté d'importantes divergences inexplicables. Le Groupe recommande de rechercher les raisons de ces divergences par un travail coordonné entre les experts en base de données de chaque organisation (ICCAT/EuroStat/FAO). Cet effort coordonné devrait analyser la structure, la collecte des données et le contrôle de qualité des données de chaque institution et définir ensuite les limitations, la couverture et l'exhaustivité des données respectives. Le résultat de cette analyse devrait être communiqué au Groupe.

Il est nécessaire que les CPC spécifient si les prises de requins de la Tâche I incluent ou non les rejets morts. Le Groupe recommande dès lors aux CPC de réaliser une analyse par croisement avec leurs données d'observateurs afin de corroborer cette information.

Le Groupe recommande de procéder à une exploration de données afin de récupérer des données historiques et d'explorer l'analyse comparative de CPUE du requin-taube bleu avec la CPUE d'autres espèces cibles et non-cibles, dans un cadre de modélisation, servant de méthode potentielle d'estimation des prises historiques de requin-taube bleu.

En raison de l'incertitude entourant les estimations du niveau absolu de prises historiques, le Groupe recommande l'élaboration et l'évaluation de méthodes alternatives aux fins de la formulation d'un avis de gestion qui dépendrait moins des données de prise absolue, à savoir des méthodes sans capture, des méthodes fondées sur les tendances, des méthodes utilisant des données fondées sur la longueur ou le marquage et les modèles hiérarchiques qui peuvent utiliser des informations provenant de divers stocks ou flottilles.

Le Groupe encourage la poursuite de l'analyse d'élasticité afin d'évaluer l'importance relative des postulats formulés dans le cadre de l'évaluation et la gestion des espèces de requins, de l'établissement d'un objectif aux fins de la définition des priorités de la recherche sur les aspects biologiques et de la récupération des statistiques



halieutiques. Le Groupe recommande également l'intégration de méthodes telles que l'analyse d'élasticité dans l'ERA.

Le Groupe recommande qu'une proposition concernant les priorités en matière d'échantillonnage biologique soit établie pendant la réunion du groupe d'espèces sur les requins au mois de septembre 2012 sur la base des résultats de l'ERA (et éventuellement de l'analyse d'élasticité). De plus, la coordination des activités actuelles et futures d'échantillonnage réalisées par les différentes CPC doit être encouragée. Le Groupe a souligné à nouveau qu'il était crucial que des observateurs soient autorisés à recueillir des échantillons biologiques d'espèces dont la retenue à bord est interdite en vertu des réglementations actuelles.

Le Groupe reconnaît l'importance de la Recommandation 10-10 de l'ICCAT et estime que les informations fournies par les programmes solides d'observateurs scientifiques et/ou son approche alternative de suivi scientifique sont cruciales pour combler les lacunes des connaissances sur les activités halieutiques ayant un impact sur les populations de requins et notamment les dispositions du paragraphe 2a portant sur la composition spécifique des captures, Tâche I et Tâche II. Le Groupe encourage dès lors les CPC à fournir les informations provenant de ces programmes dans les meilleurs délais.

Compte tenu de la nécessité d'améliorer les évaluations de stocks des espèces de requins pélagiques affectées par les pêcheries de l'ICCAT, le Groupe recommande que les CPC fournissent les statistiques concernant toutes les pêcheries relevant ou ne relevant pas de l'ICCAT qui capturent ces espèces, notamment les pêcheries récréatives et artisanales. Le Groupe estime que le principe de base d'une évaluation correcte de l'état d'un stock consiste à disposer d'une base solide permettant d'estimer la ponction totale.

À l'avenir, il conviendrait d'identifier les ORGP avec lesquelles une collaboration peut être mise en place en matière de recherche sur les espèces de requins d'intérêt commun.

Le Groupe recommande que l'une des principales priorités du coordinateur des prises accessoires soit l'assemblage des données recueillies par les observateurs des différentes CPC afin de les fournir aux différents groupes du SCRS, notamment le groupe d'espèces sur les requins et le Sous-comité des écosystèmes. Le Groupe encourage une coopération plus étroite avec le Sous-comité des écosystèmes en matière d'optimisation des programmes d'observateurs en général.

## **8.2 *Recommandations de gestion***

Le Groupe recommande, selon le principe de précaution, que la mortalité par pêche du requin-taube bleu ne soit pas augmentée tant que des résultats de l'évaluation des stocks plus fiables ne sont pas disponibles pour les stocks de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud.

## **9. Autres questions**

Le Groupe a discuté de la question des prises de requins pélagiques des pêcheries artisanales et récréatives dans la zone de la Convention. Certaines CPC ont fait remarquer que les requins pélagiques sont capturés par les pêcheries artisanales au moyen de filets maillants dérivant dans des zones présentant un plateau étroit. Il a également été observé qu'il est possible que les CPC opérant au moyen de filets artisanaux maillants dérivant qui capturent un volume élevé d'istiophoridés capturent également un volume non déterminé d'espèces de requins. Le Groupe estime qu'il était très important de prendre en considération tous les niveaux de prises de requins pélagiques spécifiques aux espèces ainsi que l'effort dans les évaluations, notamment ceux provenant des pêcheries qui ne déclarent pas périodiquement à l'ICCAT, telles que les pêcheries artisanales et récréatives.

Le Groupe s'est penché sur la nécessité d'améliorer les données et les informations biologiques aux fins de l'élaboration de meilleures évaluations concernant les différentes espèces de requins relevant de l'ICCAT. Lors de la discussion, il a été noté qu'un programme de recherche serait nécessaire afin d'accroître la collecte de données et d'informations biologiques, ce qui pourrait inclure des échantillonnages biologiques, et très probablement le marquage. Le Groupe a convenu qu'un programme de recherche sur les requins parrainé par l'ICCAT serait la manière la plus appropriée d'améliorer la collecte exhaustive de données sur les requins. Il a été remarqué que les objectifs du plan suggéré de recherche sur les requins seraient définis et détaillés pendant la prochaine réunion des groupes d'espèces du SCRS.

## 10. Adoption du rapport et clôture

Le Groupe a remercié l'IPIMAR pour toutes les dispositions prises et les facilités accordées ainsi que leurs scientifiques qui ont contribué de manière plus que satisfaisante au bon déroulement de la réunion. L'hospitalité offerte était extraordinaire et le Groupe a tenu à remercier sincèrement l'attention incroyable que les scientifiques portugais ont consacrée aux participants.

### Références

- Anon. 2009, Report of the 2008 Shark Stock Assessment Meeting (*Madrid, Spain, September 1 to 5, 2008*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64(5): 1343-1491.
- Anon. 2012, 2011 Sharks Data Preparatory Meeting to Apply Ecological Risk Assessment (*Madrid, Spain, June 20 to 24, 2011*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 68(5): 1818-1884
- Babcock, E.A. and Cortes, E. 2009, Updated Bayesian Surplus Production Model applied to blue and mako shark catch, CPUE and effort data. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT 64(5): 1568-1577.
- Conn, P.B. 2010, Hierarchical analysis of multiple noisy abundance indices. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* **67**:108-120.
- Cortés, E., Arocha, F., Beerkircher, L., Carvalho, F., Domingo, A., Heupel, M., Holtzhausen, H., Santos, M. N., Ribera, M. & Simpfendorfer, C. 2010, Ecological risk assessment of pelagic sharks caught in Atlantic pelagic longline fisheries. *Aquatic Living Resources* 23, 25-34.
- Inoue, Y., Yokawa, K., Minami, H., Ochi, D., Sato, N. and Katsumata, N. 2012, Distribution of seabird by-catch using data collected by Japanese observers in 1997-2009 in the ICCAT area. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 68(5): 1738-1753.
- Kell, L.T. and Kell, N. 2012, An assessment of Mediterranean albacore based on changes in mean size. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 68(2): 632-638.
- Porch, C.E., Eklund, A.M., Scott, G.P. 2006, A catch-free stock assessment model with application to goliath grouper (*Epinephelus itajara*) off southern Florida. *Fish. Bull.* 104: 89-101.

# REUNIÓN DE EVALUACIÓN DEL STOCK DE MARRAJO DIENTUSO Y DE EVALUACION DEL RIESGO ECOLÓGICO DE 2012

(Olhão, Portugal - 11 a 18 de junio de 2012)

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

El Dr. Paul de Bruyn, en nombre del Secretario Ejecutivo de ICCAT, inauguró la reunión y dio la bienvenida a los participantes. La reunión fue presidida por el Dr. Andrés Domingo, relator del Grupo de especies de tiburones. El Dr. Domingo dio la bienvenida a los participantes en el Grupo de trabajo y revisó los términos de referencia de la reunión.

Tras la apertura de la reunión, se examinó el Orden del día (**Apéndice 1**) que fue adoptado sin cambios. La lista de participantes se adjunta como **Apéndice 2**. La lista de documentos presentados a la reunión se adjunta como **Apéndice 3**.

Los siguientes participantes actuaron como relatores de las diversas secciones del informe:

<i>Sección</i>	<i>Relatores</i>
1	P. de Bruyn
2	F. Lucena, Y. Semba-Murakami, K. Yokawa
3	E. Cortés, Y. Semba-Murakami, K. Yokawa
4	R. Coelho, M. Neves dos Santos, C. Palma, E. Cortés, P. de Bruyn
5	E. Babcock, E. Cortés
6	E. Babcock, E. Cortés
7	E. Babcock, E. Cortés
8	J. Santiago, A. Domingo
9	A. Domingo

## 2. Examen de información para la evaluación del riesgo ecológico (ERA)

En esta sección se presentaron los siguientes documentos: SCRS/2012/040, SCRS/2012/071 y SCRS/2012/079.

El SCRS/2012/040 trata sobre el muestreo de las flotas de palangre costero artesanal de Venezuela que se dirigen a los túnidos y especies afines (por ejemplo, istiofóridos y tiburones). Este es un programa de seguimiento intensivo específico de cada especie para los buques <15m que resume los protocolos de muestreo en el mar y las actividades asociadas para estimar las capturas totales de túnidos y especies afines, especialmente de especies de tiburones. Este programa presenta y proporciona un enfoque eficaz para el muestreo en el mar de los buques pesqueros artesanales que se dirigen a las especies afines a los túnidos (tiburones e istiofóridos). El Grupo sugirió que se considerase este enfoque como una referencia útil para hacer un seguimiento de muchas de las flotas artesanales del Atlántico de ICCAT que se dirigen a las especies afines a los túnidos.

El documento SCRS/2012/071 presentaba información preliminar sobre la biología y los movimientos del marrajo sardinero a partir de estudios de marcado electrónico (14 tiburones y 2062 días de datos) llevados a cabo alrededor de las Islas Británicas. La mayor distancia confirmada registrada por un marrajo sardinero desde las Islas Británicas la realizó un tiburón que se desplazó al Atlántico central occidental tras haber sido marcado en Irlanda noroccidental durante el verano. En general, los tiburones presentaban un comportamiento de inmersión superficial frecuente y breve en los mares epicontinentales (<150 m) e inmersiones largas y más profundas en el talud continental (>200 m) que parecen corresponder al ciclo día/noche. Se presentó también la información procedente del programa de observadores de descartes, así como información biológica para los factores de conversión talla-peso; y se resumieron también datos sobre el hígado, las gónadas y el peso de las aletas como proporciones del peso total.

El documento SCRS/2012/079 presentaba un análisis de productividad y susceptibilidad (PSA) semicuantitativo de nivel 2 aplicado a 29 elasmobranquios de los mares epicontinentales septentrionales europeos basado en cuatro pesquerías mezcladas tanto en entornos demersales (red de arrastre y redes fijas) como pelágicos (palangre y arrastre). En el ecosistema demersal, se descubrió que la mielga era la especie más vulnerable, tanto

en las pesquerías de arrastre de fondo como en las de redes fijas. Otros seis elasmobranquios (cazón, raya boca de rosa, raya común, raya falsa-vela, raya cardadora y raya mosaica) y dos teleósteos (gallineta menor y bacalao, como los principales teleósteos objetivo) componían las 10 especies más vulnerables en las pesquerías demersales. En el ecosistema pelágico, el marrajo sardinero fue identificado como el más vulnerable, seguido de tres tiburones objeto de captura fortuita y comercialmente importantes (marrajo dientuso, tiburones zorro y tintorera) y a continuación el pez espada, un teleósteo objetivo. Durante la discusión, se solicitó información sobre cómo se tenían en cuenta las clasificaciones de riesgo relativo incluidas en el modelo.

Se hicieron comentarios acerca de la elección de parámetros de población adecuados cuando se dispone de varias estimaciones. Respecto a la puntuación de las características biológicas, se aclaró que el nivel de confianza se basaba en juicios expertos y en la discusión entre el personal que participa en la investigación. Se debatió la diferencia con los resultados de la ERA llevada a cabo en ICCAT anteriormente y se indicó que la diferencia podría ser el resultado del enfoque cuantitativo adoptado por ICCAT. Se formuló una pregunta sobre si este enfoque podría ampliarse en una ERA a todas las pesquerías que operan en una zona, y aunque no se hizo en este estudio, pueden asignarse ponderaciones relativas a cada pesquería examinada en la ERA. Se realizaron comentarios sobre si la futura aplicación de la ERA incluía el parámetro "naturaleza de concentración" para las evaluaciones de otras especies como los teleósteos pelágicos. Se comentaron los valores atípicos observados respecto al ejercicio de verificación sobre el terreno y se reiteró que una ERA solo puede proporcionar clasificaciones de riesgo en relación con las demás especies incluidas, y que sirve para identificar prioridades en cuanto a investigación, no está pensada para sustituir a una evaluación de stock cuantitativa.

### 3. Evaluación de Riesgo Ecológico (ERA): productividad y susceptibilidad

La evaluación del riesgo ecológico (ERA), también conocida como análisis de productividad y susceptibilidad (PSA), se ha convertido en una herramienta común para proporcionar información para los stocks de tiburones con limitaciones de datos. El SCRS fue pionero en la aplicación de la ERA para 11 tiburones pelágicos y 1 raya en 2008: el Informe detallado de tiburones de 2008 (Anon., 2008) proporciona información detallada sobre el análisis. Este informe fue posteriormente objeto de una revisión por pares y se publicó en Cortés *et al.* (2010). Este enfoque no sustituye a la evaluación de stock, pero puede utilizarse para ayudar a determinar acciones de ordenación y recomendaciones de investigación adecuadas. Este tipo de análisis evalúa normalmente el riesgo basándose en dos factores: productividad biológica y susceptibilidad a un tipo particular de pesquería. Aunque el análisis puede llevarse a cabo a diferentes niveles (desde puramente cualitativo a semicuantitativo o cuantitativo), se llevó a cabo una ERA cuantitativa de nivel 3. Se pudo finalizar la parte del análisis de productividad de la ERA para 16 especies (*Prionace glauca*, *Isurus oxyrinchus*, *Isurus paucus*, *Lamna nasus*, *Sphyrna zygaena*, *Sphyrna lewini*, *Alopias vulpinus*, *Alopias superciliosus*, *Carcharhinus longimanus*, *Carcharhinus falciformis*, *Carcharhinus signatus*, *Carcharhinus obscurus*, *Carcharhinus plumbeus*, *Galeocerdo cuvier*, *Pteroplatytrygon violacea*, *Sphyrna mokarran*) de elasmobranquios pelágicos que se capturaron en las pesquerías de palangre pelágico del Atlántico. Cinco de estas especies (*C. signatus*, *C. obscurus*, *C. plumbeus*, *G. cuvier*, y *S. mokarran*) no habían sido evaluadas en 2008. El componente de susceptibilidad se finalizará después de la reunión ya que no se dispuso de todos los datos a tiempo para el análisis. Además de Brasil, Namibia, UE-Portugal, Uruguay, Estados Unidos y Venezuela, que también facilitaron información para la evaluación de 2008, cinco países nuevos proporcionaron datos para esta ERA (Canadá, Japón, México, Sudáfrica y Taipei Chino).

La información biológica utilizada para llevar a cabo el análisis de productividad se incluye en la **Tabla 1**. El análisis incorporaba la incertidumbre en los conocimientos de los parámetros biológicos mediante la simulación Monte Carlo de las tablas de mortalidad y las matrices de Leslie. En resumen, la incertidumbre se incorporó extrayendo aleatoriamente valores de las funciones de densidad de probabilidad (pdfs) de la edad de madurez, la longevidad, la mortalidad natural específica de la edad y la fecundidad específica de la edad. Los resultados de los análisis de productividad se han incluido en la **Tabla 2**. La especie más productiva era la tintorera y la menos productiva el zorro ojón. Estos resultados se combinarán con los del análisis de susceptibilidad para proporcionar una clasificación global de vulnerabilidad para las especies/stocks incluidos. El factor susceptibilidad se calcula como el producto de cuatro probabilidades condicionales: disponibilidad del stock para la pesquería (es decir, el solapamiento horizontal entre las distribuciones de la flota y el stock), encontrabilidad del stock con el arte pesquero (es decir, el solapamiento vertical entre la distribución animal y la profundidad a la que pesca el arte), selectividad (es decir, la probabilidad de que el animal quede capturado si encuentra el arte) y la mortalidad posterior a la captura (es decir, la probabilidad de que el animal muera una vez que ha sido capturado). Se habían reunido ya datos para los componentes de disponibilidad y mortalidad posterior a la captura del factor susceptibilidad para las flotas de las CPC que facilitaron información de observadores (Brasil, Canadá, Japón,

México, Namibia, UE-Portugal, Sudáfrica, Uruguay, Estados Unidos y Venezuela). Durante la reunión se recibió información de Taipei Chino que se incorporará al análisis. Los datos para el componente encontrabilidad se reunirán basándose en descripciones cualitativas o cuantitativas de la profundidad a la que pesca el arte en cada flota y en los datos sobre la utilización del hábitat vertical de los tiburones pelágicos obtenidos mediante marcas archivo presentados en documentos publicados o puestos a disposición del Grupo de especies de tiburones específicamente para su uso en el análisis. Los datos para el componente selectividad se reunirán basándose en longitudes ya disponibles de animales consignadas en los programas de observadores que se compararán posteriormente con longitudes predichas obtenidas a partir de distribuciones por edad estables procedentes de análisis demográficos para calcular el solapamiento entre las dos.

Se presentan mapas de distribución de las especies (**Figuras 1 a 17**) y de esfuerzo para 1995-2009 por flota individual (**Figuras 18 a 28**). Los participantes acordaron que, respecto a la productividad y la susceptibilidad, la información y los comentarios para estos mapas deberán presentarse en las dos semanas posteriores al fin de la reunión. El análisis de la ERA se finalizará y presentará como documento SCRS en la reunión del Grupo de especies de septiembre.

#### **4. Examen de los datos para la evaluación del marrajo dientuso**

##### ***4.1 Datos biológicos, lo que incluye datos de marcado***

El documento SCRS/2012/033 abordaba la composición por tallas del marrajo dientuso y la proporción de sexos espacial y temporal de la pesquería de palangre pelágico de Venezuela comunicada por observadores formados para el periodo 1994-2011 en el Caribe y en el Atlántico adyacente. Se capturó marrajo dientuso en un 3% (n=161) de los lances de palangre pelágico observados y la mayoría de los marrajos dientusos se capturó en el Caribe (79%). La información estacional reunida sobre tallas indicaba que la talla media para los machos oscilaba entre 158,5 y 187,5 cm FL y para las hembras oscilaba entre 163,9 y 189,5 cm FL. La proporción de sexos global estaba dominada por las hembras (56%) en el Caribe, y la segregación sexual estacional en el Caribe produjo un gradiente ascendente desde octubre-diciembre hasta julio-septiembre, cuando la proporción de hembras aumentaba progresivamente desde un nivel bajo de 0,30 hasta 0,70.

El documento SCRS/2012/073 presentaba una visión global de la captura por talla y la proporción de sexos del marrajo dientuso capturado por la pesquería de palangre pelágico portuguesa en el Atlántico. El análisis presentado se basaba en datos recopilados por los observadores pesqueros embarcados en buques comerciales y en los cuadernos de pesca de los patrones (programa de automuestreo). La serie de datos incluía información de captura por talla entre 1997 y 2011, y fue analizada en términos de tendencias entre años, temporadas y regiones. Las proporciones de sexos se compararon entre regiones y temporadas. En general se observó una tendencia descendente en las tallas capturadas para los años más recientes, especialmente para el Atlántico meridional. En términos de análisis regional, existían diferencias significativas en la captura por talla media entre regiones, con una tendencia de ejemplares de menor talla en las zonas septentrionales y ejemplares mayores en las regiones tropical y meridional. Respecto a las variaciones estacionales, la distribución de tallas a lo largo del año (analizada por mes) era relativamente similar para el Atlántico norte, mientras que en el Atlántico sur existían diferencias perceptibles, con ejemplares de menor talla capturados durante los meses de mayo y junio. En cuanto a las proporciones de sexos, se hallaron diferencias significativas entre las principales regiones de pesca, con mayor proporción de machos en las regiones noreste y sudoeste del Atlántico, y con mayor proporción de hembras en el Atlántico tropical oriental y sudoriental. En el Atlántico sur se encontraron diferencias estacionales en la proporción de sexos pero no en el Atlántico norte.

La Secretaría presentó un resumen de la información actual sobre marcado convencional disponible en la base de datos de ICCAT. Esta actualización incluye ya la integración de aproximadamente 130.000 nuevos eventos de marcado comunicados por Estados Unidos (programa de marcado APEX) durante el año. Respecto al marrajo dientuso (**Tabla 3** y **Figura 29**) se dispone ahora de más de 9200 colocaciones de marcas y 1200 recapturas, y aproximadamente un 60% de ellas se encuentran dentro de los dos años en libertad. Casi todas las liberaciones y recapturas se concentraban en la costa noreste de Estados Unidos. En el caso del marrajo sardinero, hay 1960 colocaciones de marcas y 340 recapturas (**Tabla 4** y **Figura 30**). El número total de colocaciones de marcas en tintorerías es de aproximadamente 136.000 colocaciones (con 8750 recapturas). La **Tabla 5** presenta un resumen de las colocaciones y recapturas de marcas y la **Figura 31** presenta un diagrama de densidad en cuadrículas de 5x5 grados.

## 4.2 Estimaciones de captura

La Secretaría presentó al Grupo de trabajo las estadísticas de captura nominal de Tarea I más recientes disponibles para el marrajo dientuso (SMA, *Isurus oxyrinchus*) y las demás especies de tiburones incluidas en la evaluación del riesgo ecológico (ERA). La **Tabla 6** presenta la tabla estándar del resumen ejecutivo de marrajo dientuso con los descartes y desembarques totales por stock, pabellón y artes principales. Las capturas totales de Tarea I de los 18 tiburones utilizadas en las ERA por año se presentan en la **Tabla 7**. A pesar de algunas importantes series de captura de Tarea I recuperadas en años recientes (UE-España: 1997-2010; UE-Portugal: 1990-2010; Uruguay: 1981-2010; Sudáfrica: 1998-2010), el Grupo considera que la captura total de marrajo dientuso declarada como Tarea I continúa estando subestimada, en particular antes de 2000 (la **Tabla 6** presenta las series incompletas). Las capturas agregadas, que se muestran en la **Figura 32** (captura acumulativa de Tarea I de marrajo dientuso por stock) y en las **Figuras 33 y 34** (respectivamente, capturas acumulativas de Tarea I de marrajo dientuso para los stocks septentrional y meridional por arte principal) diferencian claramente estos dos periodos: periodo histórico (1990 y antes) en los que la Tarea I declarada es incompleta y periodo reciente (finales de los 90 en adelante) en el que se comunicó un mayor número de series de captura de Tarea I. El Grupo de trabajo reafirmó la necesidad de recuperar las series de captura de marrajo dientuso faltantes (incompletas en algunos casos) del periodo histórico en el que se identificó a algunas flotas de palangre importantes (Belice, China, Taipei Chino, Corea, Panamá, Filipinas, México, Vanuatu, etc.) con potencial para capturar tiburones pelágicos. Durante la reunión de preparación de datos de tiburones de 2011 (Anon, 2012), el Grupo reconoció que, históricamente, un considerable número de las flotas antes mencionadas declaraba los tiburones de forma agregada (no desglosados por especies). Estas series de captura de tiburones "sin clasificar" (CVX: Carcharhiniformes; CXX: Tiburones costeros nei; DGX: escuálidos; PXX: tiburones pelágicos nei; SHX: escualiformes; SKH: selacimorfos; SYX: esciliorrínidos), que representan aproximadamente el 20% de media (oscilando entre un 11% y un 32% entre 1994 y 2002) de las capturas totales de tiburones, se mantienen en las bases de datos de Tarea I. Por lo tanto, se formuló una recomendación explícita para separar estas capturas por especies. Desde entonces no se han producido mejoras.

Durante la reunión Japón presentó una nueva serie de captura de marrajo dientuso (SCRS/2012/075). En ella se comunicaban las estimaciones del número y peso del marrajo dientuso capturado por los buques atuneros de palangre japoneses en el Atlántico utilizando datos de cuadernos de pesca y la CPUE estandarizada desde 1994 hasta 2010. Los descartes de peces muertos y las liberaciones de peces vivos se estimaron basándose en la información sobre su estado vital, que fue recopilada durante el programa de observadores. Los números de captura se estimaron en 1.916-4.395 para el Norte (desde el ecuador hasta el Sur de 50 grados Norte) y en 665-6.720 para el Sur. Los pesos de la captura se estimaron en 72-227 t para el Norte y en 32-308 t para el Sur. Para el Atlántico norte, el número y peso de la captura descendía gradualmente desde 1995 hasta 1999 y posteriormente aumentaba gradualmente. Para el Atlántico sur, el número/peso de la captura descendía desde 1994 hasta 1996 y posteriormente era estable hasta 2000. Después de 2000, el número/peso de la captura mostraba fluctuaciones entre 2000 y 2006. Después de 2006, la captura estimada aumentaba gradualmente en número pero era relativamente estable en términos de peso. En el análisis actual no se ha indicado ninguna tendencia descendente para ninguna región. El Grupo observó las grandes diferencias disponibles entre estas estimaciones y la actual serie de captura oficial japonesa de Tarea I y reiteró la importancia de contar con las mejores estimaciones científicas del SCRS para la Tarea I.

Namibia comunicó también algunas correcciones menores pero no incluidas en la Tarea I, que debe enviar de forma adecuada a la Secretaría de ICCAT. No se hicieron cambios al informe de los descartes de marrajos dientusos muertos en los datos de Tarea I.

En el seguimiento de una solicitud del Grupo sobre comparar los datos de Tarea I de ICCAT con las estadísticas anuales de EUROSTAT, la Secretaría preparó un conjunto de datos consolidado que contenía tres fuentes de datos: a) Tarea I de ICCAT, b) estadísticas de EUROSTAT y c) estadísticas de la FAO. Este trabajo se presenta en el documento SCRS/2012/078. El Grupo reconoció la importancia de contar con toda esta información armonizada en una única base de datos y consideró que es necesario un considerable trabajo de minería de datos para explorar e interpretar las diferencias entre los conjuntos de datos (marrajo dientuso y otras casi 90 especies de tiburones). Esta debería ser una tarea a largo plazo y debería contar con la participación de científicos de las CPC de ICCAT.

Se sabe que los datos de captura de Tarea I son incompletos para el marrajo dientuso antes de 1996, cuando la Comisión solicitó que se enviaran datos de tiburones. Por tanto, el grupo de especies de tiburones estimó en 2008 las capturas para cada flota para los años sin datos. Para el modelo de evaluación, las capturas se estimaron calculando la ratio entre las capturas de marrajo dientuso y la captura total de túnidos más pez espada de cada

flota en años recientes, y multiplicando esta ratio por la captura de túnidos más pez espada en cada año histórico. En la evaluación actual, el Grupo utilizó las estimaciones de captura del grupo de 2008 por flota y año hasta 1996 y las estimaciones de captura de Tarea I por flota desde 1997 hasta 2010, con las siguientes excepciones: Para Japón se utilizaron los números presentados en el SCRS/2012/075 para 1994 hasta 2010. Para Taipei Chino, se usaron las estimaciones del Grupo de 2008 hasta 2002. Las estimaciones de 2008 se usaron también para rellenar ceros para Brasil en 1998 y para Sudáfrica en 2000 (**Tabla 8** y **Figura 35**). La **Tabla 9** presenta información sobre las características de la flota de Tarea I con las distribuciones actuales del número de palangreros comunicado por las CPC como indicador de la potencia pesquera del palangre en el Atlántico. No se hizo una actualización de la distribución del esfuerzo de palangre por pabellón, mes y cuadrículas de 5x5 grados (EffDIS, 1950 a 2009). Las estimaciones globales del número de anzuelos por pabellón y año asociadas al stock de marrajo dientuso del Norte y del Sur se presentan respectivamente en las **Tablas 10** y **11**.

#### **4.3 Datos de Tarea II (captura-esfuerzo y muestras de talla)**

La Secretaría presentó en la **Tabla 12** el catálogo estándar del marrajo dientuso, que compara la Tarea I con la existencia de Tarea II (tanto captura y esfuerzo como frecuencias de talla) por flota, arte y año. La escasa cobertura de Tarea II, tanto de los datos de captura y esfuerzo como de frecuencias de talla, sigue siendo un importante inconveniente respecto al marrajo dientuso y a la mayoría de las especies de tiburones. El Grupo considera que deben continuar los esfuerzos destinados a recuperar la información de Tarea II sobre los tiburones. Para la evaluación se dispuso de los conjuntos de datos correspondientes más actualizados de frecuencias de talla de Tarea II.

#### **4.4 Estimaciones de índices de abundancia relativa**

El documento SCRS/2012/046 presentaba información sobre las capturas estandarizadas por unidad de esfuerzo (en número y peso) obtenidas para el marrajo dientuso del Atlántico (*Isurus oxyrinchus*) utilizando procedimientos de modelación GLM basados en datos de mareas procedentes de la flota de palangre de superficie española que se dirigía al pez espada en el Atlántico norte y sur durante el periodo 1990-2010. En todos los casos el área se consideró el factor más relevante a la hora de explicar la variabilidad en la CPUE. El área, área\* trimestre y ratio eran los factores más importantes en el Atlántico norte y el área, año y trimestre o área\* trimestre en el Atlántico sur. Se identificaron también otros factores como importantes pero con un efecto menor en la variabilidad de la CPUE. Parte de la variabilidad de la CPUE se explicó por los criterios de estrategia de pesca o por la ratio entre las especies más dominantes en las capturas (pez espada y tintorera), especialmente en el caso del Atlántico norte. Los modelos significativos explicaron entre el 35% y el 44% de la variabilidad de la CPUE. La variabilidad media de la CPUE estandarizada predicha entre pares de años consecutivos se encontraba entre el 14% y el 16% o entre +2% y +4% cuando se consideraban sus incrementos absolutos o sus incrementos tanto positivos como negativos, respectivamente.

Se desarrollaron índices de abundancia actualizados para el marrajo dientuso (*Isurus spp.*) a partir de dos fuentes comerciales, el programa de cuadernos de pesca del palangre pelágico estadounidense (1986-2010) y el programa de observadores de palangre pelágico estadounidense (1992-2010) en el documento SCRS/2012/070. Los índices se calcularon utilizando un enfoque delta-lognormal de dos etapas que trata la proporción de lances positivos y la CPUE de las capturas positivas por separado. Se comunican los índices estandarizados con intervalos de confianza del 95%. Las series temporales de los observadores y de los cuadernos de pesca presentaban una forma cóncava, marcada por un descenso inicial hasta finales de los 90 y seguida por una tendencia ascendente hasta 2010.

El SCRS/2012/072 presentaba información sobre los palangreros portugueses que se dirigen al pez espada y operan en el océano Atlántico. Esta flota captura regularmente elasmobranquios como captura fortuita. De ellos, la tintorera (*Prionace glauca*) y el marrajo dientuso (*Isurus oxyrinchus*) constituyen las dos principales especies de tiburones capturadas. Este documento presenta las tendencias y estandarización de la CPUE del marrajo dientuso capturado por esta flota. Los datos fueron recopilados por observadores pesqueros y reunidos a partir de cuadernos de pesca de los patrones. Las CPUE (kg/1000 anzuelos) se estandarizaron con modelos lineales generalizados (GLM) utilizando el método delta y modelos tweedie. Los factores año, trimestre, localización y buque se utilizaron como variables explicativas y la validación del modelo se llevó a cabo con un análisis residual. Los resultados presentados son parte de un estudio en curso y proporcionan las primeras tendencias estandarizadas preliminares de las tasas de captura de marrajo dientuso procedentes de la pesquería de palangre portuguesa que opera en el océano Atlántico.

En el documento SCRS/2012/074, se estimó la CPUE estandarizada para el marrajo dientuso (*Isurus oxyrinchus*) capturado por la pesquería atunera de palangre japonés en el Atlántico utilizando los datos de cuadernos de pesca entre 1994 y 2010. Revisaba el método para extraer registros precisos de captura de marrajo dientuso de los datos de los cuadernos de pesca basándose en la información de los datos recopilados en el marco del programa de observadores. Para el Atlántico norte, la CPUE estandarizada oscilaba entre 0,07 y 0,1 entre 1994 y 2005, y posteriormente mostraba una tendencia ascendente continua. Para el Atlántico sur, la CPUE estandarizada era estable alrededor de 0,06 entre 1994 y 2006, y posteriormente mostraba una tendencia ascendente continua tal y como se observó en el Atlántico norte. Se eliminaron los datos de las mareas que se asumía que no eran fiables debido a errores en la identificación de especies basándose en el nuevo método de filtrado, que aplicaba la puntuación de los datos de los cuadernos de pesca basándose en el patrón de frecuencia de la tasa de comunicación de marrajo dientuso en cada marea. El análisis de sensibilidad mostraba que las tendencias de la CPUE estandarizada eran por lo general similares entre varios conjuntos de datos para diferentes umbrales de datos filtrados.

El documento SCRS/2012/076 presentaba una actualización de la tasa de captura estandarizada del marrajo dientuso, *Isurus oxyrinchus*, capturado por la flota atunera de palangre uruguaya basándose en información procedente de los cuadernos de pesca entre 1982-2010. Se analizaron en total 19.272 lances. De estos, 11.395 (59%) registros habían declarado capturas de marrajo dientuso. La CPUE se estandarizó mediante modelos lineales generalizados (GLM) utilizando un enfoque delta lognormal. Se observó una tendencia poco clara durante el periodo de estudio para la CPUE estándar del marrajo dientuso. Entre 2001 y 2008 se observó un descenso, sin embargo, se produjo un aumento en los dos últimos años (2009-2010).

El índice de abundancia estandarizado para el marrajo dientuso del *National Marine Fisheries Service Marine Recreational Fishery Statistics Survey* (MRFSS) se actualizó en el documento SCRS/2012/077 con datos desde 1981 hasta 2010. Los datos de captura por unidad de esfuerzo fueron estandarizados utilizando un modelo lineal mixto generalizado (GLMM) con año, temporada, modo de pesca (privado frente a fletado) y región como variables explicativas. Debido al gran número de observaciones cero, la CPUE se estandarizó utilizando un enfoque delta-lognormal. Tanto la parte de mareas con una observación positiva como el índice de abundancia delta-lognormal eran muy variables y mostraban un pico a mediados de los 90, seguido de un descenso y posteriormente una tendencia estable durante los últimos diez años.

En el documento SCRS/2012/080 se analizaban los datos de captura y esfuerzo de 88423 lances realizados por la flota atunera de palangre brasileño (nacional y fletada) en el Atlántico sudoccidental y ecuatorial entre 1978 y 2011 (34 años). La CPUE de los marrajos fue estandarizada mediante un GLM asumiendo una distribución binomial negativa de ceros aumentados (ZINB). Los factores usados en el modelo fueron trimestre, año, área y estrategia. La serie de CPUE estandarizada obtenida para los marrajos mediante la distribución binomial negativa de ceros aumentados no era muy diferente de la realizada en 2008. Los índices de abundancia mostraban una oscilación interanual moderada, con un aumento gradual en los valores de la CPUE hasta 2003, con una tendencia descendente desde ese año en adelante.

Las series de CPUE individuales se presentan en la **Tabla 13**. Se solicitó entonces a la Secretaría que aplicara la metodología de puntuación de la CPUE desarrollada durante la reunión de 2012 del Grupo de trabajo sobre métodos de evaluación de stock (Tabla 2) a la serie de CPUE presentada en esta reunión. El Grupo de trabajo sobre métodos propuso el método y solicitó que los grupos de trabajo que estaban probando el método le informaran y respaldaran (se encargó al coordinador de capturas fortuitas que proporcionara información sobre esta prueba al Grupo de trabajo sobre métodos de evaluación). El ejercicio estaba destinado a demostrar al grupo cómo funcionaba el método más que a utilizarlo para seleccionar las CPUE para la evaluación del stock de tiburones. Se explicó que el ejercicio debería ser llevado a cabo por un panel de expertos, no por una persona, y el grupo se mostró de acuerdo en que esto sería útil para futuras reuniones. El grupo se mostró de acuerdo también en que esta evaluación debería realizarse en una reunión de preparación de datos o en que deberían realizarla expertos identificados antes de la reunión de evaluación de stock, ya que es un ejercicio que requiere mucho tiempo lo que retrasaría el proceso de evaluación durante las reuniones de evaluación. La **Tabla 14** muestra un ejemplo de la escala de puntuación para la CPUE de 1 (peor) a 5 (mejor).

Los índices de CPUE aparecen dibujados en las **Figuras 35 y 36** como diagramas dispersos, es decir, están dibujados uno contra el otro y por año, las líneas azules son regresiones lineales con intervalos de confianza del 95%. La comparación con la línea  $Y=0$  permite identificar las correlaciones estadísticamente significativas y no significativas. Un supuesto fundamental de muchos métodos de evaluación es que los índices son aproximaciones para las tendencias de abundancia. La correlación no significativa y negativa entre los índices causará problemas en el ajuste ya que existirán señales contradictorias. La inspección de Hessian sería un



diagnóstico útil. La adecuación y coherencia de la serie de CPUE se trata más en profundidad en la sección de evaluación de stock. Puede observarse claramente que para diversas flotas existen las correlaciones no significativas y negativas tanto en la región septentrional como en la meridional.

## 5. Métodos y otros datos pertinentes para la evaluación de stock

El documento SCRS/2012/034 presentaba una simulación de población genérica basada en la teoría del ciclo vital. La adopción del enfoque precautorio requiere una consideración formal de la incertidumbre, por ejemplo en la calidad de los datos disponibles y en los conocimientos de las pesquerías y de los stocks. Un principio importante es que el nivel de precaución debería aumentar con la incertidumbre acerca del estado del stock, para que el nivel de riesgo sea aproximadamente constante entre los stocks. Por tanto, los stocks se clasifican a menudo como ricos en datos o pobres en datos, lo que implica que la incertidumbre es superior cuando no se dispone de datos de la pesquería. Sin embargo, incluso cuando los datos son limitados, estudios empíricos de los teleósteos han demostrado que existe una correlación significativa entre los parámetros del ciclo vital como la edad de primera reproducción, la mortalidad natural y la tasa de crecimiento. Esto podría significar que a partir de algo fácilmente observable como la talla máxima es posible inferir otros parámetros del ciclo vital, como la mortalidad natural. En este estudio se muestra cómo simular la dinámica del stock basándose en la teoría del ciclo vital en los casos en que los datos y los conocimientos son limitados.

El documento SCRS/2012/063 presentaba un análisis de elasticidad para el marrajo dientuso. A la hora de facilitar asesoramiento científico es importante incluir una declaración sobre la robustez de dicho asesoramiento ante la incertidumbre. A menudo se asume que se conocen sin error los procesos biológicos, y que éstos no varían en el tiempo. El impacto de los supuestos biológicos puede evaluarse realizando análisis de sensibilidad o mediante una evaluación de estrategias de ordenación. Sin embargo, ambos procedimientos pueden ser complejos en su aplicación y requieren un tiempo de procesamiento informático considerable. Por tanto, se utilizó una técnica más simple, un análisis de elasticidad que se utiliza a menudo en economía y gestión de la conservación, aunque hasta la fecha no ha sido muy utilizado en lo que concierne a la ordenación pesquera.

El documento SCRS/2012/064 presentaba un ejemplo de simulación de población genérica basado en la teoría del ciclo vital desarrollada en el documento SCRS/2012/034 aplicado a tres especies de tiburones: marrajo dientuso, tintorera y marrajo sardinero.

El Grupo convino en que este método era potencialmente muy útil y debería desarrollarse con el fin de contribuir a las técnicas de evaluación, incrementar la información biológica que complementa a los datos pesqueros y mejorar el asesoramiento de ordenación facilitando el desarrollo de escenarios de prueba.

En la evaluación realizada en 2012 se incluyó el Atlántico norte y sur, pero no el Mediterráneo.

### 5.1 BSP-Métodos del modelo de producción excedente bayesiano

Se volvió a utilizar en esta evaluación el programa del modelo de producción excedente bayesiano (BSP) que se utilizó en la evaluación de 2008 para la tintorera y los marrajos. Es el mismo programa que el modelo BSP del catálogo ICCAT, con la excepción de que fue modificado en 2008 para poder estimar las capturas a partir del esfuerzo para parte de la historia de la pesquería (Babcock y Cortés, 2009).

Para el Atlántico norte, los índices de CPUE del caso base fueron las series de los cuadernos de pesca del palangre estadounidense, del palangre japonés, del palangre portugués y del palangre español (**Tabla 13, Figura 37**). Los puntos de datos de CPUE fueron o bien ponderados igualmente o ponderados por la captura de las flotas correspondientes, o ponderados por las zonas espaciales cubiertas por las flotas correspondientes medidas a partir del número de cuadrículas de 5°x5° cubiertas por cada flota en cada año (**Tabla 15**). El año de inicio del caso base fue 1971 y se disponía de CPUE y datos de captura hasta 2010 inclusive. Para calcular la biomasa y la tasa de mortalidad por pesca en el año actual (2011), se asumió que la captura de 2011 era igual a la de 2010. La distribución previa para  $r$  era lognormal, con una media de 0,058 y una desviación estándar logarítmica de 0,12. La distribución previa para  $K$  fue uniforme en  $\log(K)$  y la distribución previa para la ratio de biomasa inicial ( $B_0/K$ ) fue uniforme entre 0,2 y 1,1.

Se desarrollaron varios análisis de sensibilidad y escenarios (**Tabla 16**) para evaluar el impacto de los datos de entrada y los supuestos del modelo en los resultados del modelo. ICCAT estableció su primera recomendación sobre recopilación de datos sobre tiburones en 1995 (Res. 95-02) y la mayoría de las principales pesquerías están

comunicando capturas de tiburones desde 1997. Dado que el Grupo consideró que las capturas no se habían estimado adecuadamente antes de 1997, se consideraron una serie de escenarios de captura alternativos. En el ensayo 3, el modelo comenzaba en 1997 y permitía estimar la ratio de biomasa inicial en 1997 con una distribución previa no informativa. En los ensayos 13 y 14 se asumió que la pesquería comenzaba en 1971, pero las capturas anteriores a 1997 se estimaron a partir del esfuerzo (ensayo 13) o como una constante libre (ensayo 14). Otros análisis de sensibilidad incluían variaciones en la distribución previa para  $r$  o la ratio de biomasa inicial, haciendo empezar la pesquería en 1956 y añadiendo y sustrayendo índices de CPUE (**Tabla 16**). El ensayo de continuidad, correspondiente al caso base en la evaluación de 2008, utilizaba la ponderación de zona, los índices de CPUE de Estados Unidos, Japón y España, una distribución previa uniforme para la ratio de biomasa inicial y una distribución previa algo más pesimista para  $r$  (lognormal con media 0,014 y log-sd 0,28).

Se utilizaron las mismas distribuciones previas y supuestos para el stock de marrajo dientuso del Atlántico sur (**Tabla 17**). Los índices de CPUE del caso base procedieron de las pesquerías de palangre de Uruguay, Japón, Brasil, Portugal y España. El caso de continuidad incluía todas estas series, excepto la de Portugal, porque ésta no estuvo disponible en la última evaluación.

Se utilizó el algoritmo Sampling Importance Resampling (SIR) para calcular las distribuciones posteriores, utilizando las distribuciones previas o una distribución  $t$  de múltiples variables como una función de importancia.

### **5.2 Métodos del modelo de producción estructurado por edad sin captura (CFASPM)**

Al igual que en la evaluación de 2008, se aplicó el modelo sin capturas (descrito con detalle en en Porch *et al.* 2006) a los stocks de marrajo dientuso del Atlántico norte y sur. En general, el modelo sin capturas es un modelo de producción estructurado por edad que obtiene toda la información sobre pesquerías de las CPUE en vez de a partir de una combinación de las capturas y las CPUE. El modelo produce niveles de referencia de ordenación, pero no puede producir escenarios de captura o estimaciones de rendimiento. Durante la reunión se expuso una breve descripción de los principales rasgos del método.

### **5.3 Métodos basados en la talla**

Los métodos simples basados en la talla son valiosos para comprobar los supuestos sobre selectividad que se plantean en modelos de evaluación más complejos así como para escoger los valores de inicio o para fijar valores. Este método se describe de forma detallada el documento en Kell y Kell (2012). En la **Figura 38** se muestran los datos de frecuencias de tallas para las principales flotas que se utilizaron en la evaluación sin capturas y en la **Figura 39** se muestran los gráficos Powell-Wetherall. Parece haber un punto de inflexión en la talla de aproximadamente 150 cm (longitud a horquilla). En la **Figura 40** se presentan series temporales sin estandarizar de talla media por zona y por flota. Estos datos podrían utilizarse como datos de entrada para una evaluación de stock basada en la ecuación de Beverton-Holt (Inoue *et al.* 2012). Parece haber una tendencia ligeramente descendente en la talla media en el Atlántico sur para las flotas portuguesa y namibia en el periodo reciente.

## **6. Resultados del estado del stock**

### **6.1 Resultados BSP**

#### *Atlántico norte*

Para el marrajo dientuso del Atlántico norte, los 16 ensayos del modelo BSP pudieron converger en una distribución posterior con un buen diagnóstico de convergencia, aunque varios modelos que utilizaron una distribución previa no informativa para la ratio de biomasa inicial estimaron que el valor de moda de la ratio de biomasa inicial se hallaba en su límite superior de 1,1 (**Tabla 18**). Los índices de CPUE fueron bastante coherentes en cuanto a que mostraban un descenso durante los noventa seguido de un incremento después del año 2000. Esta tendencia no coincide con las tendencias en las capturas, que fueron descendientes en los noventa y estables después del año 2000 (**Figura 37**). Debido a esta incoherencia entre los datos de captura y la CPUE, el modelo de producción no pudo ajustar adecuadamente la tendencia en los datos de la CPUE (**Figura 41**). Cuando se estimaron las capturas a partir del esfuerzo (**Figura 42**), el modelo estimó una tendencia bastante plana en las capturas hasta 1996, y una tendencia descendente en la abundancia (**Figura 41 d**). Dado el mediocre ajuste entre los índices de CPUE y la biomasa, las tendencias relativas en la biomasa con respecto a  $B_{RMS}$  y en la tasa de mortalidad por pesca con respecto a  $F_{RMS}$  eran muy inciertas, con intervalos de confianza del 80% muy amplios

(Figura 43). Las distribuciones posteriores de  $r$  fueron muy similares a las distribuciones previas, y la distribución posterior de  $K$  se estimó muy mediocrementemente, indicando que los datos no eran informativos (Figura 44).

Se inició un debate sobre la cuestión de por qué el modelo no podía ajustar la tendencia en forma de  $U$  en los índices de abundancia con incrementos después del año 2000. Para verificar si el ajuste mediocre estaba realmente causado por la discrepancia entre los índices de CPUE y los datos de captura, se ajustó otro modelo en el que se asumía que las capturas eran mucho más elevadas en los setenta y ochenta que los valores utilizados en el caso base (Figura 45). Estas capturas no se estimaron a partir de datos, su única finalidad era probar si el modelo podría ajustar una tendencia creciente en los índices de CPUE considerando una serie de capturas que fuera coherente con los datos de CPUE. Como se preveía, el modelo pudo ajustar la tendencia de la CPUE en forma de  $U$  con estos datos de captura. Es posible que la biomasa no se haya incrementado desde 2000, y que el incremento en las series de CPUE se haya debido a un incremento en la capturabilidad, en el tipo de estrategia de pesca o incluso en la comunicación de marrajo dientuso. Sin embargo, también es posible que la biomasa se haya incrementado realmente desde el año 2000. Si hubiera habido un importante volumen de capturas no comunicadas antes de 1990, es posible que los marrajos estuvieran mermados en el pasado y se hayan estado recuperando desde el año 2000.

Los resultados del modelo de producción dependen de los datos de captura y las estimaciones de captura fueron muy escasas antes de 1997. El Grupo debatió si existen otros datos adicionales sobre capturas para los primeros años de la pesquería, quizá procedentes de los registros de pesca deportiva o de antiguos estudios científicos. Se sabe que se ha pescado marrajo dientuso en el Atlántico norte en los sesenta y setenta, por lo que es posible que se hubieran producido capturas importantes en los primeros años de la pesquería.

Los 16 modelos proporcionaron resultados coherentes (Tabla 18, Figura 46). Todos hallaron que la mediana de la abundancia actual del stock se situaba por encima de  $B_{RMS}$ . Todos hallaron que la mediana de  $F$  se situaba por debajo de  $F_{RMS}$ , con la excepción del ensayo que utilizó capturas estimadas a partir del esfuerzo antes de 1997. En la Figura 46 también se indicaban intervalos de confianza del 80%. El ensayo de continuidad fue también más pesimista que la mayoría de los ensayos, presuntamente debido a la media inferior en la distribución previa para  $r$ .

#### *Atlántico sur*

Para el Atlántico sur, las capturas y la mayoría de los índices de CPUE se incrementaron entre los setenta y la actualidad (Figura 47). Al igual que en el Atlántico norte, los datos de captura y CPUE no eran coherentes entre sí. Los 13 ensayos produjeron buenos diagnósticos de convergencia, aunque varios de los ensayos estimaron que la ratio de biomasa inicial estaba cerca del límite inferior de 0,2 (Tabla 19). En general, los modelos estimaron una tendencia plana o creciente en la moda de la distribución posterior (Figura 48). Los intervalos de confianza de la tendencia  $B/B_{RMS}$  fueron relativamente estrechos, pero la  $F/F_{RMS}$  no se estimó adecuadamente (Figura 49). Las distribuciones posteriores para  $r$  fueron muy similares a las distribuciones previas, pero  $K$  tenía una distribución posterior muy plana, con una probabilidad no cero de valores tan elevados como el límite superior de  $K$  (Figura 50).

Para el stock del Atlántico sur, los índices de CPUE y las capturas parecen incrementarse desde los setenta hasta la actualidad. Varios ensayos del modelo se ajustan a esta tendencia asumiendo que la población se había mermado severamente en 1971 y se incrementó a lo largo de la serie temporal. Sin embargo, no hay pruebas de importantes pesquerías en el Atlántico sur antes los setenta. La tendencia podría explicarse parcialmente por el hecho de que se ha producido una mejora en la comunicación de las capturas de tiburones en el tiempo. Los incrementos en la capturabilidad podrían ser también un factor.

Todos los ensayos del modelo estimaron una mediana de biomasa por encima de  $B_{RMS}$  y una mediana de tasa de mortalidad por pesca inferior a  $F_{RMS}$  (Figura 51, Tabla 19). El ensayo de continuidad estimó una biomasa inferior que los ensayos del modelo actuales, supuestamente debido al valor medio inferior de la distribución previa para  $r$ .

Debido a la incertidumbre asociada con los datos de captura, el Grupo indicó que tanto para el stock del Atlántico norte como para el stock del Atlántico sur se deberían utilizar métodos alternativos para estimar el estado de la población, como métodos basados en la talla, en los datos de marcado y en los datos sobre el ciclo vital. Por ejemplo, los datos sobre el ciclo vital se han utilizado para estimar  $r$ ; y  $F_{RMS}$  puede calcularse a partir de  $r$ . Las tasas de mortalidad por pesca pueden estimarse utilizando datos de talla y a continuación éstas pueden utilizarse para calcular la mortalidad por pesca actual con respecto a  $F_{RMS}$ . También pueden utilizarse los datos de colocación y recuperación de marcas para estimar las tasas de mortalidad por pesca. Dichos métodos

requieren un número inferior de supuestos sobre las capturas históricas. Puede utilizarse la comprobación de la simulación para evaluar cualquier método propuesto. Además, se sugirió que se desarrolle un ejercicio de modelación jerárquico para evaluar los índices de CPUE para todas las especies y flotas juntas, con el fin de determinar si cualquier tendencia en los índices de CPUE puede explicarse por los cambios en los reglamentos o por los cambios en la metodología pesquera. Por ejemplo, en la pesquería de palangre de Uruguay, parece existir una correlación entre las capturas de pez espada y de marrajo dientuso (**Figura 52**), que podría indicar que el aumento de la estrategia de pesca dirigida al pez espada incrementa las capturas de marrajo.

## 6.2 Resultados CFASPM

### *Atlántico norte*

Se exploraron varias sensibilidades y escenarios (**Tabla 20**). En la **Tabla 21** se establece una lista de los parámetros biológicos de entrada, tanto los que fueron fijados (no estimados) como los que fueron estimados (distribución previa). Las selectividades se estimaron al margen del modelo y se introdujeron como parámetros fijos. El procedimiento para derivar las selectividades se describe en el **Apéndice 4**. Se obtuvieron las frecuencias de edades a partir de las frecuencias de tallas mediante una retro-transformación de los datos de talla en bruto en edades utilizando la ecuación de von Bertalanffy y ajustando a continuación una ecuación logística tal y como se explica en el **Apéndice 1**. La mediana de selectividad de aproximadamente 150 cm FL (véase la sección 5.3) corresponde a tiburones de edad 4-5, lo que concuerda razonablemente bien con la distribución de frecuencias de edades obtenida directamente a partir de la retro-transformación de las tallas en edades mediante la función estacionalizada de von Bertalanffy (VBGF). En la **Tabla 22** se establece una lista de los parámetros de selectividad estimados para las diferentes flotas en el Atlántico norte y sur, y estos parámetros se representan gráficamente en la **Figura 23**. Se calculó la selectividad para España y para una flota combinada como la media de las selectividades de Japón, Portugal, Uruguay y Brasil, para poder utilizarla en la evaluación. En la **Tabla 23** se establece una lista de los puntos de referencia de ordenación y de los principales parámetros estimados.

En el ensayo 1 para el Atlántico norte se asumió una condición sin explotar en 1956 (al igual que en la evaluación de 2008), y el periodo moderno comenzaba en 1971; de tal modo que el periodo histórico abarcaba los años 1956-1970 y el periodo moderno los años 1971 a 2010. Se asumió que no había habido merma entre 1956 y 1971. Este ensayo incorporaba los índices de palangre de Estados Unidos, Japón, España y Portugal y utilizaba una ponderación igual. Se estimaron las capturabilidades para los índices y se asignaron selectividades a los índices (véase la **Tabla 22**). Se consideró una única flota y se asignó la misma selectividad para el periodo histórico y para el periodo moderno. Todos los ensayos del modelo estimaron una  $F$  constante para el periodo histórico y para el periodo moderno se estimó una  $F$  media con desviaciones anuales lognormales. En el ensayo del caso base se estimó una merma relativa del 71% de la condición sin explotar (**Figura 54**). Existe poca información en los datos para estimar valores de  $M$  y  $\alpha$  (tasa máxima de reproducción a lo largo del ciclo vital) diferentes de las medias de las distribuciones previas especificadas. La mortalidad por pesca actual se estimó en el 41% de la requerida para que el stock alcance el RMS ( $F/F_{RMS} = 0,41$ ) y la SSB actual se estimó en 2,04 veces la que produce el RMS ( $SSB/SSB_{RMS} = 2,04$ ). Otros ensayos explorados incluyeron la ponderación por CV de los índices (ensayo 2); un supuesto de merma del 20% desde 1956 hasta 1971 (ensayo 3); un supuesto de la misma merma del 20% y una ponderación por CV de los índices (ensayo 4); la extracción del índice de palangre de Estados Unidos (ensayo 5); la extracción del índice de palangre de Japón (ensayo 6); la utilización de las series de palangre de Estados Unidos únicamente (ensayo 7); la utilización de las series de palangre de Japón únicamente (ensayo 8); la utilización de un índice jerárquico (ensayo 9, Conn 2010); y el supuesto de condición sin explotar en 1971, haciendo que el periodo moderno comience en 1986, con una merma gradual del 20% desde 1971 hasta 1986 (ensayo 10). Los dos ensayos que incluyen ponderación por CV (ensayos 2 y 4) fueron los menos optimistas, pero aún así estimaron que el stock no estaba sobrepescado y que no se estaba produciendo sobrepesca. El propósito del ensayo 9 (índice jerárquico) era utilizar un único índice de abundancia relativa que tuviera en cuenta el error de proceso (el grado en el que un índice mide elementos que se sitúan por encima o más allá de la abundancia relativa real). Se estimó una curva de selectividad para dicho índice a partir de las selectividades específicas por edad para Estados Unidos, Japón, España y Portugal ponderadas por la varianza y calculadas al ajustar el índice jerárquico. Se aproximó una forma funcional a dicha curva para introducirla en CFASPM (**Figura 53**). Sin embargo, este ensayo tuvo poco efecto en los resultados. En la **Figura 55** se muestra el ajuste y la merma de la SSB relativa para el ensayo 4, que fue menos optimista que los explorados y el único en el que se estimó con precisión la  $F$  histórica (**Tabla 23**). Las estimaciones de  $SSB/SSB_{RMS}$  en los diferentes escenarios explorados osciló entre 1,63 y 2,04 y las estimaciones de  $F/F_{RMS}$  oscilaron entre 0,16 y 0,62 (**Tabla 23; Figura 56**). La merma de la biomasa con respecto a la condición sin explotar osciló entre 0,55 (Ensayo 4) y 0,71 (ensayos 1 y 8). En todos los escenarios la biomasa relativa estimada

se ajustó mal a las series de CPUE, lo que sugiere que es necesario mejorar los conocimientos de los parámetros biológicos y de los factores que afectan a las series de CPUE.

#### *Atlántico sur*

Todas las entradas para el stock del Atlántico sur fueron las mismas que para el Atlántico norte, excepto para los índices, que incluyeron Uruguay, Japón, Brasil, España y Portugal. Sólo se exploraron dos ensayos: sin ponderación (ensayo 11) y con ponderación por CV. Las estimaciones del estado del stock fueron muy similares a las del Atlántico norte, con una estimación de merma relativa del 72% con respecto a la condición sin explotar (**Figura 57**). En este caso hubo algo más de información en los datos, ya que las estimaciones de  $M$  y  $\alpha$  difirieron más de las medias de las distribuciones previas especificadas que en todos los casos para el Atlántico norte. Sin embargo, tuvo que fijarse  $F$  para los periodos histórico y moderno con el fin de que el modelo se ajustara a los índices. Se estimó que la mortalidad por pesca actual se situaba en el 38-40% del nivel requerido para que el stock alcance el RMS ( $F/F_{RMS} = 0,38-0,40$ ) y que la SSB actual se hallaba en un nivel algo más de dos veces superior al que produce el RMS ( $SSB/SSB_{RMS}=2,00-2,16$ ) (**Figura 58**). Al igual que en el Atlántico norte, el estado del stock indicaba que no estaba sobrepecado y que no se estaba produciendo sobrepesca, aunque una vez más, el ajuste de la biomasa relativa estimada a las series de CPUE no fue bueno.

### **6.3 Conclusiones generales**

La evaluación del estado de los stocks del Atlántico norte y sur de marrajo dientuso se realizó con series temporales actualizadas de índices de abundancia relativa y capturas anuales, La cobertura de Tarea I y el número de series de CPUE se han incrementado desde la última evaluación de 2008, y se dispone de datos de Tarea I para la mayoría de las flotas de palangre importantes. Las series de CPUE disponibles mostraban tendencias crecientes o planas para los últimos años de cada serie (desde la última evaluación de stock), tanto para el stock del Norte como para el stock del Sur, por tanto han disminuido los indicios de sobrepesca potencial mostrados en la anterior evaluación de stock y el nivel actual de capturas podría considerarse sostenible.

Los resultados indican que en general los stocks del Norte y del Sur presentan un buen estado y que la probabilidad de sobrepesca es baja; sin embargo, también muestran incoherencias aparentes entre las trayectorias de biomasa estimadas y las tendencias de las entradas de CPUE, produciendo intervalos de confianza amplios en las trayectorias estimadas y en otros parámetros. Sobre todo en el Atlántico sur, la tendencia ascendente en los índices de abundancia desde los setenta no es coherente con el incremento de las capturas. Teniendo en cuenta los resultados de los enfoques de modelación utilizados en la evaluación, la incertidumbre asociada y la productividad relativamente baja del marrajo dientuso, el Grupo recomienda que, aplicando el enfoque precautorio, no se incremente la mortalidad por pesca del marrajo dientuso hasta que no se disponga de resultados de evaluación de stock más fiables tanto para el stock del Norte como para el stock del Sur. La elevada incertidumbre en las estimaciones de captura del pasado y la deficiencia de algunos parámetros biológicos importantes, sobre todo para el stock del Sur, siguen siendo obstáculos para obtener estimaciones fiables del estado actual de los stocks.

### **7. Proyecciones para diferentes escenarios de ordenación, incluidos los especificados en la Rec. 10-06 de ICCAT**

No se realizaron proyecciones debido al elevado nivel de incertidumbre asociado con el estado actual del stock.

### **8. Recomendaciones**

#### **8.1 Recomendaciones de investigación**

El Grupo recomienda la elaboración de un Programa de investigación especial para los tiburones que se centre en la reducción de las principales fuentes de incertidumbre en la formulación del asesoramiento científico. El programa se definirá durante 2013 y se enmarcará en el Plan estratégico de ciencia del SCRS previsto para el periodo 2014-2020. El Grupo considera que esta cuestión es prioritaria, ya que este programa de investigación podría resolver muchas de las cuestiones/problemas que se le han planteado al Grupo durante la sesión de evaluación. Este programa abordaría en profundidad muchas de las siguientes recomendaciones:

Debido a los pasados problemas de comunicación de especies de tiburones especialmente antes de 1997, el Grupo ha experimentado dificultades a la hora de obtener estimaciones fiables de capturas totales por especies. El Grupo, reconociendo que la cobertura de Tarea I y el número de series de CPUE se han incrementado desde la última evaluación de stock de 2008, considera que la comunicación apropiada de los datos de Tarea I específicos de las especies es clave, así como la realización de análisis encaminados a obtener estimaciones fiables de las capturas de tiburones por especies para la totalidad de la serie temporal.

El Grupo analizó nuevas series de captura alternativas, lo que incluye las facilitadas por EUROSTAT y FAO, y halló importantes discrepancias no explicadas. El Grupo recomienda que se investiguen las razones de estas discrepancias mediante un trabajo coordinado de expertos en bases de datos de cada organización (ICCAT/EuroStats/FAO). Este esfuerzo coordinado debería analizar la estructura, recopilación de datos y el control de calidad de datos en cada institución, y definir las limitaciones, cobertura y si los datos respectivos están completos. Los resultados de este análisis deberían comunicarse al Grupo.

Es necesario que las CPC determinen si sus datos de capturas de tiburones de Tarea I incluyen o no los descartes de ejemplares muertos. Por tanto, el Grupo recomienda que las CPC realicen un análisis de verificación cruzada con los datos observados para verificar esta información.

El Grupo recomienda que se proceda a la minería de datos para recuperar datos históricos junto con la exploración de análisis comparativos de la CPUE de marrajo dientuso con la CPUE de otras especies objetivo y no objetivo, en un marco de modelación, como un método potencial para estimar la captura histórica de marrajo dientuso.

Debido a la incertidumbre en las estimaciones del nivel absoluto de capturas históricas, el Grupo recomienda el desarrollo y evaluación de métodos alternativos para facilitar asesoramiento en materia de ordenación que dependa menos de los datos de captura absolutos; por ejemplo, métodos sin capturas, métodos basados en tendencias, métodos que utilizan información basada en la talla o en el mercado y modelos jerárquicos que pueden utilizar la información de múltiples flotas o stocks.

El Grupo insta a la continuación de los análisis de elasticidad para evaluar la importancia relativa de los supuestos planteados en la evaluación y ordenación de las especies de tiburones y en el establecimiento de una base objetiva para definir las prioridades en la investigación sobre aspectos biológicos y en la recuperación de estadísticas de pesca. El Grupo también recomienda la integración de métodos como el análisis de elasticidad con la aplicación ERA.

El Grupo recomienda que, durante la reunión del Grupo de especies de tiburones de septiembre de 2012, se defina una propuesta para las prioridades de muestreo biológico, basándose en los resultados del ERA (y potencialmente en el análisis de elasticidad). Además, debe fomentarse la coordinación en las actividades de muestreo futuras y en curso realizadas por las diferentes CPC. El Grupo resaltó una vez más la necesidad crítica de que se permita a los observadores recoger muestras biológicas de aquellas especies cuya retención está prohibida por las actuales reglamentaciones.

El Grupo reconoce la importancia de la Rec. 10-10 de ICCAT y considera que la información facilitada por programas de observadores científicos bien fundamentados y/o su enfoque alternativo de seguimiento científico es clave para cubrir las lagunas de conocimientos sobre las actividades pesqueras que tienen un impacto en las poblaciones de tiburones, y específicamente, el párrafo 2a, a saber, composición por especies de las capturas, Tarea I y Tarea II. Por consiguiente, el Grupo insta a las CPC a presentar la información obtenida de dichos programas lo antes posible.

Considerando la necesidad de mejorar las evaluaciones de stock de tiburones pelágicos afectados por las pesquerías de ICCAT, el Grupo recomienda que las CPC faciliten las estadísticas correspondientes de todas las pesquerías ICCAT y no ICCAT que capturan estas especies, lo que incluye las pesquerías artesanales y de recreo. El Grupo considera que una premisa básica para evaluar correctamente el estado de cualquier stock es contar con una base sólida para estimar las extracciones totales.

En el futuro, deberían identificarse las OROP pertinentes con las cuales puede colaborar en la investigación de especies de tiburones de interés común.

El Grupo recomienda que una de las principales prioridades del coordinador de captura fortuita sea la recopilación de los datos de observadores recogidos por las diferentes CPC para ponerlos a disposición de los

diferentes Grupos del SCRS, especialmente el Grupo de especies sobre tiburones y el Subcomité de ecosistemas. El Grupo insta a una colaboración más estrecha con el Subcomité de ecosistemas en lo que concierne a la optimización de los programas de observadores en general.

### **8.2 Recomendaciones de ordenación**

El Grupo recomienda que, aplicando el enfoque precautorio, no se incremente la mortalidad por pesca de marrajo dientuso hasta que no se disponga de resultados de evaluación de stock más fiables para los stocks del Norte y del Sur.

## **9. Otros asuntos**

El Grupo debatió la cuestión de las capturas de tiburones pelágicos realizadas por las pesquerías artesanales y de recreo en la zona del Convenio. Algunas CPC constataron que los tiburones pelágicos son capturados por pesquerías artesanales con redes de enmalle a la deriva en zonas en las que la plataforma es estrecha. Se indicó también que las CPC con pesquerías artesanales de redes de enmalle a la deriva que capturan un volumen importante de istiofóridos podrían también capturar un volumen desconocido de especies de tiburones. El Grupo consideró que es importante tener en cuenta en la evaluación todos los niveles de captura y esfuerzo asociados con los tiburones pelágicos específicos por especies, lo que incluye los de pesquerías que no se comunican a ICCAT de forma regular, como las pesquerías artesanales y de recreo.

El Grupo abordó la necesidad de mejorar los datos e información biológica requeridos para producir una evaluación mejor para las diferentes especies de tiburones que recaen bajo las competencias de ICCAT. Durante el debate se indicó que se requeriría un programa de investigación para incrementar la recopilación de datos e información biológica, lo que incluiría muestras biológicas y muy probablemente marcado. El Grupo convino en que un Programa de investigación sobre tiburones, auspiciado por ICCAT, sería el modo más apropiado de conseguir una mejora en la recopilación de datos sobre tiburones. Se constató que los objetivos y propósitos del Programa de investigación sobre tiburones sugerido se definirán y detallarán en las próximas reuniones de los Grupos de especies del SCRS.

## **10. Adopción del informe y clausura**

El Grupo manifestó su agradecimiento por todas las disposiciones e instalaciones facilitadas por IPIMAR y sus científicos para el más que satisfactorio desarrollo de la reunión. Se indicó que la hospitalidad había sido extraordinaria y el Grupo agradeció profundamente la increíble atención prestada a los participantes por los científicos portugueses.

## **Referencias**

- Anon. 2009, Report of the 2008 Shark Stock Assessment Meeting (*Madrid, Spain, September 1 to 5, 2008*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64(5): 1343-1491.
- Anon. 2012, 2011 Sharks Data Preparatory Meeting to Apply Ecological Risk Assessment (*Madrid, Spain, June 20 to 24, 2011*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 68(5): 1818-1884
- Babcock, E.A. and Cortes, E. 2009, Updated Bayesian Surplus Production Model applied to blue and mako shark catch, CPUE and effort data. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT 64(5): 1568-1577.
- Conn, P.B. 2010, Hierarchical analysis of multiple noisy abundance indices. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* **67**:108-120.
- Cortés, E., Arocha, F., Beerkircher, L., Carvalho, F., Domingo, A., Heupel, M., Holtzhausen, H., Santos, M. N., Ribera, M. & Simpfendorfer, C. 2010, Ecological risk assessment of pelagic sharks caught in Atlantic pelagic longline fisheries. *Aquatic Living Resources* 23, 25-34.

- Inoue, Y., Yokawa, K., Minami, H., Ochi, D., Sato, N. and Katsumata, N. 2012, Distribution of seabird by-catch using data collected by Japanese observers in 1997-2009 in the ICCAT area. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 68(5): 1738-1753.
- Kell, L.T. and Kell, N. 2012, An assessment of Mediterranean albacore based on changes in mean size. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 68(2): 632-638.
- Porch, C.E., Eklund, A.M., Scott, G.P. 2006, A catch-free stock assessment model with application to goliath grouper (*Epinephelus itajara*) off southern Florida. *Fish. Bull.* 104: 89-101.



## TABLEAUX

**Tableau 1.** Données d'entrée biologiques dans l'analyse ERA

**Tableau 2.** Valeurs de productivité des stocks d'espèces dans l'ERA, de la plus faible à la plus élevée.

**Tableau 3.** Résumé sur le marquage du requin-taupe bleu (SMA, *Isurus oxyrinchus*)

**Tableau 4.** Résumé sur le marquage du requin-taupe commun (POR, *Lamna nasus*)

**Tableau 5.** Résumé sur le marquage du requin peau bleue (BSH, *Prionace glauca*)

**Tableau 6.** Prises estimées (t) du requin-taupe bleu (SMA, *Isurus oxyrinchus*) par zone, engin et pavillon

**Tableau 7.** Prise totale (Tâche I, t) de 15 des 18 espèces de requins utilisées dans les modèles ERA, entre 1970 et 2010. Il n'existe actuellement aucune donnée de Tâche I pour la pastenague pélagique (PLS), le requin-crocodile (PSK) et la mante géante (RMB).

**Tableau 8.** Séries temporelles de capture utilisées dans les scénarios du modèle BSP pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud.

**Tableau 9.** Distribution de l'ensemble des palangriers par catégorie de TJB par année (source : Tâche I - Caractéristiques de la flottille).

**Tableau 10.** Nombre d'hameçons total de la flottille palangrière par pavillon principal, entre 1950 et 2009, associé au stock de requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord (source : LLEffDIS).

**Tableau 11.** Nombre d'hameçons de la flottille palangrière par pavillon principal, entre 1950 et 2009, associé au stock de requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud (source : LLEffDIS).

**Tableau 12.** Catalogue de la Tâche I de SMA (t1, en tonnes) et de la Tâche II (t2 disponibilité ; où « a »= t2ce seulement ; b= t2sz seulement ; « ab »= t2ce & t2sz) entre 1990 et 2010 (2011 est provisoire).

**Tableau 13.** Tableau récapitulatif des séries de CPUE présentées au cours de la réunion de 2012 d'évaluation du stock de requin-taupe bleu et d'évaluation des risques écologiques.

**Tableau 14.** Tableau illustratif d'évaluation du caractère suffisant des séries de CPUE utilisant les séries de CPUE présentées au cours de la réunion de 2012 d'évaluation du stock de requin-taupe bleu et d'évaluation des risques écologiques.

**Tableau 15.** Indice pondéré des scénarios du modèle BSP de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud : a) pondération par zone et b) pondération par prise

**Tableau 16.** Scénarios du modèle BSP pour l'Atlantique Nord. Les indices du cas de base étaient les indices palangriers des États-Unis (carnet de pêche), du Japon, du Portugal et de l'Espagne.

**Tableau 17.** Scénarios du modèle BSP pour l'Atlantique Sud. Les indices du cas de base étaient les indices palangriers de l'Uruguay, du Japon, du Brésil, du Portugal et de l'Espagne.

**Tableau 18.** Moyennes des distributions a posteriori pour les résultats du modèle BSP pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord. Les coefficients de variation sont présentés entre parenthèses.

**Tableau 19.** Moyennes des distributions a posteriori pour les résultats du modèle BSP pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud. Les coefficients de variation sont présentés entre parenthèses.

**Tableau 20.** Scénarios explorés avec le CFASPM.

**Tableau 21.** Données d'entrée biologiques utilisées pour le CFASPM pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud. Tous les paramètres ont été fixés (et non pas estimés), à l'exception de M et alpha auxquels un prior a été attribué.

**Tableau 22.** Sélectivités du requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord et Sud utilisées dans le CFASPM par flottille.

**Tableau 23.** Estimations moyennes du CFASPM pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord. Les coefficients de variation sont présentés entre parenthèses.

## TABLAS

**Tabla 1.** Valores de entrada biológicos en el análisis ERA.

**Tabla 2.** Valores de productividad para los stocks de especies en la ERA presentados en orden decreciente.

**Tabla 3.** Resumen de marcado - Marrajo dientuso (SMA, *Isurus oxyrinchus*).

**Tabla 4.** Resumen de marcado - marrajo sardinero (POR, *Lamna nasus*).

**Tabla 5.** Resumen de marcado - Tintorera (BSH, *Prionace glauca*).

**Tabla 6.** Capturas estimadas (t) de marrajo dientuso (SMA, *Isurus oxyrinchus*) por zona, arte y pabellón.

**Tabla 7.** Captura total (Tarea I, t) de 15 de las 18 especies de tiburones, utilizadas en los modelos ERA, entre 1970 y 2010. Actualmente, no existen datos de Tarea I para la raya látigo violeta (PLS), tiburón cocodrilo (PSK) y la manta gigante (RMB).

**Tabla 8.** Series temporales de capturas utilizadas para los ensayos del modelo BSP para los stocks de marrajo dientuso del Atlántico norte y sur.

**Tabla 9.** Distribución del total de buques palangreros en categorías de TBR por año (fuente: Tarea I - características de la flota).

**Tabla 10.** Número global de anzuelos de la flota de palangre por pabellón principal, entre 1950 y 2009, asociado con el stock septentrional de marrajo dientuso (fuente: LLEffDIS).

**Tabla 11.** Número global de anzuelos de la flota de palangre por pabellón principal, entre 1950 y 2009, asociado con el stock meridional de marrajo dientuso (fuente: LLEffDIS).

**Tabla 12.** Catálogo SMA de Tarea I (t1, en t) y Tarea II (t2 disponibilidad; donde "a" = t2ce solo; b = t2sz solo; "ab" = t2ce & t2sz) entre 1990 y 2010 (2011 es provisional).

**Tabla 13.** Tabla resumen de las series de CPUE presentadas durante la evaluación de stock de marrajo dientuso de 2012 y en la reunión de evaluación del riesgo ecológico.

**Tabla 14.** Tabla ejemplo para evaluar si las series de CPUE son suficientes, utilizando las series de CPUE presentadas durante la evaluación de stock de marrajo dientuso de 2012 y la reunión de evaluación del riesgo ecológico.

**Tabla 15.** Ponderación de índices para los ensayos del modelo BSP tanto en el Atlántico norte como en el Atlántico sur: a) ponderación por zona; b) ponderación por captura.

**Tabla 16.** Ensayos del modelo BSP para el Atlántico norte. Los índices del caso base fueron los índices de palangre de Estados Unidos (cuadernos de pesca), Japón, Portugal y España.

**Tabla 17.** Ensayos del modelos BSP para el Atlántico sur. Los índices del caso base fueron los índices de palangre de Uruguay, Japón, Brasil, Portugal y España.

**Tabla 18.** Medias de las distribuciones posteriores, con CV entre paréntesis, para los resultados del modelo BSP para el marrajo dientuso del Atlántico norte.

**Tabla 19.** Medias de las distribuciones posteriores, con CV entre paréntesis, para los resultados del modelo BSP para el marrajo dientuso del Atlántico sur.

**Tabla 20.** Escenarios explorados con CFASPM.

**Tabla 21.** Valores de entrada biológicos utilizados para el CFASPM para los stocks de marrajo dientuso del Norte y del Sur. Todos los parámetros se fijaron (no se estimaron), excepto M y alfa, que fueron estimados (distribución previa)

**Tabla 22.** Selectividades para los stocks de marrajo dientuso del Atlántico norte y del Atlántico sur utilizadas en el CFASPM por flota.

**Tabla 23.** Estimaciones de medias del CFASPM para el marrajo dientuso en el Atlántico norte. Los CV aparecen entre paréntesis.

## FIGURES

**Figure 1.** Distribution de l'*Alopias vulpinus*.

**Figure 2.** Distribution du *Prionace glauca*.

**Figure 3.** Distribution de l'*Alopias superciliosus*.

**Figure 4.** Distribution du *Carcharhinus plumbeus*.

**Figure 5.** Distribution du *Carcharhinus signatus*.

**Figure 6.** Distribution du *Carcharhinus obscurus*.

**Figure 7.** Distribution du *Carcharhinus falciformis*.

**Figure 8.** Distribution de l'*Isurus paucus*.

**Figure 9.** Distribution du *Carcharhinus longimanus*.

**Figure 10.** Distribution du *Pteroplatytrygon violacea*.

**Figure 11.** Distribution du *Lamna nasus*.

**Figure 12.** Distribution du *Manta birostris*.

**Figure 13.** Distribution de l'*Isurus oxyrinchus*.

**Figure 14.** Distribution du *Sphyrna lewini*.

**Figure 15.** Distribution du *Sphyrna zygaena*.

**Figure 16.** Distribution du *Galeocerdo cuvier*.

**Figure 17.** Distribution du *Carcharodon carcharias*.

**Figure 18.** Distribution de l'effort du Brésil (avec la couverture d'observateurs) pour l'ERA.

**Figure 19.** Distribution de l'effort du Taipei chinois (avec la couverture d'observateurs) pour l'ERA.

**Figure 20.** Distribution de l'effort du Japon (avec la couverture d'observateurs) pour l'ERA.

**Figure 21.** Distribution de l'effort du Mexique (avec la couverture d'observateurs) pour l'ERA.

**Figure 22.** Distribution de l'effort de la Namibie (avec la couverture d'observateurs) pour l'ERA.

**Figure 23.** Distribution de l'effort du Portugal (avec la couverture d'observateurs) pour l'ERA.

**Figure 24.** Distribution de l'effort de l'Afrique du Sud (avec la couverture d'observateurs) pour l'ERA.

**Figure 25.** Distribution de l'effort de l'Espagne (avec la couverture d'observateurs) pour l'ERA.

**Figure 26.** Distribution de l'effort de l'Uruguay (avec la couverture d'observateurs) pour l'ERA.

**Figure 27.** Distribution de l'effort des États-Unis (avec la couverture d'observateurs) pour l'ERA.

**Figure 28.** Distribution de l'effort du Venezuela (avec la couverture d'observateurs) pour l'ERA.

**Figure 29.** Distributions du marquage / relâchage du requin-taupe bleu dans l'Atlantique (a= densité des relâchages, b= densité des récupérations, c=déplacements en ligne droite entre les emplacements du relâchage et de la récupération).

**Figure 30.** Distributions du marquage / relâchage du requin-taupe commun dans l'Atlantique (a= densité des relâchages, b= densité des récupérations, c=déplacements en ligne droite entre les emplacements du relâchage et de la récupération).

**Figure 31.** Distributions du marquage / relâchage du requin peau bleue dans l'Atlantique (a= densité des relâchages, b= densité des récupérations, c=déplacements en ligne droite entre les emplacements du relâchage et de la récupération).

**Figure 32.** Prise cumulative de Tâche I du requin-taupe bleu par stock.

**Figure 33.** Prise cumulative de Tâche I du requin-taupe bleu pour la région septentrionale par type d'engin principal.

**Figure 34.** Prise cumulative de Tâche I du requin-taube bleu pour la région méridionale par type d'engin principal.

**Figure 35.** Diagramme de dispersion des indices de la CPUE de l'Atlantique Nord. Les indices ont été échelonnés afin de se situer entre 0 et 1 en vue de faciliter la comparaison. Les lignes bleues représentent des régressions linéaires et les zones ombrées les intervalles de confiance de 95 % des régressions.

**Figure 36.** Diagramme de dispersion des indices de la CPUE de l'Atlantique Sud. Les indices ont été échelonnés afin de se situer entre 0 et 1 en vue de faciliter la comparaison. Les lignes bleues représentent des régressions linéaires et les zones ombrées les intervalles de confiance de 95 % des régressions.

**Figure 37.** Indices d'abondance du requin-taube bleu de l'Atlantique Nord, ainsi que les prises totales saisies dans le modèle BSP.

**Figure 38.** Distribution des fréquences de tailles par indice.

**Figure 39.** Diagrammes de Powell- Wetherall par indice.

**Figure 40.** Séries temporelles non standardisées de la taille moyenne par stock (colonne) et flottille (rangée).

**Figure 41.** Ajustements des indices de CPUE à la tendance de la biomasse dans le mode de la distribution a posteriori pour le requin-taube bleu de l'Atlantique Nord dans le modèle BSP, pour les scénarios (a) 1 : pondération égale commençant en 1971, (b) 3 : commençant en 1997, (c) 6 : pondération par zone commençant en 1971 et (d) 13 : estimation de la prise sur la base de l'effort jusqu'en 1996.

**Figure 42.** Prise prédite par rapport à la prise d'entrée du requin-taube bleu de l'Atlantique Nord, pour le scénario 13 du BSP, dans lequel la prise a été estimée à partir de l'effort des années 1971 à 1996. La capturabilité a été estimée en ajustant les prises observées aux prises prédites sur la base de l'effort de 1997 à 2010.

**Figure 43.** Médiane de la biomasse relative actuelle par rapport à  $B_{PME}$  et  $F$  actuel par rapport à  $F_{PME}$ , avec des intervalles de confiance de 80 % pour les scénarios du BSP (a, b) 1 : pondération égale commençant en 1971, (c, d) 3 : commençant en 1997, (e, f) 6 : pondération par zone commençant en 1971 et (g, h) 13 : estimation de la prise sur la base de l'effort jusqu'en 1996.

**Figure 44.** Distributions a posteriori des paramètres du modèle pour un scénario typique du modèle BSP dans l'Atlantique Nord (scénario 6, pondération par zone), pour (a) distribution conjointe a posteriori de  $r$  et  $K$ , (b)  $r$ , (c)  $K$ , (d) biomasse initiale, (e) biomasse actuelle par rapport à  $B_{PME}$  et (f) taux de mortalité par pêche actuel par rapport à  $F_{PME}$ .

**Figure 45.** Modèle alternatif de BSP appliqué au requin-taube bleu de l'Atlantique Nord (scénario n° 15) dans lequel il a été postulé que les prises étaient beaucoup plus élevées que les estimations de base (a) prises, (b) ajustement des données de CPUE dans le mode, (c)  $B/B_{PME}$  avec des intervalles de confiance de 80 % et (d)  $F/F_{PME}$  avec des intervalles de confiance de 80 %.

**Figure 46.** En ce qui concerne le requin-taube bleu de l'Atlantique Nord, médiane de la biomasse par rapport à  $B_{PME}$  et médiane du taux de mortalité par pêche par rapport à  $F_{PME}$ , avec des intervalles de confiance de 80 %, sur la base du modèle BSP.

**Figure 47.** Prises de l'Atlantique Sud et indices saisis dans le modèle BSP.

**Figure 48.** Ajustements des indices de CPUE à la tendance de la biomasse dans le mode de la distribution a posteriori pour le requin-taube bleu de l'Atlantique Sud dans le modèle BSP, pour les scénarios (a) 1 : pondération égale commençant en 1971, (b) 4 : commençant en 1997, (c) 5 : pondération par zone commençant en 1971 et (d) 6 : estimation de la prise sur la base de l'effort jusqu'en 1996.

**Figure 49.** Tendance de la biomasse par rapport à  $B_{PME}$  et de  $F$  par rapport à  $F_{PME}$  avec des intervalles de confiance de 80 %, pour le requin-taube bleu de l'Atlantique Sud dans le modèle BSP, pour les scénarios (a-b) 1 : pondération égale commençant en 1971, (c-d) 4 : commençant en 1997, (e-f) 5 : pondération par zone commençant en 1971 et (g-h) 6 : estimation de la prise sur la base de l'effort jusqu'en 1996.

**Figure 50.** Distributions a posteriori des paramètres du modèle pour un scénario typique du modèle BSP dans l'Atlantique Sud (scénario 5, pondération par zone), pour (a) distribution conjointe a posteriori de  $r$  et  $K$ , (b)  $r$ , (c)  $K$ , (d) biomasse initiale, (e) biomasse actuelle par rapport à  $B_{PME}$  et (f) taux de mortalité par pêche actuel par rapport à  $F_{PME}$ .

**Figure 51.** En ce qui concerne le requin-taube bleu de l'Atlantique Sud, médiane de la biomasse par rapport à  $B_{PME}$  et taux de mortalité par pêche par rapport à  $F_{PME}$ , avec des intervalles de confiance de 80 %.

**Figure 52.** CPUE standardisées du requin-taube bleu (SMA) et de l'espadon (SWO) de la flottille palangrière uruguayenne.

**Figure 53.** Sélectivités utilisées dans le CFASPM pour les différentes flottilles (en haut) et le scénario n° 9 (indice hiérarchique).

**Figure 54.** Ajustement du modèle aux indices d'abondance relative et à l'indice d'épuisement historique (a) et SSB relative (b) pour le requin-taube bleu de l'Atlantique Nord (scénario n° 1).

**Figure 55.** Ajustement du modèle aux indices d'abondance relative et à l'indice d'épuisement historique (a) et SSB relative (b) pour le requin-taube bleu de l'Atlantique Nord (scénario n° 4).

**Figure 56.** Diagrammes de phase de tous les scénarios du requin-taube bleu de l'Atlantique Nord illustrant les valeurs actuelles (au titre de 2010) de SSB et F par rapport à la PME. Les formes colorées de la légende correspondent aux scénarios 1 à 10 (en ordre croissant) décrits dans le texte.

**Figure 57.** Ajustement du modèle aux indices d'abondance relative et à l'indice d'épuisement historique (a) et SSB relative (b) pour le requin-taube bleu de l'Atlantique Sud.

**Figure 58.** Diagrammes de phase de tous les scénarios du requin-taube bleu de l'Atlantique Nord illustrant les valeurs actuelles (au titre de 2010) de SSB et F par rapport à la PME. Les formes colorées de la légende correspondent aux scénarios 11 à 12 (en ordre croissant) décrits dans le texte.

## FIGURAS

**Figura 1.** Distribución de especies para *Alopias vulpinus*.

**Figura 2.** Distribución de especies para *Prionace glauca*.

**Figura 3.** Distribución de especies para *Alopias superciliosus*.

**Figura 4.** Distribución de especies para *Carcharhinus plumbeus*.

**Figura 5.** Distribución de especies para *Carcharhinus signatus*.

**Figura 6.** Distribución de especies para *Carcharhinus obscurus*.

**Figura 7.** Distribución de especies para *Carcharhinus falciformis*.

**Figura 8.** Distribución de especies para *Isurus paucus*.

**Figura 9.** Distribución de especies para *Carcharhinus longimanus*.

**Figura 10.** Distribución de especies para *Pteroplatytrygon violacea*.

**Figura 11.** Distribución de especies para *Lamna nasus*.

**Figura 12.** Distribución de especies para *Manta birostris*

**Figura 13.** Distribución de especies para *Isurus oxyrinchus*.

**Figura 14.** Distribución de especies para *Sphyrna lewini*.

**Figura 15.** Distribución de especies para *Sphyrna zygaena*.

**Figura 16.** Distribución de especies para *Galeocerdo cuvier*

**Figura 17.** Distribución de especies para *Carcharodon carcharias*.

**Figura 18.** Distribución del esfuerzo para Brasil (con cobertura de observadores) para la ERA.

**Figura 19.** Distribución del esfuerzo para Taipei Chino (con cobertura de observadores) para la ERA.

**Figura 20.** Distribución del esfuerzo para Japón (con cobertura de observadores) para la ERA.

**Figura 21.** Distribución del esfuerzo para México (con cobertura de observadores) para la ERA.

**Figura 22.** Distribución del esfuerzo para Namibia (con cobertura de observadores) para la ERA.

**Figura 23.** Distribución del esfuerzo para Portugal (con cobertura de observadores) para la ERA.

**Figura 24.** Distribución del esfuerzo para Sudáfrica (con cobertura de observadores) para la ERA.

- Figura 25.** Distribución del esfuerzo para España (con cobertura de observadores) para la ERA.
- Figura 26.** Distribución del esfuerzo para Uruguay (con cobertura de observadores) para la ERA.
- Figura 27.** Distribución del esfuerzo para Estados Unidos (con cobertura de observadores) para la ERA.
- Figura 28.** Distribución del esfuerzo para Venezuela (con cobertura de observadores) para la ERA.
- Figura 29.** Distribuciones de la colocación y recuperación de marcas para el marrajo dientuso en el océano Atlántico (a = densidad de liberaciones; b = densidad de recuperaciones; c = desplazamiento recto entre los lugares de colocación y recuperación).
- Figura 30.** Distribuciones de la colocación y recuperación de marcas para el marrajo sardinero en el océano Atlántico (a = densidad de liberaciones; b = densidad de recuperaciones; c = desplazamiento recto entre los lugares de colocación y recuperación).
- Figura 31.** Distribuciones de la colocación y recuperación de marcas para la tintorera en el océano Atlántico (a = densidad de liberaciones; b = densidad de recuperaciones; c = desplazamiento recto entre los lugares de colocación y recuperación).
- Figura 32.** Captura acumulativa de Tarea I para el marrajo dientuso por stock.
- Figura 33.** Captura acumulativa de Tarea I para el marrajo dientuso para la región septentrional por artes de pesca principales.
- Figura 34.** Captura acumulativa de Tarea I para el marrajo dientuso para la región meridional por artes de pesca principales.
- Figura 35.** Gráfico de puntos de los índices de CPUE septentrionales; los índices se escalaron para que se mantuviesen entre 0 y 1 con el fin de facilitar la comparación. Las líneas azules representan regresiones lineales y las zonas sombreadas los intervalos de confianza del 95% de las regresiones.
- Figura 36.** Gráfico de puntos de los índices de CPUE meridionales; los índices se escalaron para que se mantuviesen entre 0 y 1 con el fin de facilitar la comparación. Las líneas azules representan regresiones lineales y las zonas sombreadas los intervalos de confianza del 95% de las regresiones.
- Figura 37.** Índices de abundancia para el marrajo dientuso del Atlántico norte, junto con los valores de entrada de las capturas totales en el modelo BSP.
- Figura 38.** Distribución de frecuencia de tallas por índices.
- Figura 39.** Diagramas de Powell-Wetherall por índice.
- Figura 40.** Serie temporal no estandarizada de talla media por stock (columna) y flota (fila).
- Figura 41.** Ajustes de los índices de CPUE a la tendencia de la biomasa en la moda de la distribución posterior para el marrajo dientuso del Atlántico norte en el modelo BSP, para los ensayos (a) 1:ponderación igual empezando en 1971, (b) 3:empezando en 1997, (c) 6:ponderación por área empezando en 1971 y (d) 13:captura estimada a partir del esfuerzo hasta 1996.
- Figura 42.** Captura predicha frente a captura introducida para el marrajo dientuso del Atlántico norte, para el ensayo 13 del BSP, en el que la captura se estimó a partir del esfuerzo en los años 1971 a 1996. La capturabilidad se estimó ajustando las capturas observadas a las capturas predichas a partir del esfuerzo desde 1997 a 2010.
- Figura 43.** Mediana de la biomasa actual relativa a Brms y F actual relativa a Frms, con intervalos de confianza del 80% para los ensayos de BSP (a, b) 1:ponderación igual empezando en 1971, (c, d) 3:empezando en 1997, (e, f) 6:ponderación por área empezando en 1971 y (g, h) 13:captura estimada a partir del esfuerzo hasta 1996.
- Figura 44.** Distribuciones posteriores de los parámetros del modelo para un ensayo típico del modelo BSP en el Atlántico norte (ensayo 6, ponderación por área) para (a) la distribución posterior conjunta de r y K, (b) r, (c) K, (d) biomasa inicial, (e) biomasa actual relativa a Brms y (f) tasa de mortalidad por pesca actual relativa a Frms.
- Figura 45.** Modelo BSP alternativo para el marrajo dientuso del Atlántico norte (ensayo 15) en el que se asumió que las capturas eran mucho más elevadas que las estimaciones de base (a) capturas, (b) ajuste a los datos de CPUE en la moda, (c) B/Brms con intervalos de confianza del 80% y (d) F/Frms con intervalos de confianza del 80%.
- Figura 46.** Para el marrajo dientuso del Atlántico norte, mediana de la biomasa relativa a Brms y mediana de la tasa de mortalidad por pesca relativa a Frms, con intervalos de confianza del 80% a partir del modelo BSP.

**Figura 47.** Capturas del Atlántico sur e índices introducidos en el modelo BSP.

**Figura 48.** Ajustes de los índices de CPUE a la tendencia de la biomasa en la moda de la distribución posterior para el marrajo dientuso del Atlántico sur en el modelo BSP, para los ensayos (a) 1:ponderación igual empezando en 1971, (b) 4: empezando en 1997, (c) 5:ponderación por área empezando en 1971 y (d) 6:captura estimada a partir del esfuerzo hasta 1996.

**Figura 49.** Tendencia en la biomasa relativa a Brms y F relativa a Frms con intervalos de confianza del 80%, para el marrajo dientuso del Atlántico sur en el modelo BSP, para los ensayos (a-b) 1:ponderación igual empezando en 1971, (c-d) 4: empezando en 1997, (e-f) 5:ponderación por área empezando en 1971 y (g-h) 6:captura estimada a partir del esfuerzo hasta 1996.

**Figura 50.** Distribuciones posteriores de los parámetros del modelo para un ensayo típico del modelo BSP en el Atlántico sur (ensayo 5, ponderación por área) para (a) la distribución posterior conjunta de r y K, (b) r, (c) K, (d) biomasa inicial, (e) biomasa actual relativa a Brms y (f) tasa de mortalidad por pesca actual relativa a Frms.

**Figura 51.** Para el marrajo dientuso del Atlántico sur, mediana de la biomasa relativa a Brms y tasa de mortalidad por pesca relativa a Frms, con intervalos de confianza del 80%.

**Figura 52.** CPUE estandarizadas de marrajo dientuso (SMA) y pez espada (SWO) de la flota de palangre uruguaya.

**Figura 53.** Selectividades usadas en el CFASPM para las diferentes flotas (arriba) y para el ensayo 9 (índice jerárquico).

**Figura 54.** Ajuste del modelo a los índices de abundancia relativa y al índice de merma histórica (a) y SSB relativa (b) para el marrajo dientuso del Atlántico norte (ensayo 1).

**Figura 55.** Ajuste del modelo a los índices de abundancia relativa y al índice de merma histórica (a) y SSB relativa (b) para el marrajo dientuso del Atlántico norte (ensayo 4).

**Figura 56.** Diagrama de fase de todos los ensayos explorados para el marrajo dientuso del Atlántico norte mostrando los valores actuales (para 2010) de SSB y F relativos a RMS. Las etiquetas en la leyenda corresponden a los ensayos 1 a 10 (en este orden) descritos en el texto.

**Figura 57.** Ajuste del modelo a los índices de abundancia relativa y al índice de merma histórica (a) y SSB relativa (b) para el marrajo dientuso del Atlántico sur.

**Figura 58.** Diagrama de fase de todos los ensayo explorados para el marrajo dientuso del Atlántico norte mostrando los valores actuales (para 2010) de SSB y F relativos a RMS. Las etiquetas en la leyenda corresponden a los ensayos 11 y 12 (en este orden) descritos en el texto.

## APPENDICES

**Appendice 1.** Ordre du jour.

**Appendice 2.** Liste des participants.

**Appendice 3.** Liste des documents.

**Appendice 4.** Algorithme utilisé pour estimer les sélectivités (appliqué dans MS Excel).

## APÉNDICES

**Apéndice 1.** Orden del día.

**Apéndice 2.** Lista de participantes.

**Apéndice 3.** Lista de documentos.

**Apéndice 4.** Algoritmo usado para estimar selectividades (implementado en MS Excel).

**Table 1.** Biological inputs into the ERA analysis.

<i>Species/Stock</i>	<i>Mean litter size</i>	<i>Reproductive Periodicity (yr)</i>	<i>Female K (yr<sup>-1</sup>)</i>	<i>L<sub>∞</sub> (cm FL)</i>	<i>t<sub>0</sub></i>	<i>Median age at maturity (yr)</i>	<i>Female longevity (yr)</i>	<i>S<sub>0</sub> (yr<sup>-1</sup>)</i>	<i>S<sub>1+</sub> (yr<sup>-1</sup>)</i>
<i>Alopias superciliosus</i> (BTH) N	2	1	0.06	293	102*	12	22	0.88	0.83-0.92
<i>Alopias vulpinus</i> (ALV) N	4	1	0.11	483	121*	6	24	0.82	0.76-0.93
<i>Carcharhinus falciformis</i> (FAL) N	11	2	0.09	314.9	-3.18	9.5	22	0.81	0.77-0.91
<i>Carcharhinus falciformis</i> (FAL) S	9.6	2	0.09	303	-4.71	12.5	20	0.86	0.80-0.91
<i>Carcharhinus longimanus</i> (OCS) S	5.4	1	0.10	285	-3.39	6	17	0.82	0.78-0.90
<i>Carcharhinus obscurus</i> (DUS) N	7	3	0.04	421	-7.04	20	40	0.90	0.80-0.98
<i>Carcharhinus plumbeus</i> (CCP) N	8.4	2.5	0.12	181.15	-2.33	15.5	24	0.82	0.71-0.94
<i>Carcharhinus signatus</i> (CCS) S	11	2	0.114	265.4	-2.69	10	17	0.80	0.73-0.89
<i>Galeocerdo cuvier</i> (GAC) N	55	2	0.124	347	62*	10	29	0.80	0.78-0.93
<i>Isurus oxyrinchus</i> (SMA) N	12.5	3	0.054	432	70*	18	32	0.87	0.78-0.97
<i>Isurus paucus</i> (LMA) N**	4	2	0.054	432	70*	18	32	0.87	0.78-0.97
<i>Lamna nasus</i> (POR) N	4	1	0.061	289	-5.9	14	25	0.88	0.81-0.93
<i>Prionace glauca</i> (BSH) N	37	1	0.15	375	-0.87	6	16	0.71	0.72-0.91
<i>Prionace glauca</i> (BSH) S	30	1	0.16	352.1	-1.01	5	12	0.72	0.72-0.91
<i>Pteroplatytrigon violacea</i> (PST) N	6	0.5	0.2	116	17*	3	12	0.64	0.58-0.88
<i>Pteroplatytrigon violacea</i> (PST) S	4	1	0.2	116	17*	3	12	0.64	0.58-0.88
<i>Sphyrna lewini</i> (SPL) N	24	2	0.09	303	-2.22	15	31	0.84	0.76-0.94
<i>Sphyrna lewini</i> (SPL) S	18.5	1	0.05	300	51*	15	32	0.83	0.72-0.94
<i>Sphyrna mokarran</i> (SPM) N	15	2	0.13	286.7	-2.51	20	42	0.89	0.81-0.98
<i>Sphyrna zygaena</i> (SPZ) N	33.5	1	0.07	285	-7.3	9	18	0.85	0.85-0.90

N denotes that biological inputs were available for the North Atlantic Ocean, and S, for the South Atlantic.

\*L<sub>0</sub> (cm FL)

\*\* All parameters, except for litter size and reproductive frequency, as for shortfin mako.



**Table 2.** Productivity values for stocks of species in the ERA listed from highest to lowest.

<i>Species</i>	<i>Area</i>	<i>Productivity (r)</i>	<i>LCL</i>	<i>UCL</i>	<i>Generation time</i>
BSH	North	0.314	0.279	0.345	8.2
BSH	South	0.299	0.264	0.327	9.8
PST	North	0.230	0.181	0.279	6.2
SPZ	North	0.225	0.213	0.237	13.4
TIG	North	0.190	0.180	0.200	15.6
OCS	South	0.121	0.104	0.137	10.4
SPL	South	0.121	0.110	0.132	21.6
ALV	North	0.121	0.099	0.143	11.0
SPL	North	0.096	0.093	0.107	21.6
FAL	North	0.078	0.065	0.090	14.4
SPK	North	0.070	0.069	0.071	27.1
SMA	North	0.058	0.049	0.068	25.0
POR	North	0.052	0.044	0.059	20.3
PST	South	0.051	0.004	0.096	6.6
DUS	North	0.043	0.035	0.050	29.6
FAL	South	0.042	0.029	0.054	16.5
CCS	South	0.041	0.028	0.053	14.9
LMA	North	0.029	0.020	0.038	25.2
CCP	North	0.010	-	0.024	21.8
BTH	North	0.009	0.001	0.018	17.8

Values are medians.

LCL and UCL are the lower and upper 80% percentiles.

Generation time is the time required for the population to increase by  $R_0$  (the net reproductive rate).

**Table 3.** Tagging summary - Shortfin Mako (SMA, *Isurus oxyrinchus*).

Year	Releases	Recaptures	Years at liberty								% recapt*	
			< 1	2	2-3	3-4	4-5	5-10	10+	Unk		
1962	5	0										
1963	8	0										
1964	5	1		1								20.0%
1965	11	2		2								18.2%
1966	20	2		2								10.0%
1967	12	1				1						8.3%
1968	59	1		1								1.7%
1969	29	2		1			1					6.9%
1970	11	1		1								9.1%
1971	18	4		3			1					22.2%
1972	15	1						1				6.7%
1973	16	0										
1974	15	0										
1975	13	1			1							7.7%
1976	18	5		3	1	1						27.8%
1977	111	17		7	5	1	2	1	1			15.3%
1978	118	12		5	5			2				10.2%
1979	157	13		6	6		1					8.3%
1980	171	11		4	3	2	2					6.4%
1981	185	13		7	1	3		2				7.0%
1982	241	21		14	3		2	2				8.7%
1983	228	25		15	4	2	1	1	2			11.0%
1984	196	31		16	10	1	1	1	1	1		15.8%
1985	249	24		15	4		3	1	1			9.6%
1986	176	13		6	3	4						7.4%
1987	264	25		14	6	1	1	1			2	9.5%
1988	119	17		6	6	1	1	2		1		14.3%
1989	145	19		10	6	3						13.1%
1990	172	22		13	7	2						12.8%
1991	296	35		18	10	4	1	1			1	11.8%
1992	537	53		28	15	2	3	2	2	1		9.9%
1993	505	65		32	22	3	4	1	1		2	12.9%
1994	425	74		42	19	2	3		2		6	17.4%
1995	295	47		29	8	5	2				3	15.9%
1996	143	20		13	5	1			1			14.0%
1997	233	36		20	10	4	1	1				15.5%
1998	267	36		22	9	3	2					13.5%
1999	298	48		22	19	2		1	2		2	16.1%
2000	375	49		29	8	3			4		5	13.1%
2001	375	63		38	13	5	1	3	2		1	16.8%
2002	360	44		28	10	1	1	1	1		2	12.2%
2003	257	41		19	7	10	3				2	16.0%

2004	389	65	42	18	1			1	3	16.7%	
2005	244	36	22	7	2	1	1	1	2	14.8%	
2006	254	41	26	13	1				1	16.1%	
2007	365	79	53	19	5				2	21.6%	
2008	276	47	21	21	3				2	17.0%	
2009	230	31	23	8						13.5%	
2010	153	9	8	1						5.9%	
2011	143	0									
2012	11	0									
<b>TOTAL</b>	<b>9218</b>	<b>1203</b>	<b>687</b>	<b>313</b>	<b>79</b>	<b>38</b>	<b>25</b>	<b>22</b>	<b>3</b>	<b>36</b>	<b>13.1%</b>

**Table 4.** Tagging summary - Porbeagle (POR, *Lamna nasus*).

Tagging summary -			Years at liberty											% recaptures
Year	Releases	Recaptures	< 1	1-2	2-3	3-4	4-5	5 - 10	10+	15+	Unk	ERROR		
1961	1	1				1								100.0%
1962	13	12		5	5	2						1		92.3%
1963	2	2		2										100.0%
1965	1	0												
1967	2	0												
1968	1	0												
1978	1	0												
1979	1	0												
1980	4	0												
1981	18	0												
1982	9	2				2								22.2%
1983	31	8		2		2		2	2					25.8%
1984	21	6				2			4					28.6%
1985	20	4					2	2						20.0%
1986	38	6		2		2			2					15.8%
1987	99	30		2	4	6		2	15			1		30.3%
1988	69	22		2	2	2	2	4	10					31.9%
1989	7	2					1					1		28.6%
1990	1	0												
1991	47	7		3	2		1		1					14.9%
1992	41	7			2	3			2					17.1%
1993	134	34		6	4	4	10	3	5		1	1		25.4%
1994	173	72		14	19	18	9	4	7			1		41.6%
1995	155	44		10	12	5	12	3		1		1	1	28.4%
1996	70	16		5	4	4	1		2					22.9%
1997	147	22		8	6	2	3	1				2		15.0%
1998	94	9		6	2		1							9.6%
1999	180	20		6	3	4			4	1		2		11.1%
2000	89	4		1			1		1	1				4.5%
2001	8	0												
2002	43	3				3								7.0%
2003	44	3		1		2								6.8%
2004	30	1				1								3.3%
2005	26	1							1					3.8%
2006	72	1				1								1.4%
2007	32	0												
2008	22	1			1									4.5%
2009	77	0										1		
2010	83	0												
2011	49	0												
<b>TOTAL</b>	<b>1955</b>	<b>340</b>		<b>75</b>	<b>66</b>	<b>66</b>	<b>43</b>	<b>21</b>	<b>56</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>9</b>		<b>17.4%</b>

**Table 5.** Tagging summary - Blue shark (BSH, *Prionace glauca*).

Year	Releases	Recaptures	Years at liberty										ERROR	% recapture	
			< 1	1-2	2-3	3-4	4-5	5-10	10+	15+	Unk				
1962	43	0													
1963	134	2	2												1.5%
1964	134	3	2		1										2.2%
1965	255	9	5	4											3.5%
1966	407	6	4		1		1								1.5%
1967	836	17	15		2										2.0%
1968	794	11	7	2	1				1						1.4%
1969	1468	53	46	6	1										3.6%
1970	505	15	7	4	2		1	1							3.0%
1971	546	16	11	5											2.9%
1972	923	25	18	5	1	1									2.7%
1973	361	12	8	3	1										3.3%
1974	630	16	13	2	1										2.5%
1975	809	40	30	5	2	1	1						1		4.9%
1976	1113	56	47	4	2		2						1		5.0%
1977	2843	111	92	12	4	2		1							3.9%
1978	3212	164	153	5	3	2							1		5.1%
1979	3807	137	107	20	7			1					2	1	3.6%
1980	3328	88	70	13	2	2	1								2.6%
1981	3121	109	87	9	8	1	2	2							3.5%
1982	2695	69	41	16	9	1					1	1			2.6%
1983	4274	117	59	32	14	5	1	3			1	2			2.7%
1984	2405	57	31	17	5	3						1			2.4%
1985	4471	167	128	20	12	3	2	2							3.7%
1986	2976	106	72	11	9	4	5	3				2			3.6%
1987	2780	81	48	22	8			3							2.9%
1988	3256	140	99	19	8	2	5	1				6			4.3%
1989	2779	143	98	16	11	9	1	4				4			5.1%
1990	3404	170	116	29	9	7		5				4			5.0%
1991	4661	230	162	39	11	2	5	5				6			4.9%
1992	6164	384	249	67	30	9	11	9				9	1		6.2%
1993	5494	373	249	65	19	15	6	7				12	1		6.8%
1994	5572	438	290	50	37	17	3	9	2			30			7.9%
1995	6940	566	249	137	89	33	12	12	2	1	31	1	1		8.2%
1996	7620	753	386	193	83	36	13	13				29			9.9%
1997	7290	713	383	159	91	34	11	5				30			9.8%
1998	4352	417	218	110	33	20	11	6				19	2		9.6%
1999	3762	343	196	87	23	17	3	8				9			9.1%
2000	3055	313	192	71	26	8	4	4				8	1		10.2%
2001	2635	282	151	60	33	14	2	3				19	1		10.7%
2002	2391	237	140	48	24	8	7	3				7	1		9.9%
2003	2670	242	121	66	26	12		2				15			9.1%
2004	2388	220	119	60	16	10	3	4				8			9.2%
2005	2198	214	116	48	18	13	5	4				10			9.7%
2006	1597	171	93	46	13	9		1				9	1		10.7%
2007	3043	281	148	70	38	13	1					11	1		9.2%
2008	3069	205	105	64	27	3						6			6.7%
2009	3134	159	109	44	5							1			5.1%
2010	2500	85	76	6								3			3.4%
2011	1407	9	9												0.6%
2012	4	0													
<b>TOTAL</b>	<b>136255</b>	<b>8575</b>	<b>5177</b>	<b>1771</b>	<b>766</b>	<b>316</b>	<b>119</b>	<b>122</b>	<b>4</b>		<b>297</b>	<b>11</b>			<b>6.3%</b>

**Table 6.** Estimated catches (t) of Shortfin mako (SMA, *Isurus oxyrinchus*) by area, gear and flag.

			1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010			
TOTAL			0	200	168	263	346	389	92	465	299	313	474	999	1709	975	1793	3803	1951	1028	1562	1648	1349	1326	1446	2966	2972	4870	2778	5570	5477	4097	4994	4654	5361	7324	7487	6336	6073	6753	5284	5981	6490			
ATN			0	112	115	61	307	344	84	236	153	45	246	772	928	569	1112	3143	1481	766	1014	1011	785	797	953	2193	1526	3109	2019	3545	3816	2738	2568	2651	3395	3895	5063	3190	3113	3917	3403	3947	4014			
ATS			0	88	53	202	39	45	8	229	146	268	228	227	781	405	680	661	471	262	548	637	564	529	493	773	1446	1761	759	2019	1652	1355	2422	1996	1964	3426	2423	3130	2951	2834	1880	2034	2474			
MED			0	0	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	8	5	4	7	2	2	2	17	10	2	1	1	2				
Landings	ATN	Longline	0	112	115	61	307	344	84	236	153	45	246	387	315	201	183	194	184	295	214	321	497	573	660	1499	1173	1633	1770	3369	3648	2645	2254	2424	3129	3792	4755	3172	3105	3901	3367	3551	3546			
		Other surf.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	385	613	368	929	2949	1297	462	795	681	278	213	254	670	331	1447	248	177	168	91	313	227	266	104	308	18	8	10	27	375	459			
	ATS	Longline	0	88	53	202	39	45	8	229	146	268	228	227	781	405	680	661	471	262	548	637	564	519	480	763	1426	1748	744	1997	1642	1345	2413	1979	1949	3395	2347	3116	2907	2792	1798	2027	2473			
		Other surf.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	13	10	20	13	15	23	10	10	9	18	15	31	76	14	43	30	82	7	1			
	MED	Longline	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	8	5	4	7	2	2	2	17	10	2	1	1	2				
		Other surf.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Discards	ATN	Longline	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	5	9	10	11	38	24	21	29	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	9	20	9		
		Other surf.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0		
	ATS	Longline	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0		
Landings	ATN	Belize	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	28	
		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
		Canada	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	111	67	110	69	70	78	69	78	73	80	91	71	72	43	53	41			
		China P.R.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	81	16	19	29		
		Chinese Taipei	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	84	57	19	30	25	23	11	13		
		EU.España	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2416	2199	2051	1566	1684	2047	2068	3404	1751	1918	1816	1895	2216	2091		
		EU.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	0	0	0	0	0	0	0	0	15	2		
		EU.Portugal	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	193	314	220	796	649	657	691	354	307	327	318	378	415	1249	473	1109	951	1540	1033	1169	1432			
		EU.United Kingdom	0	0	0	0	0	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	2	1	1	1	0	0	0	1	15	0			
		FR.St Pierre et Miquelon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	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	0	4		
		Japan	0	112	115	61	307	344	84	236	153	45	246	387	273	159	141	142	120	218	113	207	221	157	318	425	214	592	790	258	892	120	138	105	438	267	572	0	0	82	131	98	117			

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	10	0	0	0	0	10	16	0	10	6	9	5	8	6	7	8						
Panama	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	49	33	39	0					
Philippines	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0					
Senegal	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	17	21	0				
St. Vincent and Grenadines	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0					
Sta. Lucia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0					
Trinidad and 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	0	0	0	0	1	0	1	2	3	1	2	1	1	1	1	1	1					
U.S.A.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	385	655	410	971	3001	1361	540	896	795	360	315	376	948	642	1710	469	407	347	159	454	395	415	142	411	187	130	216	188	202	217					
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	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0					
Venezuela	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	58	20	6	11	2	35	22	
ATS																																														
Belize	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	38	0	17	2	0	32		
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	83	190	0	27	219	409	226	283	238	426	210	145	203	99	128					
China P.R.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	34	45	23	27	19	74	126	305	22	208	260	0	0	0	77	6	24	32						
Chinese Taipei	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	626	121	128	138	211	124	117	137						
Côte D'Ivoire	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	13	10	20	13	15	23	10	10	9	15	15	30	15	14	16	25	0	5	7							
EU.España	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1356	1141	861	1200	1235	811	1158	703	584	664	654	628	939	1192						
EU.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	92	94	165	116	119	388	140	56	625	13	242	493	375	321	502	336					
EU.United Kingdom	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	11	0				
Japan	0	88	53	202	39	45	8	229	146	268	228	206	703	252	462	540	428	234	525	618	538	506	460	701	1369	1617	514	244	267	151	264	56	133	118	398	0	0	72	115	108	107					
Korea Rep.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29			
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	0	1	0	0	459	0	509	1415	1243	1002	295	23	307						
Panama	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0				
Philippines	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0			
Russian Federation	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
South Africa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	13	0	79	19	138	126	125	99	208	136	100	144						
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	2	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Uruguay	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	78	153	218	121	43	28	23	19	26	13	20	28	12	17	26	20	23	21	35	40	38	188	249	146	68	36	41	106	23					

			Vanuatu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	52	12	13	1	0	0	0	
MED	EU	Cyprus		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	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	0	0			
	EU	España		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	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			
	EU	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	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
	EU	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	0	0	0	0	0	0	0	0	15	5	0	0	0	0		
		Japan		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Discards	ATN	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	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
		U.S.A.		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	5	9	10	11	38	24	21	28	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	10	20	9
		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	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	ATS	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	12	0	0	0



**Table 7.** Total catch (Task I, t) of 15 of the 18 shark species used in the ERA models, between 1970 and 2010. Currently, no Task I data exists for pelagic stingray (PLS), crocodile shark (PSK) and giant manta (RMB).

	ALV	BSH	BTH	CCP	CCS	DUS	FAL	LMA	OCS	POR	SMA	SPL	SPZ	TIG	WSH
	<i>Alopias vulpinus</i>	<i>Prionace glauca</i>	<i>Alopias superciliosus</i>	<i>Carcharhinus plumbeus</i>	<i>Carcharhinus signatus</i>	<i>Carcharhinus obscurus</i>	<i>Carcharhinus falciformis</i>	<i>Isurus paucus</i>	<i>Carcharhinus longimanus</i>	<i>Lamna nasus</i>	<i>Isurus oxyrinchus</i>	<i>Sphyrna lewini</i>	<i>Sphyrna zygaena</i>	<i>Galeocerdo cuvier</i>	<i>Carcharodon carcharias</i>
Year															
1970											215				
1971											788	200			
1972											1272	168			
1973											1234	263			
1974											735	346			
1975											1196	389			
1976											1492	92			
1977											1128	465			
1978			4								1155	299			
1979			12								1580	313			
1980											1606	474			
1981			204								1382	999			
1982			9		0		0	0	0		598	1709		0	
1983			613		0				0	1	1169	975		1	
1984			121						0		726	1793		0	
1985			380		0				1	0	687	3803		0	
1986			1482		0				0	0	732	1951		0	
1987			1614		0		0	0	1		844	1028		6	1
1988			1835		0		0		3		1025	1562		2	2
1989			1810		0		1		2	1	1013	1648		2	2
1990			3028		0		2		1	0	1309	1349		4	2
1991			4307		1		1	13	1	0	1990	1326		7	3
1992			3643		111		64	341	29	8	2603	1446	363	4	13
1993	2	9577	20	61	0	36	139	8	11	1910	2966	14		11	
1994	7	9562	18	146	3	270	92	18	10	2729	2972	33	3	10	
1995	9	9634	39	327	1	80	127	17	14	2140	4870	93	1	20	
1996		9560	14	468	0	52	531	3	8	1560	2778	50	42	5	
1997	30	37610	185	343	21	48	343	29	12	1859	5570	185	83	5	

1998	45	33809	114	154	23	54	33	10	15	1469	5477	16	48	9	
1999	1	35093		149	27	38	140	2	2	1403	4097	23	38	1	
2000	14	39101	43	174	91	48	118	20	642	1469	4994	272	40	13	
2001	25	34447	108	181	30	1	42	51	543	999	4654	319	38	10	
2002	136	32735	114	121	1466	2	358	67	205	848	5361	16	1472	4	
2003	30	35572	133	120	24	0	476	63	179	648	7324	22	58	4	
2004	65	36304	121	49	0	0	316	52	189	745	7487	20	40	22	
2005	104	43071	74	60	5247		74	0	82	571	6336	0	56	1	8
2006	109	40351	83	40	1035		7	1	78	507	6073		360	8	
2007	158	47044	131	12	1356	19	232	65	36	515	6753	0	61	65	177
2008	70	53900	108	2	42	2	31	15	246	600	5284	56	109	65	
2009	148	58840	135	22	35	15	70	109	54	475	5981	63	17	69	
2010	51	65195	50	5	46	21	23	77	124	134	6490	50	9	23	18

**Table 8.** Catch time series used for BSP model runs for North and South Atlantic shortfin mako sharks.

<i>Year</i>	<i>Catch North</i>	<i>Catch South</i>	<i>Year</i>	<i>Catch North</i>	<i>Catch South</i>
1971	3717	496	1991	4114	2197
1972	3014	583	1992	3871	1928
1973	3322	1180	1993	5364	2290
1974	3345	503	1994	4448	2111
1975	4280	487	1995	5840	2700
1976	3038	629	1996	4030	2375
1977	3642	624	1997	3532	2253
1978	3241	655	1998	3238	1962
1979	2402	630	1999	2838	1609
1980	3253	1082	2000	2666	2632
1981	3079	1011	2001	2812	2282
1982	3614	2006	2002	3250	2168
1983	4209	885	2003	3738	3382
1984	4480	1156	2004	4648	2094
1985	6900	1967	2005	3345	3162
1986	6589	1121	2006	3266	3060
1987	6336	940	2007	3960	2854
1988	5985	1675	2008	3507	1887
1989	4098	2296	2009	4013	2040
1990	3852	2056	2010	4066	2496

**Table 9.** Distribution of total longline vessels in GRT categories by year (source: Task I fleet characteristics).

Year	GRT categories (hp)												Total	
	<50	[50,100[	[100,150[	[150,200[	[200,300[	[300,400[	[400,500[	[500,600[	[600,700[	[700,800[	[800,900[	[900,1000[		1000>=
1970	100	113			252			38						503
1971	100	30			360			36						526
1972	100	30			416			56						602
1973	108	44			454			42						648
1974	106	44			549			32						731
1975	100	32			495			33						660
1976	175	55			462			28						720
1977	120	54			532			25						731
1978	0	72			512			24						608
1979	14	194			496			26						730
1980	19	191			527			28						765
1981	19	198			556			22						795
1982	130	224			539			27						920
1983	58	202			364			20						644
1984	61	204			421			26						712
1985	269	165			444			26						904
1986	379	210			407			18						1014
1987	32	487			315			17						851
1988	250	188			318			20						776
1989	335	263			371			32						1001
1990	408	187			350			63						1008
1991	556	188			417			24						1185
1992	311	192			393			25						921
1993	688	173			431			64						1356
1994	541	253			366			68						1228
1995	816	188			377			78						1459
1996	630	197			423			87						1337
1997	736	230			402			87						1455
1998	482	193			276			9						960
1999	838	149			373			99						1459

2000	617	186			448			53					1304
2001	1131	239			446			142					1958
2002	600	206	1		61	222	49	19		48	2		1208
2003	331	85	69	25	42	259	47	5	2	47	10		922
2004	682	97	38	30	42	273	62	12	9	46	2		1293
2005	1948	155	84	35	25	253	46	10	4	46	3		2609
2006	1324	152	32	38	41	229	33	23	22	27		21	1942
2007	885	199	73	40	23	100	114	17	9	38		1	1499
2008	1038	220	35	27	16	117	145	25	21	35		1	1680
2009	813	232	56	32	20	101	122	29	17	41			6 1469
2010	1017	338	88	47	16	87	120	37	15	41	1	1	1808

**Table 10.** Overall number of hooks of the longline fleet by major flag, between 1950 and 2009, associated to the SMA northern stock (source: LLEffDIS).

Year	Japan	Chinese Taipei	Korea Rep.	Brasil	Venezuela	U.S.A.	Panama	EU.España	Cuba	EU.Portugal	Mexico	China P.R.	St. Vincent	Philippines	Belize	Maroc	Trinidad and Tobago	U.S.S.R.	Vanuatu	AT_oth	TOTAL	
1950								4705743														4705743
1951								3145847														3145847
1952						6679		3145847														3152526
1953						954		3917654														3918608
1954								993254														993254
1955						4771		2015817														2020588
1956	25585							1217957														1243542
1957	451598				872737	15267		3256570														4596172
1958	2683198				1331939	38167		2709466														6762770
1959	5907150				2257954	185109		3582227	219048												1432110	13583598
1960	7540030				2727304	954		2351243	219048												1470136	14308716
1961	5696454				2917581			5536169	219048							20818					1037068	15427138
1962	15897198	187492			4959888	103050		7490111	292064							41637					1041070	30012509
1963	23255759	293112			4262206	1103974		3256570	1533335							20818					5722317	39448091
1964	37774793	315211	44856		3049507	1314845		5861826	1022223							62455		39997			6671170	56156882
1965	37869635	168356	139618		2902359	977069		4666665	1384382							48576		370635			3926892	52454186
1966	21400132	1319360	1964880		3343802	546739		9766453	1798382							41637		581664			3614099	44377148
1967	9820714	4496608			3470653	343501		8760173	5658004							38167		1796798			4485204	38869823
1968	10633215	6994112			2907433	180338		11564080	4292606							45107		1737756			4362149	42716796
1969	11791534	10330684	72511		4003429	90646		11404508	2722764							55516		1629955			3372801	45474348
1970	14134196	17649600			3323506			10290761	4746035							48576		1271510			3983007	55447191
1971	36152898	13268707			4521428			11020233	3942860							72864		1671095			611726	71261811
1972	28952705	13368052	17364813		6273478		687121	10453589	4380956							52046		1169043			621888	83323691
1973	17725101	25087189	15880781		2880709	954	13948241	12482432	5938605							34697		1699283			266252	95944244

1974	23643614	20055234	16173099		2458301	954	5834893	9421257	5914290						41637		2298089		158967	86000334
1975	35842115	16196252	38498371		1514613		519037	17145840	14315137						52046		2210477		356014	131289903
1976	22990332	43129638	27153972		1677288		11109215	14104204	15626844						41637		2557114		521640	138911885
1977	15150351	34474232	37232201		2604376		5083446	15484990	18142876						20818		2376558		517125	131086975
1978	17090446	22457510	29911980		3596219	2881590	6641077	11759474	11810032						38167		1043720		2708379	109938594
1979	18504548	13524528	20109286		6791408	3710191	1858040	8734120	36009620						721705		1003723		2800591	113767761
1980	33401732	12585828	15297378		5473993	4850528	6047305	12407531	24199523						471884		1119904		1584192	117439798
1981	44074180	12332817	17822500		8471784	3938819	2366694	13110950	16930904		39502				430247		750412		581624	120850433
1982	38500109	20253152	18696544		4643215	5187817	6188873	16015811	17427235		120388				315746		940580		517934	128807404
1983	19339656	26284463	10706549		984315	4840499	5432333	23782730	21247482						433717	167401	78820		1722661	115020627
1984	23661649	30877109	7798410		1218318	5661085	7964054	21060237	12303016	16850					274109	80212	907206		1167276	112989531
1985	28395548	36399918	10580421	262193	1534402	5726178	2821185	24417761	10858857	31594					475354	76557	663059		1133524	123376550
1986	23901523	53979223	7711911		3210687	10100089	3255778	31976260	7658908	943607					617613	29108	3104039		2463351	148952098
1987	23311904	24283743	1691735		2738829	10908367	5473998	25801059	7768912	2072565					666189	70881	5073290		2435724	112297196
1988	29053811	7556452	879086		2438047	17352634	3394951	37560701	3889814	1289035					676598	29829	4349686		3467806	111938450
1989	41981722	4760290	9367256		1616398	14254336	2636942	24131156	3492727	615030					759872	28561	2021657		5963533	111629477
1990	37956030	20552899	5617825		1167415	12007030	4388061	25710914	7522901	1023645					83274	93945	574449		7727644	124426030
1991	36977827	36987979	197396		1375955	10328296	4664676	29305148	265202	1998846					319216	184533			11849182	134454254
1992	46186833	25695039	1509656		1775890	15648844	5341054	30301948	265202	1167503					142259	169196			9302380	137505804
1993	27677734	23533014	377698		3949386	12038053		33506174		4138812	168692	292158			93683	4287			8035577	113815267
1994	35540735	31294809	275454		5218736	11761572		35569733		3332997	1087252	788413			24288	74851			11991650	136960488
1995	38447269	21566407	467097		3628439	13322138		37516360		4271928	1096657	909627			97153	63118			13958817	135345007
1996	51608124	27557065	1711224	212724	3043288	34684073		35896546		6835732	1286707	904447			121441	84012			19117488	183062871
1997	55423574	21044584	2655777	80019	4236192	11694036		38807784	53040	2820825	732991	669270			829266	96496			28732925	167876780
1998	62659044	24741143		40281	4570677	9062380		28967274	53040	1414506	742634	2899826		332818		87254			43055743	178626617
1999	51274433	38566659		1204234	1523307	8570073		27046917		3340358	1559091	11174535		558217		121441	81544		37585310	182606118
2000	48787828	33459169		1813712	2548010	15637061		17504171		3262200	1741285	1961936	70787159	264667		131850	35826		24144796	222079670

2001	47394796	34371120	921		2584380	12503075		15001866		2603297	1346105	10518055	89019060	89193		916010	50665			16031057	232429599
2002	37292366	31447355		918003	2236306	15670046		12683165	1088571	4617811	1568860	16133820	22778016	218207		534339	57723			4719887	151964475
2003	38309835	27088842		476850	2568807	20133169		13102225	2218474	3652898	1825816	17747759	8668227	238492		780690	65021			4157013	141034119
2004	48814663	34426963		773583	3334264	13710387		16048734	2785265	4137401	2093825	4991749	50002864	962660		1845899	73198		5141712	3522854	192666021
2005	50051331	17676657	2142764	614298	818401	9838424		15071665	2781560	5135069	2094210	19751164	11391458	885402		2321841	96076		5999094	4668140	151337555
2006	37196022	10725850	1350350	111550	1605739	7658141	1280400	17348134	3277965	4412613	2051923	10393785	17534680	526503		11837699	100969		3921721	3810800	135144844
2007	34316604	9573852	2554526	175494	3026449	12197465	13614539	15779318		3461564	1853577	11189009	6907500	271078	1836892	9942726	95261		2116147	3207510	132119513
2008	30146851	10676964	6482069	11609	1529894	9585957	17492093	12686103		2907226	1814003	8982007	28750000	667941	1364901	7339484	97359		2428860	4595805	147559127
2009	30070738	8019368	4222066	133577	3522946	12171614	9503163	15960081		3214785	1812853	5651524	24032642	337818	1553950	812890	118149		2145848	4386546	127670558



**Table 11.** Overall number of hooks of the longline fleet by major flag, between 1950 and 2009, associated to the SMA southern stock (source: LLEffDIS).

Year	Japan	Chinese Taipei	Korea Rep.	Brasil	Uruguay	Venezuela	U.S.A.	Panama	EU. España	South Africa	Cuba	EU. Portugal	China P.R.	Namibia	St. Vincent	Philippines	Belize	U.S.S.R.	Vanuatu	AT_oth	TOTAL	
1950									30135													30135
1951									20145													20145
1952									20145													20145
1953									25088													25088
1954									6361													6361
1955									12909													12909
1956	77652								7800													85452
1957	2506573					10439			20855													2537867
1958	1917206			1409645		15931			17351													3360133
1959	5663532			4796034		27007			22940		177391									360653		11047556
1960	9350612			3807662		32621			15057		177391									472938		13856281
1961	1672751 2			4131718		34897			35453		177391									576470		21683441
1962	2354392 6	201820		1458254		59324			47965		236521									609794		26157605
1963	2499421 4	315513		2106366		50979			20855	311980	1241736									2802450		31844093
1964	3282137 2	339300	96509	1477697		36474			37538	323132	827824						74727			3496539		39531113
1965	4780955 9	181222	300391	725886		34714			29885	2574	1121110							692471		2775971		53673783
1966	3190277 7	1420188	4227496	537934		39994			62543	26308	1456379							1086746		2175273		42935638
1967	1235537 8	4840249	7041301	738848		41512			56099		4582007							3357028		2013453		35025875
1968	1737498 1	16299195	7522602	814192		34775			74054		3476270							3246716		3104125		51946910
1969	2135340 7	27544144	26866369	577630		47884			73032		2204969							3045309		2771022		84483767
1970	2141146 7	24406242	17027367	880623		39752			65900		3843469							2375611		2988933		73039365
1971	1740271 7	29910488	18988217	546845		309594			70572		3193036							3122171		406995		73950634
1972	2220139 3	50609961	32680801	414792				593493	66943		3547818							2184167		612982		112912350
1973	2356053 6	49413703	29887834	407501				12047640	79935	7435	4809244							3174836		252175		123640840

1974	8831832	38286947	30437980	962447		13120		5039825	60332		4789554						4293608		118437	92834083
1975	1153104 2	33395109	24670872	1031786		8084		4456061	109799		1128738 8						4129920		211955	90832015
1976	5179288	45467979	26919168	1848500		8952		8645448	90321		8454939						4777555		304161	101696313
1977	1410211 0	34935922	29092496	3573402		13900		3764953	99163		1455462 1						4440215		348855	104925638
1978	2893499 7	44733360	18992333	3338542		19194		3956001	75306		1600779 4						1950022		2296049	120303599
1979	3460207 3	48541278	13532454	2971119		2849542		935336	55932	32885	2260879 5						1875295		2684606	130689315
1980	3853471 8	43333205	12335813	2727731		2296780		4579005	79456	282731	2229565 7						2092360		1404655	129962110
1981	3259346 9	44554951	14736725	2559889	135968	3554595		2586839	83960	437100	8269013						1402023		472314	111386846
1982	4196171 6	55046257	18163724	4198009	747896	1948202		5177794	102562	119000	8088341						367565		493214	136414281
1983	2237661 8	27793165	20576515	4486789	3852738	678183		3858781	152300	731000	1442776 2						355134		1317994	100606978
1984	4376427 3	17104809	17447622	3928252	8110293	738342		3699689	134866	629500	1127092 3						687609		945671	108461850
1985	4768742 7	50777642	18221222	2717455	8821455	626262		2642806	156367	81735	2061354 4						502560		1198607	154047080
1986	3010671 4	65660280	11948864	4082272	2512059	967316		6999517	204770	296826	1184011 9								2239991	136858728
1987	2745760 1	80092202	12614230	4751242	1567428	363926		2509278	11120303	4302	1355245 3								4109563	158142528
1988	4842167 7	71235298	9915527	5345940	1088401	323960	19756	1556244	7642369	106255	1502273 1								5814987	166493144
1989	5375635 1	63533198	12590532	6359955	836379	214782	76125	1208773	13607583	287	8597520								10265532	171047015
1990	7053078 0	87458467	3073749	6996607	610151		66148	2011485	14310717		8976571								14152833	208187509
1991	6146846 8	80470565	5782012	8751556	458644		5597	2138285	13206398		316448								17603965	190201939
1992	5821478 3	75265159	1653774	16806555	782875		8335	2448336	13698619		316448								13754051	182948937
1993	5953186 7	92470879	1925769	22220136	342018			27285401	19189244						414661				15808672	239188647
1994	6688558 2	90595073	3561423	8711425	305253		36725	33573719	18292013						1118998	981368			19824386	243885965
1995	5743862 0	75045941	874566	9935603	483326		2001	24881651	21582283	479					1291038		26597		20874155	212436259
1996	5318461 2	86621575	3547840	7538581	803733		746802	16694859	20097272						1283686				25064439	215583399
1997	4061023 2	85726942	1874029	10674763	783661		528992	9159407	21138493		63290	4262899	949898	10231				27997	34714241	210525073
1998	3631441 3	80982233	994924	11485746	1148094		216157	4444757	18130506	168204	63290	2037904	4115735	7162			3114292		54888370	218111787
1999	3441313 5	100386231	1141619	14154571	976926		201107	1527412	17816559	289358		1262500	1586006 5	902383			5223433	181980	50028504	244365781
2000	3458518 4	113241152	5668257	18423817	1196096	11844	439206	456861	13978495	1133502		357933	2136410 9	1190778	3840699	2476582	105268		35008468	253478251

2001	2740569 5	103725276	13837	28728590	1184401	12013	496340		13563469	1723819		284132	1538540 6	4045980	4829907	834610				22449815	224683290	
2002	2648544 3	102316600	261260	26132905	1919593		224472		11559425	1518172		477105	1327790 3	4292232	1235867	2041837				6192631	197935447	
2003	4616877 3	130396110	912075	19353010	2771770		75469		11390288	889588			9028528	5803531		2231652				7302087	236322883	
2004	3397572 7	85679631	2927783	14835221	2945980		71017		11031958	1119376		487040	1567729 1	5473030	318431	1605390			27301	4174322	180349499	
2005	2108324 1	69599663	1718833	17091907	3174002	620			10105729	961484		614803	1049502 7	3278079	72544	1476550	33176			1850350	4708307	146264314
2006	2957368 5	48859987	2095173	13082204	1559990	1800		606400	9043272	875789		1641059	2045605 2	7397932	5770710	5052583	1410238			5150903	4925696	157503474
2007	4344236 4	61242504	3698861	9070658	877721	3600		612159	8613291	1687328		2526879	1602223 9	5356816	4928800	6905520	1862660			2779410	4907918	174538728
2008	3825125 0	47839039	4961649	6646400	800679	1374		7854047	7351214	918003		2098187	9338692	3124267	9660000	3471927	1149262			3190136	4957095	151613221
2009	3179503 5	59160855	5479571	6742525	2286523		1387	2473974	8877519	1177900		1263794	1139404 4	679993	8137825	3635458	1174390			2818419	5272944	152372156

**Table 12.** SMA catalog of Task I (t1, in tonnes) and Task II (t2 availability; where "a": t2ce only; b: t2sz only; "ab": t2ce & t2sz; "-1": no data) between 1990 and 2010 (2011 is provisional).

Status	Flag	GearGrp	Values	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	avg(90-10)	
CP	Belize	LL	t1																38		17	2	23	60	28	
		t2																		-1		a	a	ab		ab
	Brasil	BB	t1																	0	0		4			1
		t2																		a	a		a			
		HL	t1															0								
		t2																-1							a	
	LL	t1									83	190		27	219	409	226	283	177	426	183	152	121	92	128	194
		t2									-1	-1		-1	ab	a	a	a	a	ab	a	-1	a	a	a	
		SU	t1															61	0							
		t2																-1	-1							
UN	t1																			27	5	78	7		29	
	t2																			-1	-1	-1	-1			
Canada	GN	t1							17	10	9	12	14	17	8	14	8	9	15	6	7	2	3	2	10	
		t2							a	a	a	a	a	a	a	-1	a	a	a	-1	-1	-1	a	ab		
	HL	t1								0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0					0
		t2								a	a	a	a	a	a	-1	a	a	a	-1	-1					
	HP	t1										1	1	1		1	1	1	1	0	1	0				1
		t2										a	a	a		-1	a	a	a	-1	-1	-1				
	LL	t1								93	56	99	55	54	59	60	61	63	69	74	64	64	38	50	39	62
		t2								-1	a	a	a	a	a	a	-1	a	a	a	-1	-1	-1	a	ab	
	RR	t1												1	0	0				0	0	1		0		0
		t2												a	a	-1				-1	-1	-1		ab		
TL	t1											0		0	0	0	0									0
	t2											a		a	-1	a	a									
TP	t1								0							0									0	



	PS	t1	0 0 0																0			
			a a a																	a a		
	SU	t1	93 74																168			
			a a a a a a a a a a																	0 19 367 454		
	TP	t1	0																0			
			-1																	0 0		
Japan	LL	t1	759	663	778	1126	1583	2209	1304	502	1159	271	402	161	571	385	970	155 246 207 224				720
			-1 -1 -1 -1 -1 -1 -1 -1 -1 -1 -1 -1 -1 -1 -1																-1 -1 ab ab			
Korea Rep.	LL	t1																	29			
																				-1		
Mexico	LL	t1	10																9			
			-1																	10 16 10 6 9 5 8 6 7 8		
Philippines	LL	t1	3 0																2			
			-1 -1																	1		
South Africa	BB	t1	2																1			
			a																	a a		
	HL	t1																	0			
																				a a		
	LL	t1	19 13																100			
			-1 -1 ab a ab ab ab ab ab ab ab ab ab																	77 19 138 126 125 99 208 136 100 143		
St. Vincent and Grenadines	UN	t1	0																1			
			-1																	3		
Trinidad and Tobago	LL	t1	1																1			
			-1																	1 2 3 1 2 1 1 1 1 1		
	RR	t1																	0			
																				a		

U.S.A.	GN	t1	9	3	3	3	12	7	3	0	3		0		0							4		
		t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1		-1		b								
	HL	t1				0	1	0	1	1	0	0			0	1	0	0	0	1	1	1	0	
		t2				-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1			b	b	b	b	b	b	b	b		
	HP	t1					0			0			0										0	
		t2					-1			-1			-1											
	LL	t1	93	113	161	302	332	310	234	244	196	90	166	181	167	142	188	187	129	222	197	221	225	195
		t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	b	b	b	b	b	b	b	ab	ab
	RR	t1				1			0	0	0	0	1	0	0	0	222				0			20
		t2				-1			-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1				-1			
SP	t1	268	210	250	667	317	1422	232	164	148	69	290	214	248									346	
	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1										
TR	t1	0																	0				0	
	t2	-1																	-1					
TW	t1		0	0	1	1	0												0				0	
	t2		-1	-1	-1	-1	-1											b	b					
UN	t1																		0	1	0	0	0	
	t2																		-1	-1	-1	-1		
UK.Bermuda	LL	t1																	0	0		0	0	
		t2																	-1	-1	a	a		
RR	t1							1	2	2							0			0	0	1		
	t2							-1	-1	-1							-1			-1	-1			
Uruguay	LL	t1	26	13	20	28	12	17	26	20	23	21	35	40	38	188	249	146	68	36	41	106	23	56
		t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	ab	ab	ab	a	-1	
Vanuatu	LL	t1															52	12	13	1	0			16
		t2															-1	a	a	-1	-1			

Venezuela	GN	t1															22				
		t2																			
	LL	t1											58	20	6	11	2	35	22		
		t2	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	ab	a	ab	ab	ab	a	a		
EU.Cyprus	LL	t1														1	1	0	0	0	1
		t2														a	a	a	-1	a	
EU.Malta	LL	t1																			
		t2														a					
EU.United Kingdom	GN	t1														0	0	1	2	1	
		t2														a	a	-1	a		
	HL	t1																	0	0	0
		t2														a			a	a	
	LL	t1														0	5		0	24	7
		t2														a	a		-1	a	
	TN	t1																			
		t2														a					
	TP	t1																		0	0
		t2																		a	
	TW	t1																0			0
		t2														a	a				
	UN	t1			2	3	2	1	1	1											2
		t2			-1	-1	-1	-1	-1	-1											
FR.St Pierre et Miquelon	LL	t1															1	2		4	2
		t2															-1	-1		a	
Namibia	BB	t1																		0	0
		t2																		-1	
	LL	t1			1				459		509	1415	1243	1002	295	23		306	584		



			t2		-1		a	ab	ab	ab	ab	ab	ab		
Panama	LL		t1		25	1				0	49	43	39	26	
			t2		-1	-1				-1	a	a	a		
Russian Federation	LL		t1						0					0	
			t2						-1						
Senegal	LL		t1								8	17	21	15	
			t2								-1	a	-1	a	
UK.Sta Helena	RR		t1												
			t2								a	a	a	a	
NCC	Chinese Taipei	LL	t1					710	178	147	168	236	147	129	150
			t2					ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	233
NCO	Sta. Lucia	UN	t1									0		0	0
			t2									-1		-1	

**Table 13.** Summary table of the CPUE series presented during the 2012 Shortfin Mako Stock Assessment and Ecological Risk Assessment Meeting.

<i>North</i>												
<i>Year</i>	<i>US-MRFSS-N</i>	<i>CV</i>	<i>US-Log-N</i>	<i>CV</i>	<i>US-Obs-N</i>	<i>CV</i>	<i>JPLL-N</i>	<i>CV</i>	<i>POR-LL-N</i>	<i>CV</i>	<i>ESP-LL-N</i>	<i>CV</i>
1981	0.06	0.95										
1982	0.13	1.25										
1983	0.04	1.37										
1984	0.06	1.31										
1985	0.17	1.18										
1986	0.34	1.15	1.151	0.142								
1987	0.24	1.22	1.145	0.084								
1988	0.17	1.18	0.906	0.084								
1989	0.19	1.15	1.047	0.08								
1990	0.25	1.15	0.829	0.082							1.2	0.649
1991	0.16	1.16	0.741	0.085							1.15	0.886
1992	0.44	1.15	0.884	0.083	1.147	0.224					1.37	0.379
1993	0.55	1.15	0.772	0.083	0.867	0.19					1.25	0.528
1994	0.21	1.17	0.725	0.083	0.582	0.206	0.118	0.441			1.11	1.215
1995	0.4	1.15	0.672	0.082	0.911	0.194	0.074	0.882			1.33	0.406
1996	0.22	1.17	0.601	0.085	0.528	0.488	0.071	0.79			1.8	0.193
1997	0.2	1.18	0.549	0.087	0.657	0.249	0.113	0.394			1.1	1.281
1998	0.34	1.15	0.519	0.089	0.502	0.323	0.085	0.524			1.28	0.476
1999	0.18	1.18	0.509	0.092	0.547	0.266	0.073	0.692			1.2	0.664
2000	0.36	1.17	0.539	0.092	0.875	0.217	0.067	0.754	20.858	0.111	1.29	0.466
2001	0.19	1.16	0.494	0.094	0.739	0.257	0.091	0.453	28.152	0.115	1.26	0.512
2002	0.12	1.18	0.517	0.094	0.943	0.249	0.078	0.644	25.668	0.109	1.66	0.231
2003	0.07	1.21	0.56	0.096	0.748	0.232	0.099	0.441	37.265	0.105	2.03	0.168

2004	0.14	1.17	0.663	0.093	1.276	0.186	0.076	0.502	28.952	0.098	2.26	0.148
2005	0.13	1.18	0.667	0.094	0.854	0.209	0.078	0.467	23.656	0.101	2.1	0.163
2006	0.19	1.17	0.521	0.098	0.96	0.202	0.114	0.334	28.241	0.122	1.91	0.19
2007	0.2	1.18	0.785	0.091	1.081	0.187	0.123	0.432	20.868	0.116	2.51	0.137
2008	0.03	1.23	0.663	0.091	0.755	0.178	0.135	0.355	23.2	0.12	2.59	0.132
2009	0.14	1.19	0.838	0.091	1.594	0.165	0.17	0.377	20.255	0.111	2.4	0.141
2010	0.23	1.19	0.745	0.093	1.006	0.188	0.159	0.592	30.304	0.105	2.06	0.171

**South**

<i>Year</i>	<i>UR-LL-S</i>	<i>CV</i>	<i>JPLL-S</i>	<i>CV</i>	<i>BR-LL-S</i>	<i>CV</i>	<i>POR-LL-S</i>	<i>CV</i>	<i>ESP-LL-S</i>	<i>CV</i>
1978					0.031	0.209				
1979					0.014	0.302				
1980					0.064	0.182				
1981					0.02	0.266				
1982	76.744	0.165			0.024	0.171				
1983	29.719	0.432			0.015	0.251				
1984	14.107	0.482			0.126	0.139				
1985	10.829	0.456			0.151	0.181				
1986	12.242	0.321			0.166	0.138				
1987	22.968	0.478			0.082	0.184				
1988	16.56	0.392			0.16	0.146				
1989	25.389	0.388			0.13	0.147				
1990	31.026	0.287			0.174	0.415			1.126	0.971
1991	30.2	0.268			0.108	0.125			0.876	0.767
1992	31.847	0.27			0.074	0.165			1.091	1.214
1993	38.403	0.681			0.1	0.62			1.118	0.874
1994	78.3	0.252	0.074	1.808	0.123	0.127			1.145	0.727
1995	68.372	0.35	0.055	2.459	0.238	0.115			1.311	0.328

1996	33.22	0.53	0.05	2.718	0.271	0.155			1.298	0.288
1997	47.013	0.725	0.072	1.868	0.201	0.144			0.919	0.81
1998	33.645	0.425	0.052	2.69	0.288	0.073			0.712	0.217
1999	46.891	0.318	0.044	3.166	0.253	0.08			0.574	0.131
2000	71.37	0.212	0.055	2.466	0.088	0.072	48.022	0.238	0.951	1.393
2001	73.866	0.172	0.053	2.73	0.455	0.07	24.241	0.31	1.186	0.385
2002	54.921	0.234	0.054	2.648	0.424	0.062	42.88	0.192	1.119	0.623
2003	60.82	0.193	0.057	2.412	0.494	0.077			1.118	0.657
2004	55.151	0.176	0.061	2.294	0.413	0.059	150.415	0.189	1.004	58.746
2005	47.023	0.157	0.062	2.302	0.326	0.06	110.541	0.158	1.167	0.544
2006	48.513	0.279	0.062	2.243	0.376	0.094	81.219	0.199	0.967	1.982
2007	32.974	0.333	0.079	1.777	0.346	0.085	75.928	0.189	0.928	1.039
2008	32.317	0.44	0.091	1.474	0.248	0.503	71.639	0.115	0.868	0.526
2009	50.461	0.186	0.106	1.263	0.282	0.138	76.193	0.129	1.046	1.707
2010	74.197	0.198	0.133	1.002	0.318	0.11	52.502	0.157	1.177	0.471

**Table 14.** Example table to evaluate the sufficiency of CPUE series using the CPUE series presented during the 2012 Shortfin Mako Stock Assessment and Ecological Risk Assessment Meeting.

		1	2	3	4	5	6	7
	Document	SCRS/2012/072	SCRS-12-046	SCRS/2012/074	SCRS/2012/077	SCRS/2012/070	SCRS/2012/076	SCRS/2012/080
	Index	Portugal pelagic LL	Spanish SWO LL	Japanese LL	US recreational	US pelagic LL	Uruguay LL	Brazil LL
1	Diagnostics	4	4	1 (key diagnostics not included e.g., qqplots, boxplots or residuals). Information subsequently provided by authors.	4	4	4	4
2	Appropriateness of data exclusions and classifications (e.g. to identify targeted trips).	3 (Data exclusions are covered but No targeting proxy - vessel wouldn't cover changes in selectivity/catchability )	3 (GLM specifically includes a proxy targeting factor. Data exclusions not explicitly discussed)	4 (data exclusions are clearly identified and justified)	3/4 (data exclusions are presented and discussed, possible overly stringent criteria for excluding strata)	4(GLM specifically includes factors to address targeting. Exclusion of strata documented and justified)	3(GLM specifically includes factors to address gear changes, but not targeting. Exclusion of strata documented and justified)	4 (targeting is included in model, not sure if any data exclusions were carried out)

3	Geographical Coverage	2 (limited coverage of effort but it is explicitly presented. Although area maps are provided, distribution of effort is not, making spatial coverage difficult to identify)	2 (unknown effort coverage and acknowledged spatio-temporal limitations for early part of series. Exact spatial distribution of effort not presented)	3 (extensive coverage, but with admitted bias in effort distribution. Information clearly presented in maps)	2 (local recreational fishery, no maps of effort provided)	2 for observer (due to several areas being excluded) 3 for logbook (limited to western Atlantic, but difficult to tell from info in document. No maps on distribution of effort. Unknown effort coverage-after clarification by author, all reported)	2 (limited to south western Atlantic. Good distribution of effort maps provided)	2 (limited to south western Atlantic. Good distribution of effort maps provided)
4	Catch Fraction	?	?	?	1 (low catch)	?	?	?
5	Length of Time Series relative to the history of exploitation.	2 (series only runs from 2000)	3 (series runs from 1990)	3 (series runs from 1994)	5 (series from 1981)	4 (runs from 1986)	5 (series from 1982)	5 (series from 1978)
6	Are other indices available for the same time period?	1 (all others)	2 (Many)	2 (many)	4 (few)	3 (several)	4 (few)	5 (longest series)

7	Does the index standardization account for Known factors that influence catchability/selectivity ?	2 (standardised, but very few factors and no interactions)	4 (gear characteristics as well as fishing behaviour included. Interactions included)	3 (gear factor is included as is a selectivity proxy. Multiple interactions included)	3 (fishing mode is included as a factor, but uncertain if this will account for all possible changes although as this is a recreational fishery that may not be as important. Model does include multiple interaction terms)	4 (analysis includes many factors that could affect fishing efficiency/selectivity . Multiple interactions included)	4 (analysis includes many factors that could affect fishing efficiency/selectivity . Multiple interactions included)	4 (strategy is included as are interactions)
8	Are there conflicts between the catch history and the CPUE response?	5 (No conflict noted)	5 (No conflict noted)	5 (No conflict noted)	5 (No conflict noted)	5 (No conflict noted)	5 (No conflict noted)	5 (No conflict noted)
9	Is the interannual variability within plausible bounds (e.g. SCRS/2012/039)	5	5	4 (North fluctuations higher than for south)	5	2 for observer series. 5 for logbook series	4	5
10	Are biologically implausible interannual deviations severe? (e.g. SCRS/2012/039)	5	5	5	5	2 for observer series. 5 for logbook series	5	5

11	Assessment of data quality and adequacy of data for standardization purpose (e.g. sampling design, sample size, factors considered)	2 (assessment is carried out but authors concede work is preliminary, few factors available for standardisation and effort coverage is limited)	3 (data includes several factors including explicit targeting and gear/fishing behavior factors) This score would be higher if the proportion of the effort coverage was provided	4 (extensive self-analysis of data quality is included in the document including ranking of data quality)	2 (data quality is covered and limitations discussed. Authors acknowledge series should be treated with caution due to limitations)	3/4 (Analysis includes multiple factors and interactions. Not clear what proportion of effort was covered.)	4 (information includes length frequencies of catches in recent years. Multiple factors and interactions included. Sample design takes into account effort distribution although proportion of effort covered is not explicitly discussed)	3 (multiple factors were included, data quality explicitly explored in annex. Concern about design balance with regards to populating all strata with sufficient data, especially regarding fleet)
12	Is this CPUE time series continuous?	4 for north 3 for south	4	5	5	5	5	5



**Table 15.** Index weighting for BSP model runs in both the North and the South Atlantic.

*(a) area weighting*

	<i>US-Log</i>	<i>JPLL-N</i>	<i>POR-LL-N</i>	<i>ESP-LL-N</i>	<i>UR-LL</i>	<i>JPLL-S</i>	<i>BR-LL</i>	<i>POR-LL-S</i>	<i>ESP-LL-S</i>
1978							1.00		
1979							1.00		
1980							1.00		
1981							1.00		
1982					0.24		0.76		
1983					0.25		0.75		
1984					0.25		0.75		
1985					0.24		0.76		
1986	1.00				0.26		0.74		
1987	1.00				0.24		0.76		
1988	1.00				0.24		0.76		
1989	1.00				0.25		0.75		
1990	0.66			0.34	0.21		0.04		0.75
1991	0.62			0.38	0.14		0.40		0.46
1992	0.63			0.37	0.16		0.48		0.35
1993	0.63			0.37	0.24		0.02		0.75
1994	0.34	0.44		0.22	0.06	0.53	0.18		0.23
1995	0.32	0.47		0.21	0.07	0.48	0.22		0.23
1996	0.29	0.46		0.25	0.09	0.40	0.26		0.26
1997	0.30	0.44		0.26	0.08	0.38	0.23		0.32
1998	0.25	0.48		0.27	0.08	0.38	0.25		0.28
1999	0.24	0.48		0.28	0.09	0.35	0.27		0.30
2000	0.20	0.47	0.06	0.27	0.08	0.35	0.25	0.05	0.25
2001	0.22	0.47	0.07	0.24	0.08	0.34	0.25	0.06	0.27
2002	0.22	0.47	0.07	0.25	0.08	0.26	0.26	0.06	0.33
2003	0.20	0.46	0.08	0.26	0.11	0.42	0.01		0.46
2004	0.18	0.49	0.06	0.26	0.07	0.31	0.21	0.08	0.34
2005	0.19	0.51	0.06	0.24	0.10	0.25	0.30	0.06	0.28
2006	0.19	0.49	0.07	0.25	0.10	0.24	0.29	0.09	0.28
2007	0.17	0.42	0.10	0.31	0.01	0.22	0.25	0.11	0.42
2008	0.18	0.41	0.08	0.33	0.05	0.26	0.24	0.09	0.36
2009	0.16	0.39	0.10	0.34	0.02	0.27	0.25	0.08	0.37
2010	0.16	0.39	0.10	0.34	0.02	0.27	0.25	0.08	0.37

**(b) catch weighting**

	<i>US-Log</i>	<i>JPLL-N</i>	<i>POR-LL-N</i>	<i>ESP-LL-N</i>	<i>UR-LL</i>	<i>JPLL-S</i>	<i>BR-LL</i>	<i>POR-LL-S</i>	<i>ESP-LL-S</i>
1978							1.00		
1979							1.00		
1980							1.00		
1981							1.00		
1982					0.51		0.49		
1983					0.67		0.33		
1984					0.80		0.20		
1985					0.82		0.18		
1986	1.00				0.47		0.53		
1987	1.00				0.50		0.50		
1988	1.00				0.36		0.64		
1989	1.00				0.30		0.70		
1990	0.20			0.80	0.02		0.07		0.91
1991	0.16			0.84	0.01		0.08		0.91
1992	0.09			0.91	0.02		0.15		0.84
1993	0.26			0.74	0.01		0.14		0.85
1994	0.19	0.06		0.75	0.01	0.19	0.05		0.75
1995	0.35	0.05		0.60	0.02	0.09	0.06		0.83
1996	0.15	0.05		0.80	0.03	0.06	0.06		0.85
1997	0.14	0.04		0.82	0.01	0.06	0.11		0.82
1998	0.13	0.07		0.80	0.02	0.05	0.13		0.80
1999	0.07	0.03		0.90	0.02	0.08	0.03		0.87
2000	0.19	0.04	0.13	0.64	0.02	0.04	0.11	0.20	0.63
2001	0.15	0.05	0.15	0.65	0.02	0.02	0.22	0.08	0.66
2002	0.14	0.05	0.14	0.68	0.03	0.03	0.19	0.05	0.70
2003	0.04	0.03	0.35	0.58	0.11	0.04	0.17		0.68
2004	0.09	0.04	0.11	0.77	0.20	0.05	0.19	0.01	0.55
2005	0.06	0.05	0.35	0.55	0.10	0.02	0.30	0.17	0.41
2006	0.04	0.05	0.30	0.61	0.04	0.07	0.14	0.32	0.43
2007	0.06	0.03	0.42	0.49	0.03	0.07	0.11	0.29	0.50
2008	0.06	0.07	0.31	0.56	0.03	0.09	0.15	0.24	0.48
2009	0.06	0.05	0.31	0.59	0.06	0.07	0.06	0.29	0.53
2010	0.06	0.05	0.37	0.53	0.01	0.07	0.07	0.19	0.66

**Table 16.** BSP model runs for the North Atlantic. Base case indices were the USA (logbook), Japan, Portugal and Spain longline indices.

<i>Run</i>	<i>Indices</i>	<i>Weighting</i>	<i>Start year</i>	<i>Catch</i>	<i>Priors</i>	<i>Catch data start</i>	<i>Catch estimated</i>	<i>Name</i>
1	Base	equal	1971	Base	Base	1971	no	equal wt
2	Base	equal	1971	Base	Bo/K mean=1	1971	no	Bo/K=1
3	Base	equal	1997	Base	Base	1997	no	Bo in 1997
4	Base	catch	1971	Base	Base	1971	no	catch wt
5	Base	equal	1956	Base	Base	1971	no	Bo in 1956
6	Base	area	1971	Base	Base	1971	no	area wt
7	Base	area	1971	Base	<i>r</i> sd doubled	1971	no	<i>r</i> 2x sd
8	less US	equal	1971	Base	Base	1971	no	less US
9	less JLL	equal	1971	Base	Base	1971	no	less JLL
10	less Por	equal	1971	Base	Base	1971	no	less Por
11	less Esp	equal	1971	Base	Base	1971	no	less Esp
12	plus MRFSS	equal	1971	Base	Base	1971	no	plus MRFSS
13	Base	area	1971	Base	Bo/K mean=1	1997	effort	effort
14	Base	area	1971	Base	Bo/K mean=1	1997	constant	const C
15	Base	equal	1971	Big C	Bo/K mean=1	1971	no	Big C
16	less Por	area	1971	Base	from 2008	1971	no	Continuity

**Table 17.** BSP model runs for the South Atlantic. Base case indices were the Uruguay, Japan, Brazil, Portugal and Spain longline indices.

<i>Run</i>	<i>Indices</i>	<i>Weighting</i>	<i>Start year</i>	<i>Catch</i>	<i>Priors</i>	<i>Catch data start</i>	<i>Catch estimated</i>	<i>name</i>
1	Base	equal	1971	Base	Base	1971	no	equal wt
2	Base	equal	1971	Base	Bo/K mean=1	1971	no	Bo/K=1
3	Base	catch	1971	Base	Base	1971	no	catch wt
4	Base	equal	1997	Base	Base	1997	no	Bo in 1997
5	Base	area	1971	Base	Bo/K mean=1	1971	no	area wt
6	Base	area	1971	Base	Bo/K mean=1	1997	effort	effort
7	Base	area	1971	Base	Bo/K mean=1	1997	const C	const C
8	less Por	area	1971	Base	From 2008	1971	no	Continuity
9	less Ur	equal	1971	Base	Base	1971	no	less Ur
10	less JLL	equal	1971	Base	Base	1971	no	less JLL
11	less Br	equal	1971	Base	Base	1971	no	less Br
12	less Por	equal	1971	Base	Base	1971	no	less Por
13	less Esp	equal	1971	Base	Base	1971	no	less Esp

**Table 18.** Means of the posterior distributions, with CV in parentheses, for BSP model results for North Atlantic shortfin mako sharks.

<i>Run</i>	<i>Description</i>	<i>K</i>	<i>r</i>	<i>MSY</i>	<i>Bcur</i>	<i>Binit</i>	<i>Bcur/Binit</i>
N1	equal wt	1401310(0.89)	0.058(0.12)	20278(0.91)	1230214(0.97)	960822(1.02)	1.292(0.38)
N2	Bo/K=1	1411984(0.9)	0.058(0.12)	20478(0.91)	1324038(0.95)	1270785(0.91)	0.972(0.19)
N3	Bo in 1997	1727088(0.76)	0.059(0.12)	25204(0.77)	1176821(0.85)	940140(0.92)	1.269(0.19)
N4	catch wt	1375473(0.91)	0.058(0.12)	19917(0.93)	1207153(0.99)	952087(1.03)	1.256(0.41)
N5	Bo in 1956	458516(1.2)	0.058(0.12)	6639(1.21)	350971(1.56)	320546(1.42)	1.067(0.43)
N6	area wt	1320490(0.95)	0.058(0.12)	19125(0.96)	1163589(1.03)	943009(1.06)	1.194(0.41)
N7	<i>r</i> 2x sd	1328402(0.94)	0.058(0.25)	19184(1)	1162019(1.03)	945537(1.05)	1.189(0.42)
N8	less US	1637308(0.78)	0.058(0.12)	23736(0.79)	1378877(0.85)	901886(0.96)	1.63(0.4)
N9	less JLL	1357219(0.92)	0.058(0.12)	19644(0.93)	1198825(1)	965417(1.03)	1.229(0.38)
N10	less Por	1400827(0.89)	0.058(0.12)	20257(0.91)	1227925(0.97)	956031(1.02)	1.3(0.38)
N11	less Esp	1255809(0.98)	0.058(0.12)	18184(1)	1113764(1.07)	937296(1.08)	1.129(0.39)
N12	plus MRFSS	1678172(0.77)	0.058(0.12)	24380(0.79)	1504646(0.83)	1159179(0.88)	1.338(0.33)
N13	effort	367224(1.32)	0.058(0.12)	5317(1.34)	272689(1.79)	326617(1.34)	0.656(0.43)
N14	const C	1339666(0.94)	0.058(0.12)	19426(0.96)	1253668(1)	1213559(0.96)	0.95(0.22)
N15	Big C	1437456(0.83)	0.058(0.12)	20838(0.84)	1265002(0.96)	1284987(0.85)	0.867(0.28)
N16	Continuity	1322431(0.94)	0.058(0.12)	19139(0.96)	1164598(1.03)	942094(1.05)	1.201(0.41)

<i>Run</i>	<i>Ccur/MSY</i>	<i>Fcur/Fmsy</i>	<i>Bcur/Bmsy</i>	<i>Ccur/repy</i>	<i>Bmsy</i>	<i>repy</i>	<i>Note</i>
N1	0.448(0.84)	0.37(1.23)	1.579(0.22)	0.806(0.5)	700655(0.89)	7562(0.88)	
N2	0.468(0.89)	0.335(1.24)	1.719(0.16)	1.056(0.31)	705992(0.9)	4339(0.44)	
N3	0.342(1.03)	0.31(1.29)	1.315(0.29)	0.609(51.53)	863544(0.76)	18593(0.9)	
N4	0.484(0.89)	0.452(1.63)	1.558(0.24)	0.857(0.55)	687736(0.91)	7371(0.92)	
N5	0.939(0.43)	0.922(0.72)	1.276(0.3)	1.177(0.24)	229258(1.2)	3722(0.37)	
N6	0.525(0.88)	0.518(1.68)	1.54(0.26)	0.912(0.55)	660245(0.95)	6799(0.92)	B0/K to 1.1
N7	0.534(0.9)	0.532(1.69)	1.534(0.26)	0.93(0.94)	664201(0.94)	6693(0.92)	B0/K to 1.1
N8	0.346(0.88)	0.271(1.25)	1.567(0.19)	0.608(0.64)	818654(0.78)	11392(0.86)	B0/K to 1.1
N9	0.48(0.85)	0.415(1.31)	1.572(0.23)	0.858(0.49)	678609(0.92)	6980(0.89)	
N10	0.445(0.84)	0.367(1.23)	1.578(0.22)	0.801(0.51)	700413(0.89)	7628(0.89)	
N11	0.555(0.85)	0.531(1.38)	1.535(0.26)	0.953(0.48)	627904(0.98)	6107(0.88)	B0/K to 1.1
N12	0.34(0.88)	0.247(1.25)	1.674(0.17)	0.729(0.52)	839086(0.77)	8218(0.81)	B0/K to 1.1
N13	1.237(0.44)	1.632(0.99)	1.154(0.42)	1.639(0.35)	183612(1.32)	2742(0.35)	
N14	0.594(1.09)	0.481(2)	1.696(0.19)	1.369(1.97)	669833(0.94)	3997(0.73)	
N15	0.353(0.66)	0.319(1.11)	1.527(0.26)	0.601(0.25)	718728(0.83)	7241(0.29)	
N16	0.518(0.88)	0.505(1.63)	1.543(0.26)	0.905(0.54)	661216(0.94)	6846(0.92)	B0/K to 1.1

**Table 19.** Means of the posterior distributions, with CV in parentheses, for BSP model results for South Atlantic shortfin mako sharks.

<i>Run</i>	<i>Description</i>	<i>K</i>	<i>r</i>	<i>MSY</i>	<i>Bcur</i>	<i>Binit</i>	<i>Bcur/Binit</i>
S1	equal wt	2321368(0.55)	0.062(0.11)	35698(0.56)	1791675(0.57)	570261(0.58)	3.137(0.12)
S2	B0/K=1	1119987(0.43)	0.059(0.12)	16380(0.44)	1024838(0.44)	731135(0.47)	1.427(0.16)
S3	catch wt	2025428(0.65)	0.06(0.12)	30421(0.66)	1594937(0.68)	585810(0.74)	2.772(0.19)
S4	Bo in 1997	1517990(0.86)	0.058(0.12)	22047(0.87)	1079256(0.94)	872656(1.01)	1.256(0.18)
S5	area wt	1894234(0.7)	0.058(0.12)	27558(0.72)	1802461(0.72)	1468718(0.73)	1.23(0.16)
S6	effort	956777(0.98)	0.059(0.12)	13978(0.99)	885085(1.03)	732358(1.01)	1.18(0.19)
S7	const C	1702977(0.78)	0.058(0.12)	24762(0.79)	1619836(0.79)	1317917(0.81)	1.228(0.16)
S8	Continuity	2068060(0.63)	0.061(0.12)	31110(0.64)	1619300(0.66)	578823(0.71)	2.836(0.18)
S9	less Ur	2238438(0.58)	0.061(0.11)	34189(0.59)	1731152(0.6)	565832(0.61)	3.063(0.13)
S10	less JLL	2304785(0.56)	0.062(0.11)	35329(0.56)	1778326(0.58)	569938(0.58)	3.118(0.12)
S11	less Br	1679761(0.78)	0.058(0.12)	24391(0.79)	1410130(0.82)	743997(0.98)	2.087(0.32)
S12	less Por	2303742(0.56)	0.062(0.11)	35389(0.56)	1777599(0.57)	567369(0.58)	3.133(0.12)
S13	less Esp	2337783(0.55)	0.062(0.11)	35940(0.55)	1800224(0.57)	568910(0.57)	3.159(0.11)

<i>Run</i>	<i>Ccur/MSY</i>	<i>Fcur/Fmsy</i>	<i>Bcur/Bmsy</i>	<i>Ccur/rep<sub>y</sub></i>	<i>Bmsy</i>	<i>rep<sub>y</sub></i>	<i>notes</i>
S1	0.107(0.79)	0.073(0.9)	1.522(0.08)	0.142(0.69)	1160684(0.55)	25033(0.53)	B0/K to 0.2
S2	0.197(0.62)	0.112(0.69)	1.81(0.05)	0.584(0.41)	559993(0.43)	5034(0.42)	
S3	0.147(0.93)	0.104(1.13)	1.537(0.11)	0.206(1.09)	1012714(0.65)	20044(0.65)	B0/K to 0.2
S4	0.284(1.1)	0.251(1.35)	1.362(0.28)	0.459(42.29)	758995(0.86)	15298(1.02)	
S5	0.182(1.03)	0.104(1.19)	1.862(0.05)	0.751(17.37)	947117(0.7)	5006(0.69)	
S6	0.36(0.76)	0.223(0.93)	1.755(0.09)	0.829(0.37)	478389(0.98)	3710(0.61)	
S7	0.238(1.17)	0.14(1.42)	1.85(0.06)	0.813(11.09)	851489(0.78)	4500(0.73)	
S8	0.14(0.91)	0.098(1.09)	1.532(0.1)	0.192(6.87)	1034030(0.63)	20849(0.62)	B0/K to 0.2
S9	0.115(0.82)	0.079(0.95)	1.522(0.09)	0.153(0.72)	1119219(0.58)	23813(0.55)	B0/K to 0.2
S10	0.108(0.8)	0.074(0.91)	1.522(0.08)	0.144(0.82)	1152392(0.56)	24791(0.53)	B0/K to 0.2
S11	0.222(0.99)	0.157(1.24)	1.609(0.14)	0.409(2.4)	839880(0.78)	12437(0.87)	B0/K to 0.2
S12	0.108(0.8)	0.074(0.91)	1.522(0.08)	0.144(0.98)	1151871(0.56)	24833(0.53)	B0/K to 0.2
S13	0.104(0.78)	0.071(0.88)	1.52(0.08)	0.138(0.76)	1168891(0.55)	25362(0.52)	B0/K to 0.2

**Table 20.** Scenarios explored with the CFASPM.

<i>Model run</i>	<i>Region</i>	<i>Historic period</i>	<i>Modern period</i>	<i>Depletion at <math>t_{modern}</math></i>	<i>Indices used</i>	<i>Index weighting</i>
Run 1	North	1956-1970	1971-2010	0%	US, JP, ESP, POR	none
Run 2	North	1956-1970	1971-2010	0%	US, JP, ESP, POR	inverse CV
Run 3	North	1956-1970	1971-2010	20%	US, JP, ESP, POR	none
Run 4	North	1956-1970	1971-2010	20%	US, JP, ESP, POR	inverse CV
Run 5	North	1956-1970	1971-2010	0%	JP, ESP, POR	none
Run 6	North	1956-1970	1971-2010	0%	US, ESP, POR	none
Run 7	North	1956-1970	1971-2010	0%	US	none
Run 8	North	1956-1970	1971-2010	0%	JP	none
Run 9	North	1956-1970	1971-2010	0%	Hierarchical	inverse CV
Run 10	North	1971-1985	1986-2010	20%	US, JP, ESP, POR	none
Run 11	South	1956-1970	1971-2010	0%	UR, JP, BR, ESP, POR	none
Run 12	South	1956-1970	1971-2010	20%	UR, JP, BR, ESP, POR	inverse CV

**Table 21.** Biological inputs used for CFASPM for both North and South Atlantic shortfin mako sharks. All parameters were fixed (not estimated), except M and alpha, which were given a prior.

<i>Linf (cm FL)</i>	<i>K</i>	<i>t<sub>0</sub></i>	<i>W<sub>a</sub></i>	<i>W<sub>b</sub></i>	<i>Fecundity (pups/yr)</i>	<i>Median maturity</i>	<i>Maximum age</i>	<i>M (1-max)</i>	<i>alpha</i>
432	0.054	-3.71	5.24E-06	3.1407	2.5	18	32	LN (0.1, 0.2)	LN (4.88, 0.22)

Linf, K and  $t_0$  are von Bertalanffy growth function parameters for females,  $W_a$  and  $W_b$  are parameters of the length-weight relationship, fecundity refers to female pups only, LN refers to a lognormal distribution with mean and CV.

**Table 22.** Selectivities for North and South Atlantic shortfin mako used in the CFASPM by fleet.

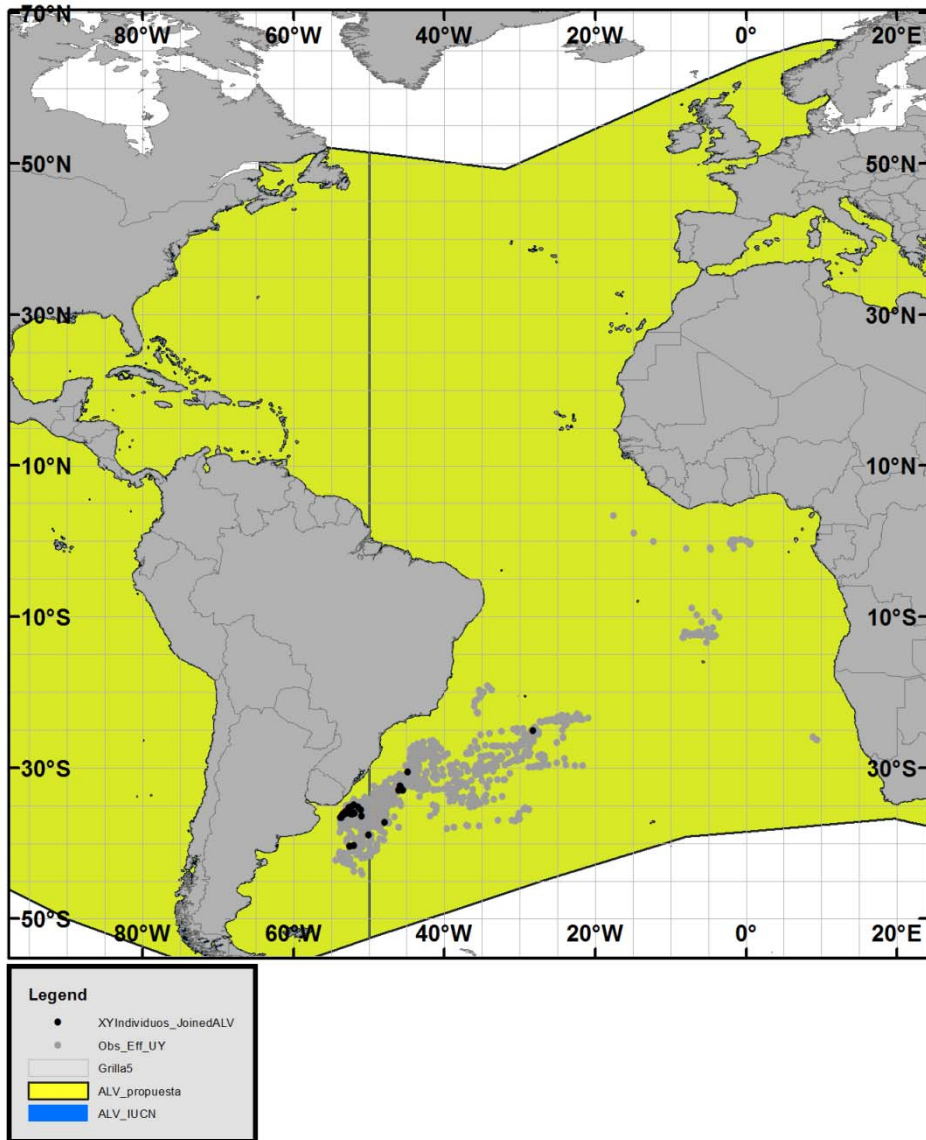
<i>Functional form</i>	<i>Fleet</i>
$1 / (1 + \text{Exp}(-(\text{age} - 20.0) / (1.0)))$	USA LL
$1 / (1 + \text{Exp}(-(\text{age} - 7.23) / (22.09)))$	Japan LL
$1 / (1 + \text{Exp}(-(\text{age} - 7.27) / (19.96)))$	Portugal LL NA
$1 / (1 + \text{Exp}(-(\text{age} - 8.84) / (18.29)))$	Portugal LL SA
$1 / (1 + \text{Exp}(-(\text{age} - 6.93) / (17.72)))$	Uruguay LL
$1 / (1 + \text{Exp}(-(\text{age} - 6.52) / (14.07)))$	Brasil LL
$1 / (1 + \text{Exp}(-(\text{age} - 1.3) / (1.2)))$	Hierarchical index
$1 / (1 + \text{Exp}(-(\text{age} - 7.36) / (18.43)))$	Combined fleet, Spain LL NA and SA

**Table 23.** CFASPM mean estimates for the shortfin mako in the North Atlantic. CVs are given in parentheses.

<i>Model run</i>	<i>Objective Function</i>	<i>SSBcur/SSB<sub>0</sub></i>	<i>SSBcur/SSB<sub>msy</sub></i>	<i>Fcur</i>	<i>Fcur/F<sub>msy</sub></i>	<i>Fmodern</i>	<i>Fhistoric</i>	<i>F<sub>msy</sub></i>	<i>SPR<sub>msy</sub></i>	<i>M</i>	<i>alpha</i>
Run 1	-43.1885	0.71 (0.27)	2.04 (0.87)	0.015 (0.86)	0.41 (0.29)	0.02 (0.70)	0.0024535 (23.6)	0.04 (0.10)	0.48	0.100 (0.20)	4.89 (0.18)
Run 2	-92.6243	0.58 (0.23)	1.67 (0.24)	0.023 (0.64)	0.60 (0.64)	0.03 (0.40)	0.000000029568 (>100)	0.038 (0.10)	0.48	0.101 (0.19)	4.95 (0.18)
Run 3	-43.1848	0.66 (0.28)	1.91 (0.30)	0.016 (0.85)	0.42 (0.85)	0.02 (0.68)	0.031407 (1.91)	0.038 (0.10)	0.48	0.100 (0.20)	4.88 (0.18)
Run 4	-86.8225	0.55 (0.23)	1.63 (0.26)	0.024 (0.63)	0.62 (0.63)	0.03 (0.20)	0.031568 (0.39)	0.038 (0.10)	0.48	0.101 (0.20)	4.94 (0.18)
Run 5	-44.0076	0.70 (0.27)	2.03 (0.29)	0.014 (0.92)	0.38 (0.92)	0.02 (0.76)	0.019031 (3.27)	0.038 (0.10)	0.48	0.101 (0.20)	4.89 (0.18)
Run 6	3.78419	0.69 (0.24)	1.94 (0.27)	0.017 (0.83)	0.16 (0.86)	0.02 (0.65)	0.00000011371 (>100)	0.104 (0.22)	0.49	0.100 (0.20)	4.88 (0.18)
Run 7	-45.4745	0.69 (0.25)	1.99 (0.27)	0.017 (0.83)	0.45 (0.83)	0.02 (0.65)	0.00000012317 (>100)	0.038 (0.10)	0.48	0.100 (0.20)	4.88 (0.18)
Run 8	-45.4459	0.71 (0.27)	2.04 (0.29)	0.015 (0.88)	0.41 (0.88)	0.02 (0.71)	0.003406 (18.77)	0.038 (0.10)	0.48	0.100 (0.20)	4.86 (0.18)
Run 9	-61.533	0.68 (0.25)	1.96 (0.27)	0.017 (0.82)	0.46 (0.82)	0.02 (0.64)	0.00000012027 (>100)	0.038 (0.10)	0.48	0.099 (0.20)	4.89 (0.18)
Run 10	-31.0612	0.66 (0.30)	1.90 (0.32)	0.016 (0.85)	0.41 (0.85)	0.02 (0.68)	0.039773 (1.27)	0.039 (0.10)	0.48	0.100 (0.20)	4.99 (0.18)
Run 11	-11.9462	0.72 (0.05)	2.09 (0.12)	0.016 (0.51)	0.40 (0.52)	0.002*	0.020*	0.041 (0.10)	0.48	0.104 (0.19)	5.13 (0.18)
Run 12	6.5506	0.73 (0.05)	2.16 (0.12)	0.015 (0.51)	0.38 (0.52)	0.002*	0.020*	0.041 (0.09)	0.47	0.109 (0.19)	5.13 (0.17)

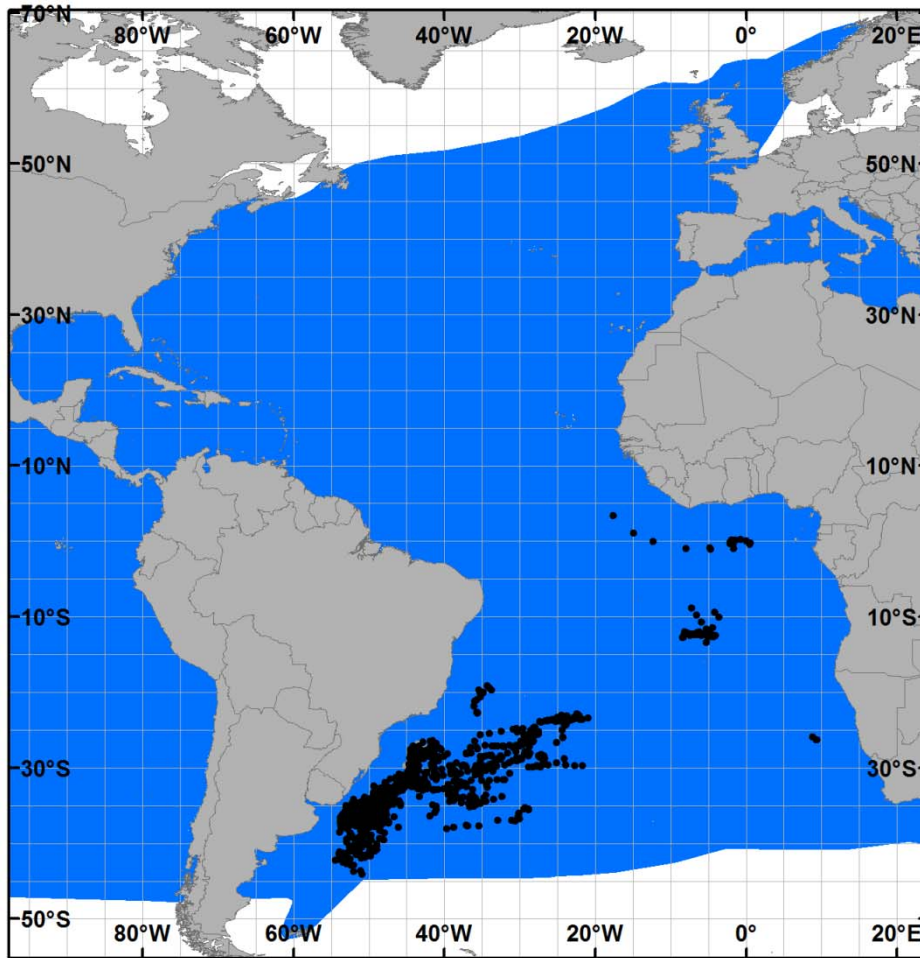
Fmodern refers to fishing mortality during the modern period, Fhistoric to that in the historic period. \* indicates parameters were fixed.





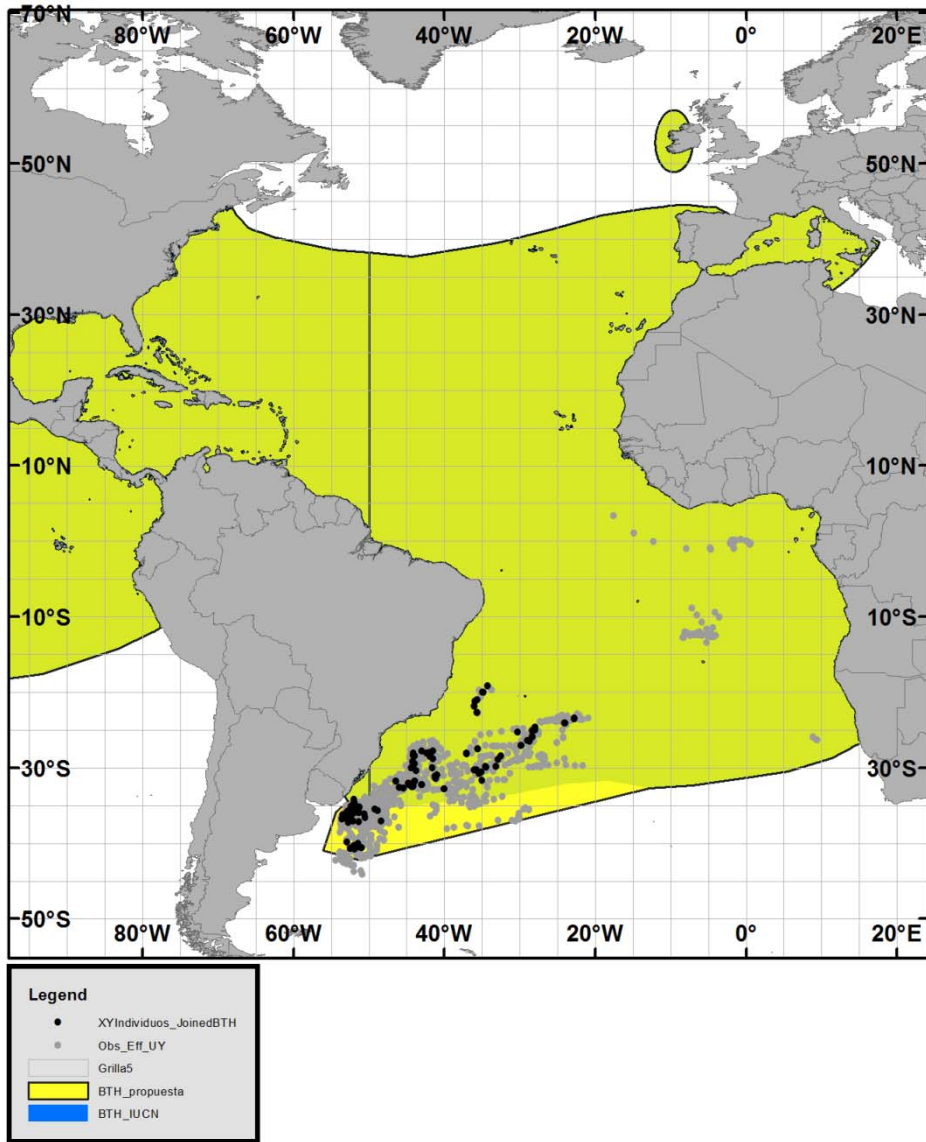
D:\CICMAR\Tiburones\Trabajos\2011 ICCAT Sharks ERA\GIS\SHK\_Dist\_ERA2011\_v2.mxd  
 Date Saved: 5/24/2012 7:31:06 PM

**Figure 1.** Species distribution for *Alopias vulpinus*.

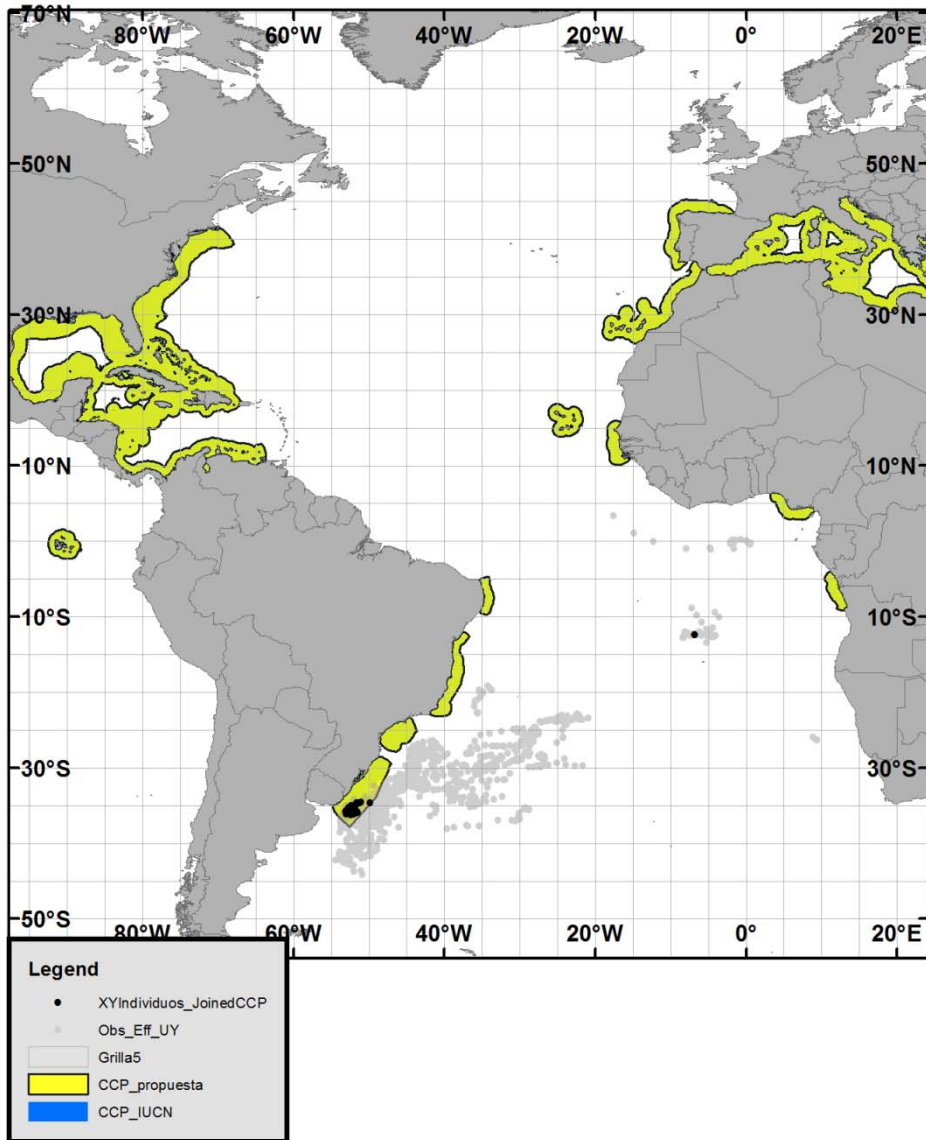


D:\CICMAR\Tiburones\Trabajos\2011 ICCAT Sharks ERA\GIS\SHK\_Dist\_ERA2011\_v2.mxd  
 Date Saved: 5/24/2012 7:31:06 PM

**Figure 2.** Species distribution for *Prionace glauca*.

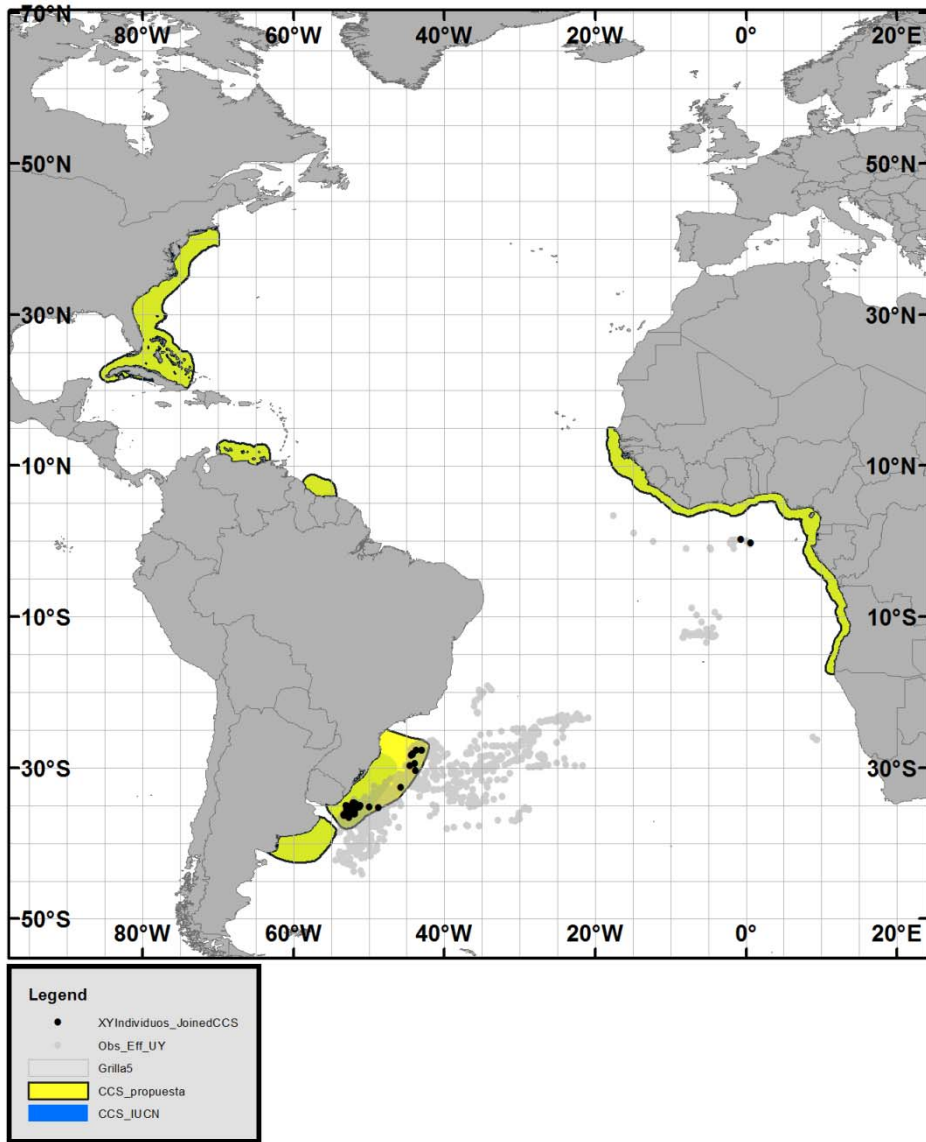


**Figure 3.** Species distribution for *Alopias superciliosus*.



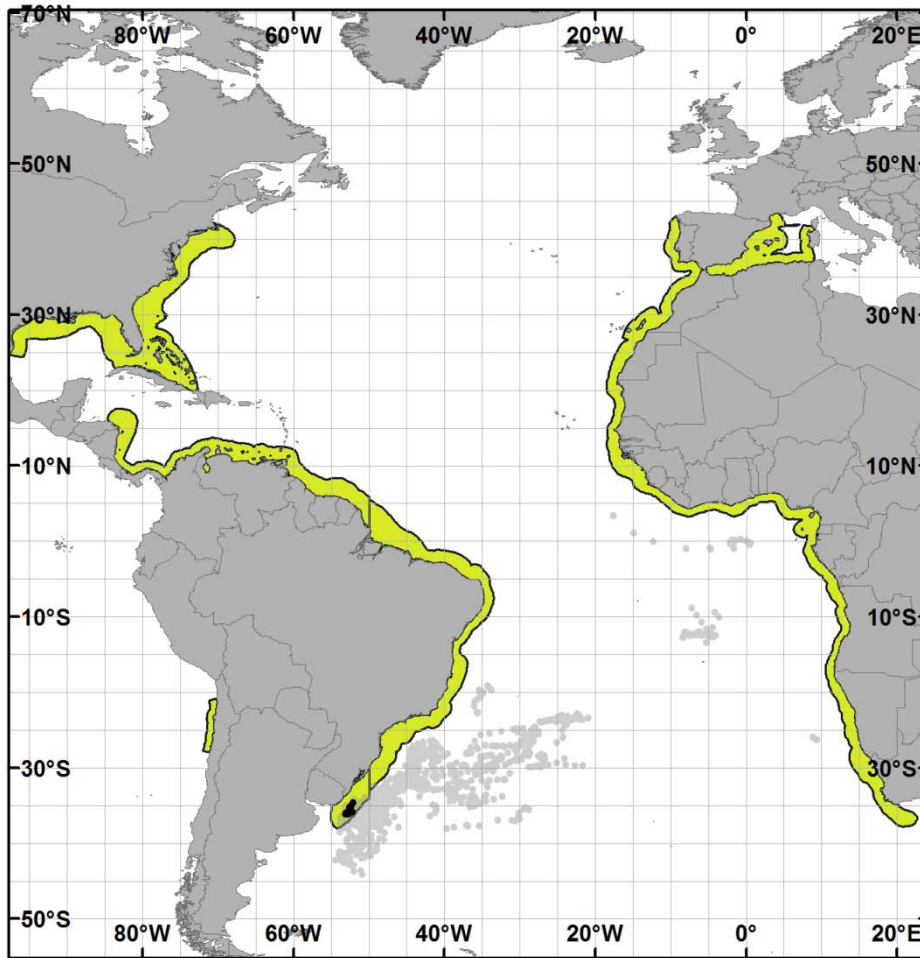
D:\CICMAR\Tiburones\Trabajos\2011 ICCAT Sharks ERA\GIS\SHK\_Dist\_ERA2011\_v2.mxd  
 Date Saved: 5/24/2012 7:31:06 PM

**Figure 4.** Species distribution for *Carcharhinus plumbeus*.



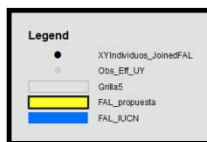
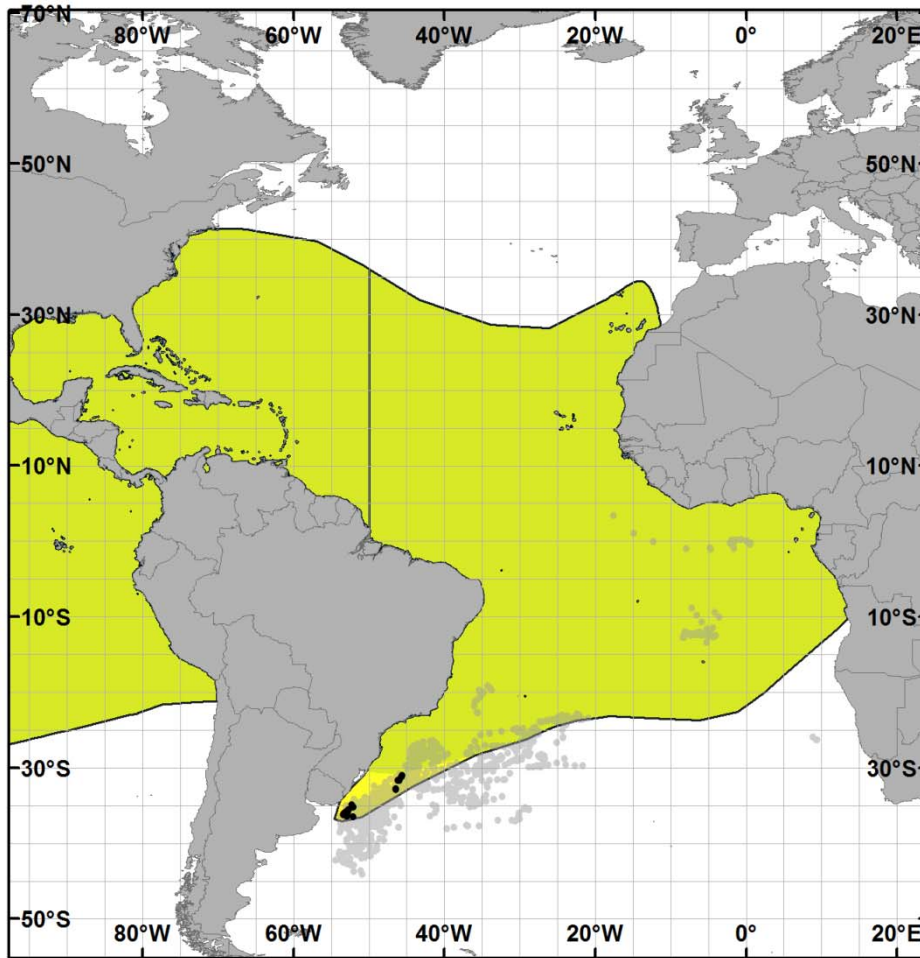
D:\CICMAR\Tiburones\Trabajos\2011 ICCAT Sharks ERA\GIS\SHK\_Dist\_ERA2011\_v2.mxd  
 Date Saved: 5/24/2012 7:35:03 PM

**Figure 5.** Species distribution for *Carcharhinus signatus*.



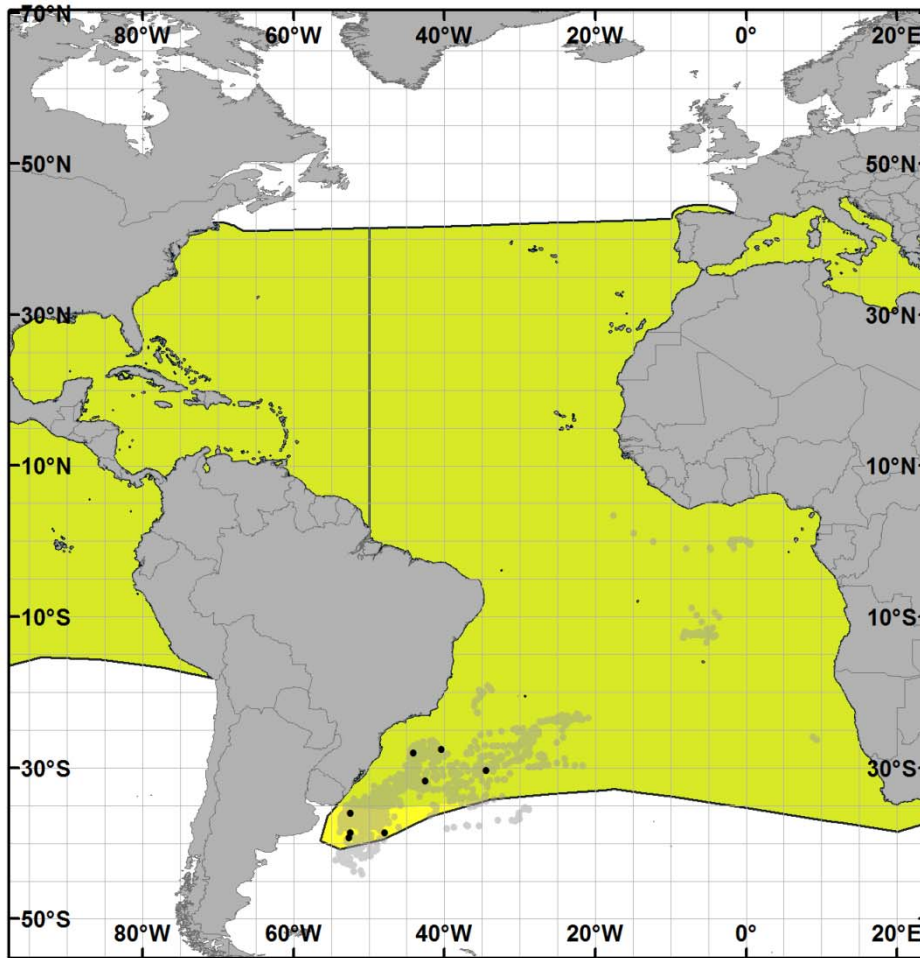
D:\CICMAR\Tiburones\Trabajos\2011 ICCAT Sharks ERA\GIS\SHK\_Dist\_ERA2011\_v2.mxd  
 Date Saved: 5/24/2012 7:35:03 PM

**Figure 6.** Species distribution for *Carcharhinus obscurus*.



D:\CICMAR\Tiburones\Trabajos\2011 ICCAT Sharks ERA\GIS\SHK\_Dist\_ERA2011\_v2.mxd  
 Date Saved: 5/24/2012 7:35:03 PM

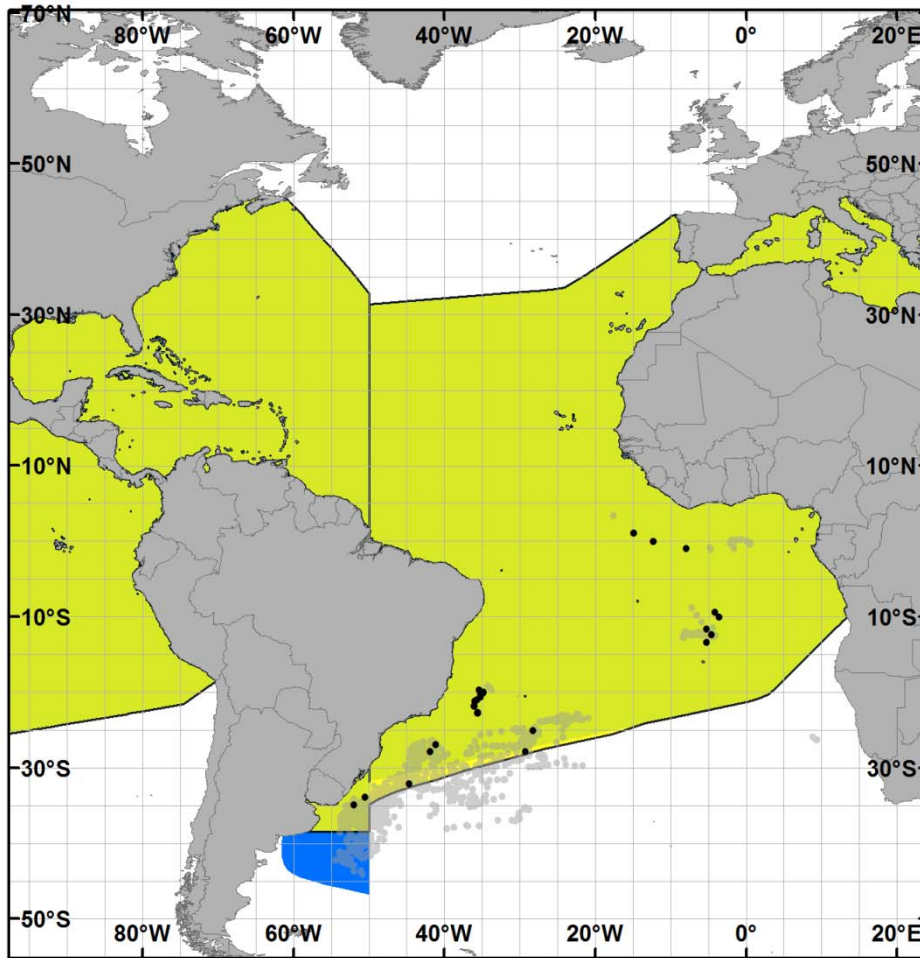
**Figure 7.** Species distribution for *Carcharhinus falciformis*.



D:\CICMAR\Tiburones\Trabajos\2011 ICCAT Sharks ERA\GIS\SHK\_Dist\_ERA2011\_v2.mxd  
 Date Saved: 5/24/2012 7:35:03 PM

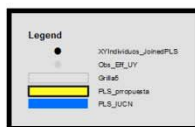
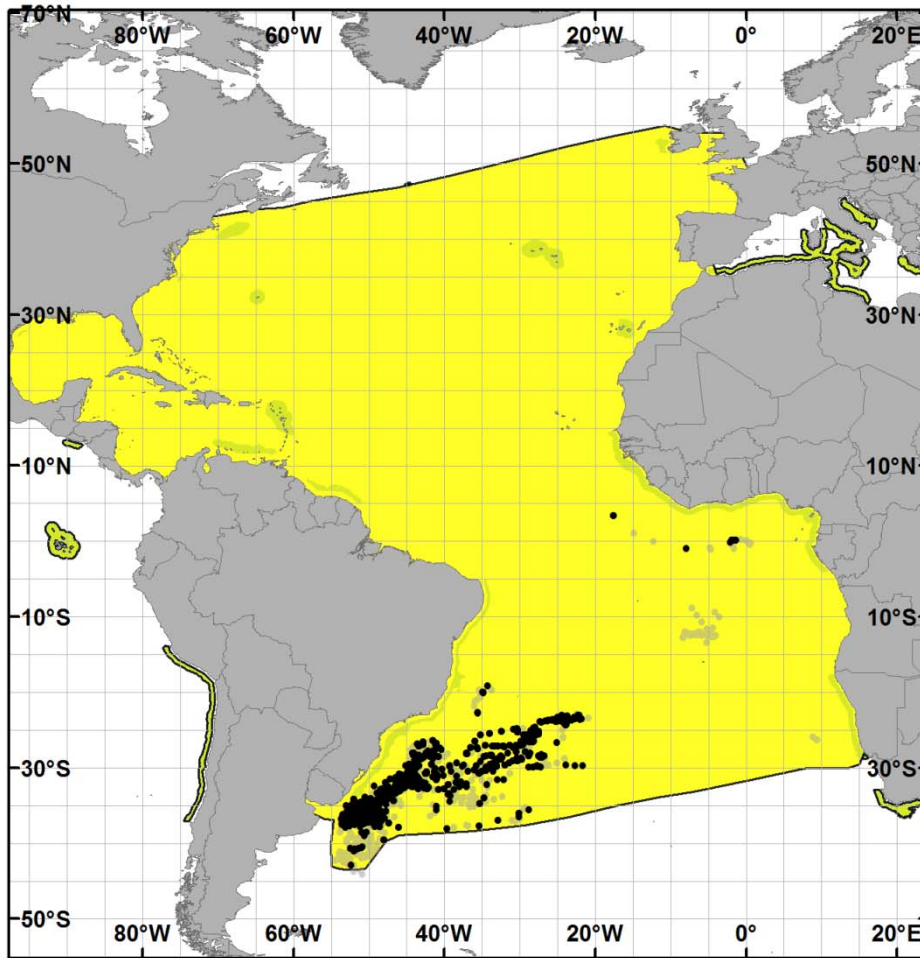
**Figure 8.** Species distribution for *Isurus paucus*.





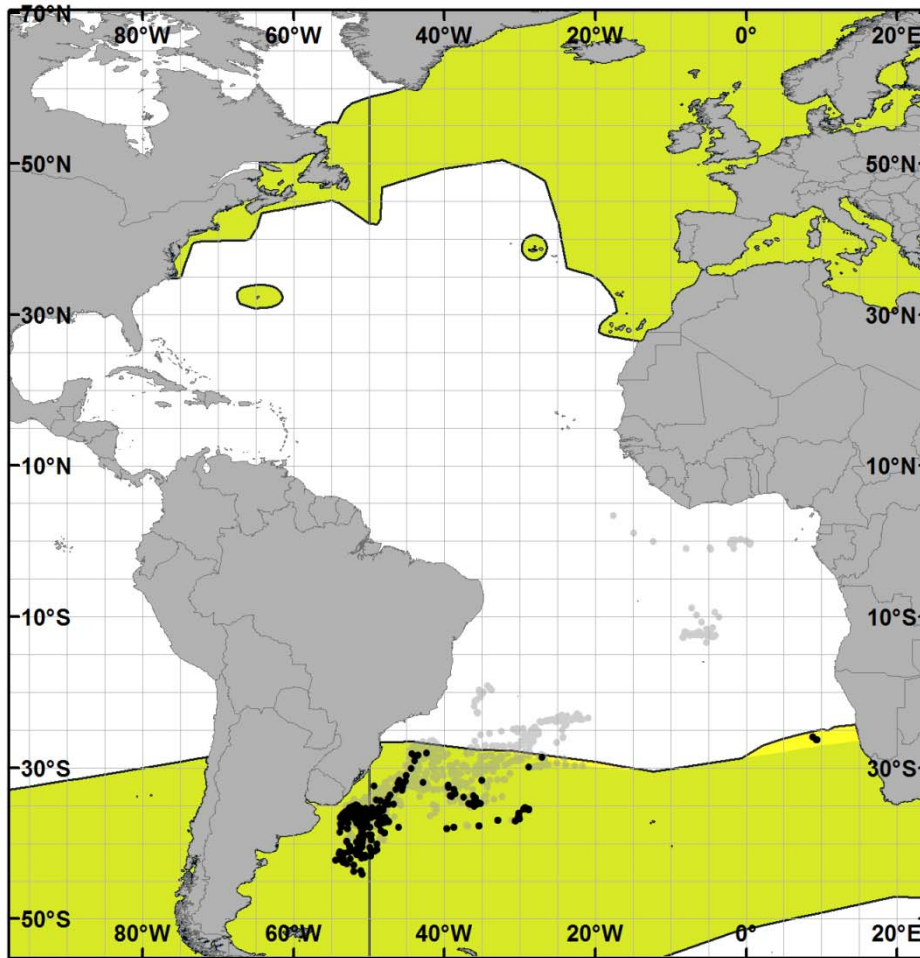
D:\CICMAR\Tiburones\Trabajos\2011 ICCAT Sharks ERA\GIS\SHK\_Dist\_ERA2011\_v2.mxd  
 Date Saved: 5/24/2012 7:35:03 PM

**Figure 9.** Species distribution for *Carcharhinus longimanus*.



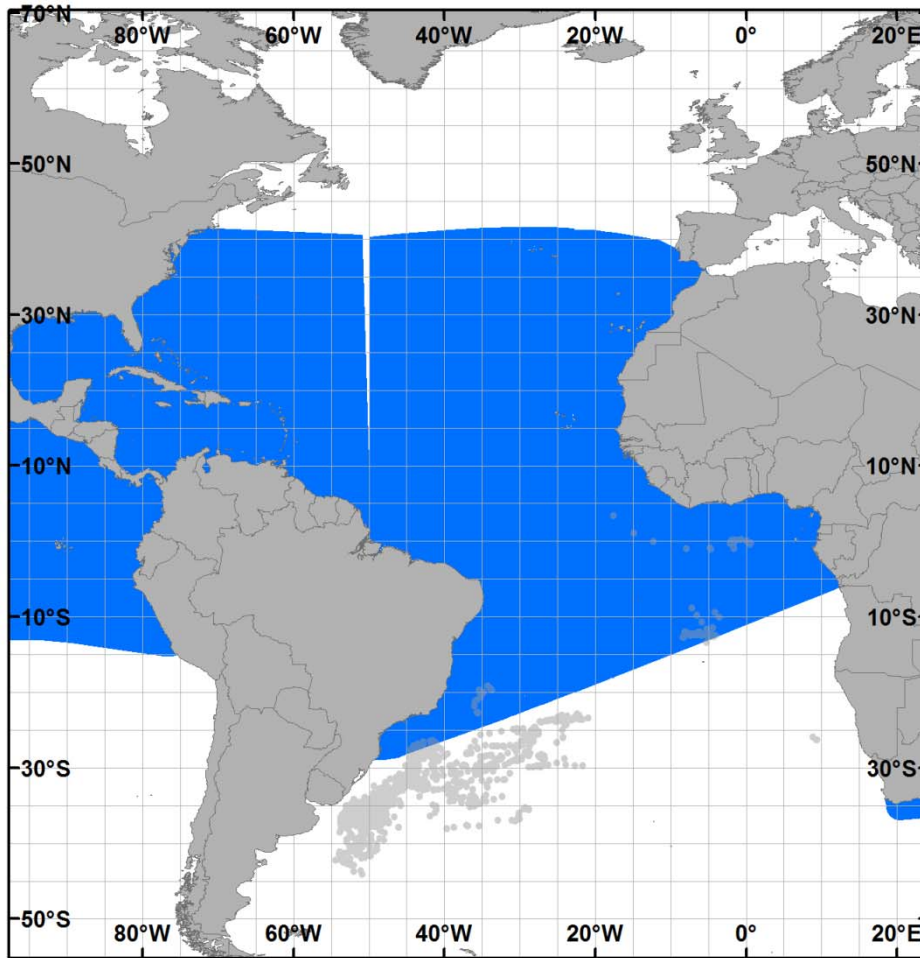
D:\CICMAR\Tiburones\Trabajos\2011 ICCAT Sharks ERA\GIS\SHK\_Dist\_ERA2011\_v2.mxd  
 Date Saved: 5/24/2012 7:35:03 PM

**Figure 10.** Species distribution for *Pteroplatytrygon violacea*.



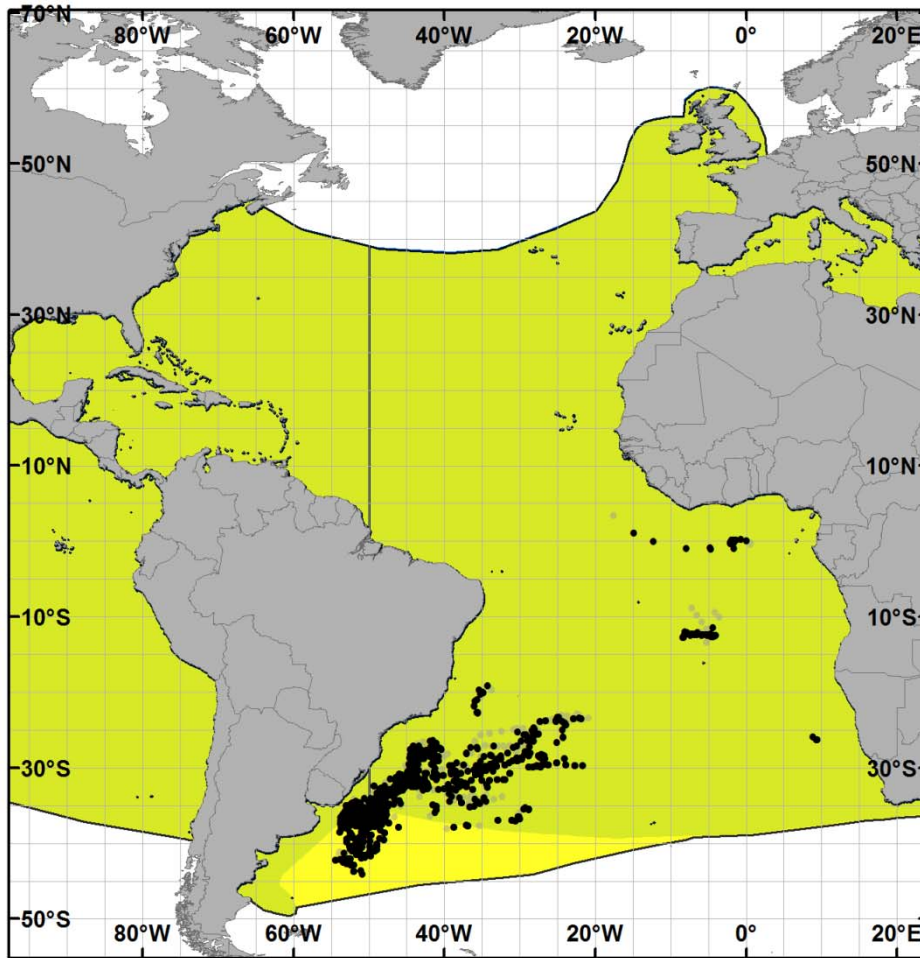
D:\CICMAR\Tiburones\Trabajos\2011 ICCAT Sharks ERA\GIS\SHK\_Dist\_ERA2011\_v2.mxd  
 Date Saved: 5/24/2012 7:35:03 PM

**Figure 11.** Species distribution for *Lamna nasus*.



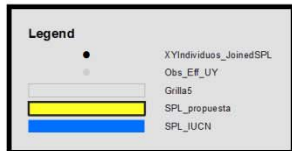
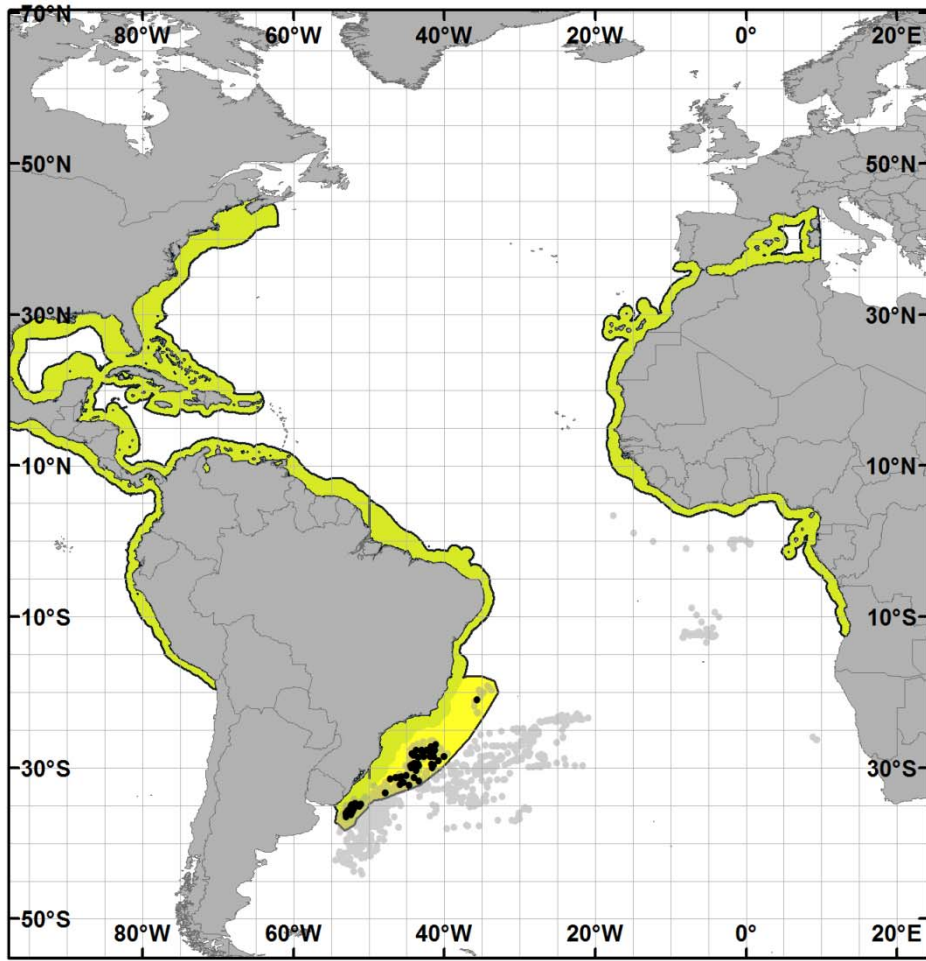
D:\CICMAR\Tiburones\Trabajos\2011 ICCAT Sharks ERA\GIS\SHK\_Dist\_ERA2011\_v2.mxd  
 Date Saved: 5/24/2012 7:35:03 PM

**Figure 12.** Species distribution for *Manta birostris*.



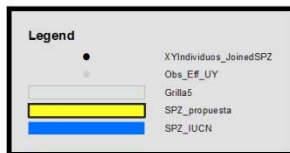
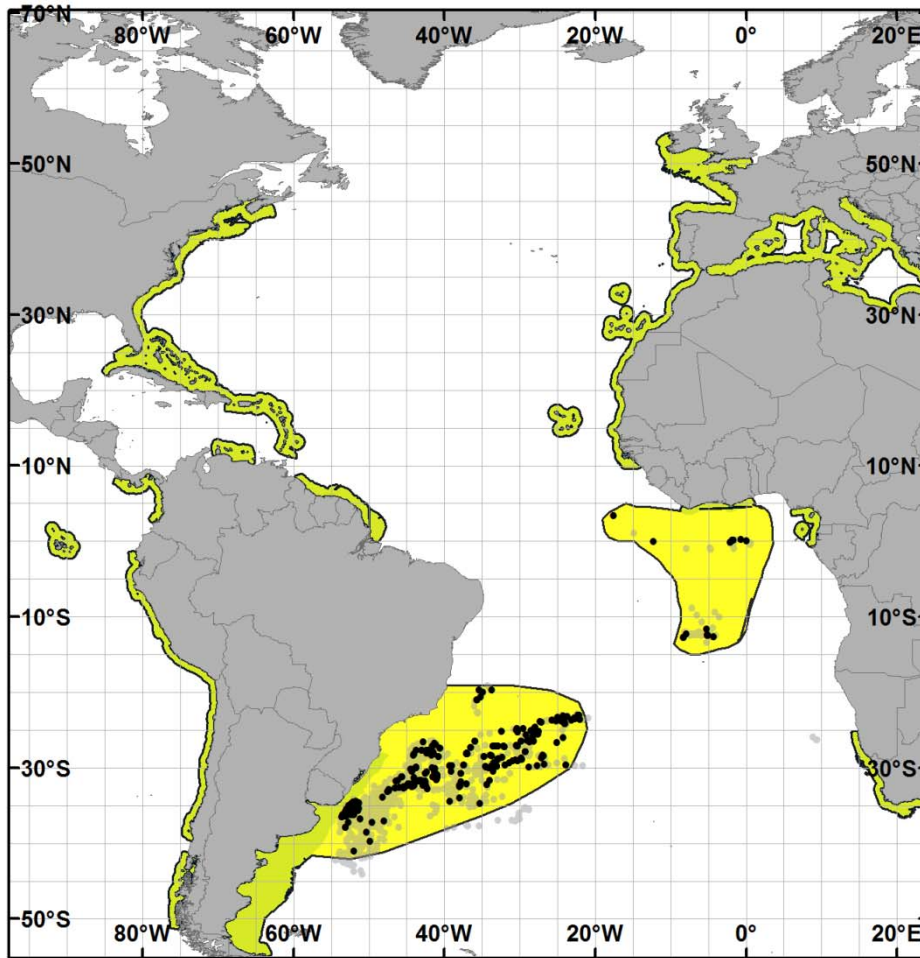
D:\CICMAR\Tiburones\Trabajos\2011 ICCAT Sharks ERA\GIS\SHK\_Dist\_ERA2011\_v2.mxd  
 Date Saved: 5/24/2012 7:35:03 PM

**Figure 13.** Species distribution for *Isurus oxyrinchus*.



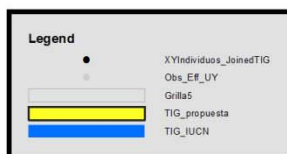
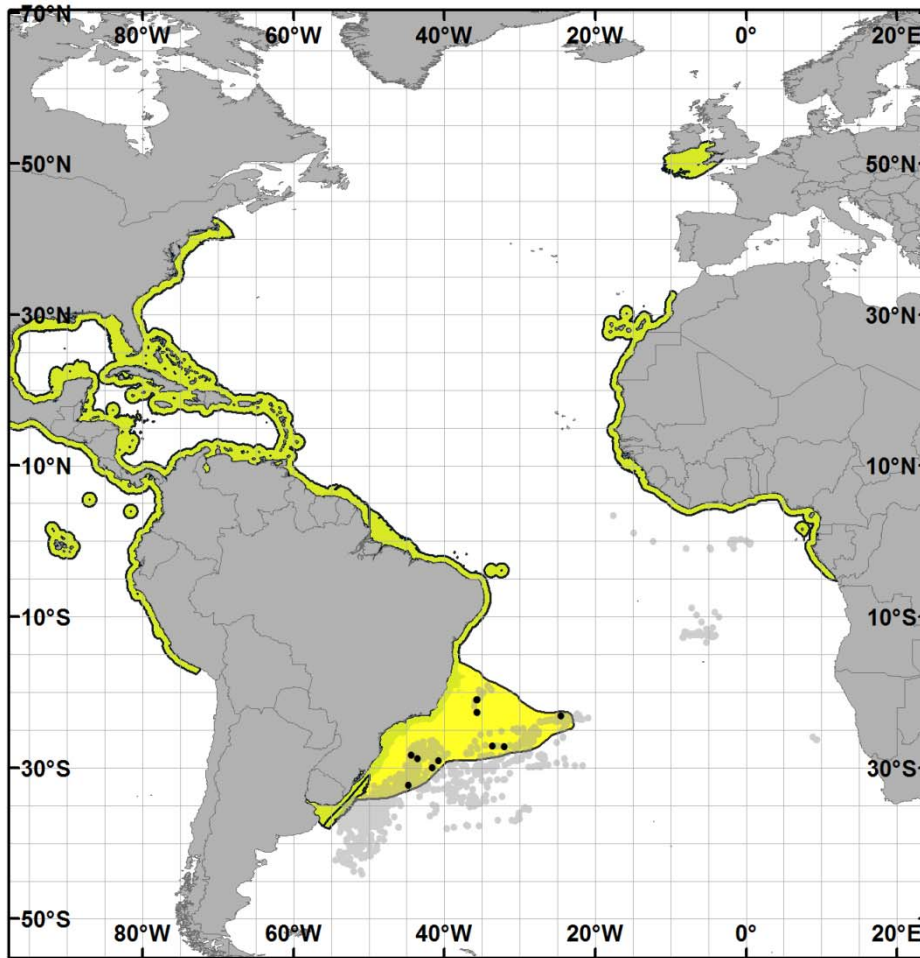
D:\CICMAR\Tiburones\Trabajos\2011 ICCAT Sharks ERA\GIS\SHK\_Dist\_ERA2011\_v2.mxd  
 Date Saved: 5/24/2012 7:35:03 PM

**Figure 14.** Species distribution for *Sphyrna lewini*.



D:\CICMAR\Tiburones\Trabajos\2011 ICCAT Sharks ERA\GIS\SHK\_Dist\_ERA2011\_v2.mxd  
 Date Saved: 5/24/2012 7:35:03 PM

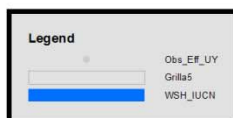
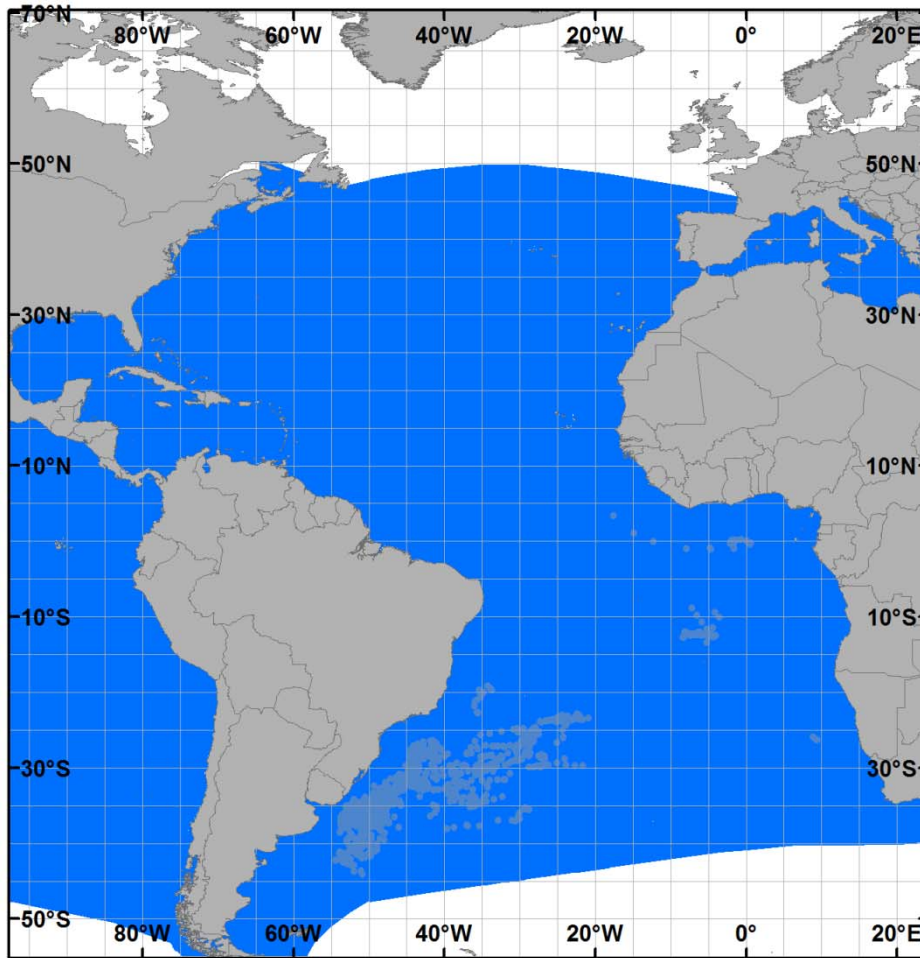
**Figure 15.** Species distribution for *Sphyrna zygaena*.



D:\CICMAR\Tiburones\Trabajos\2011 ICCAT Sharks ERA\GIS\SHK\_Dist\_ERA2011\_v2.mxd  
 Date Saved: 5/24/2012 7:35:03 PM

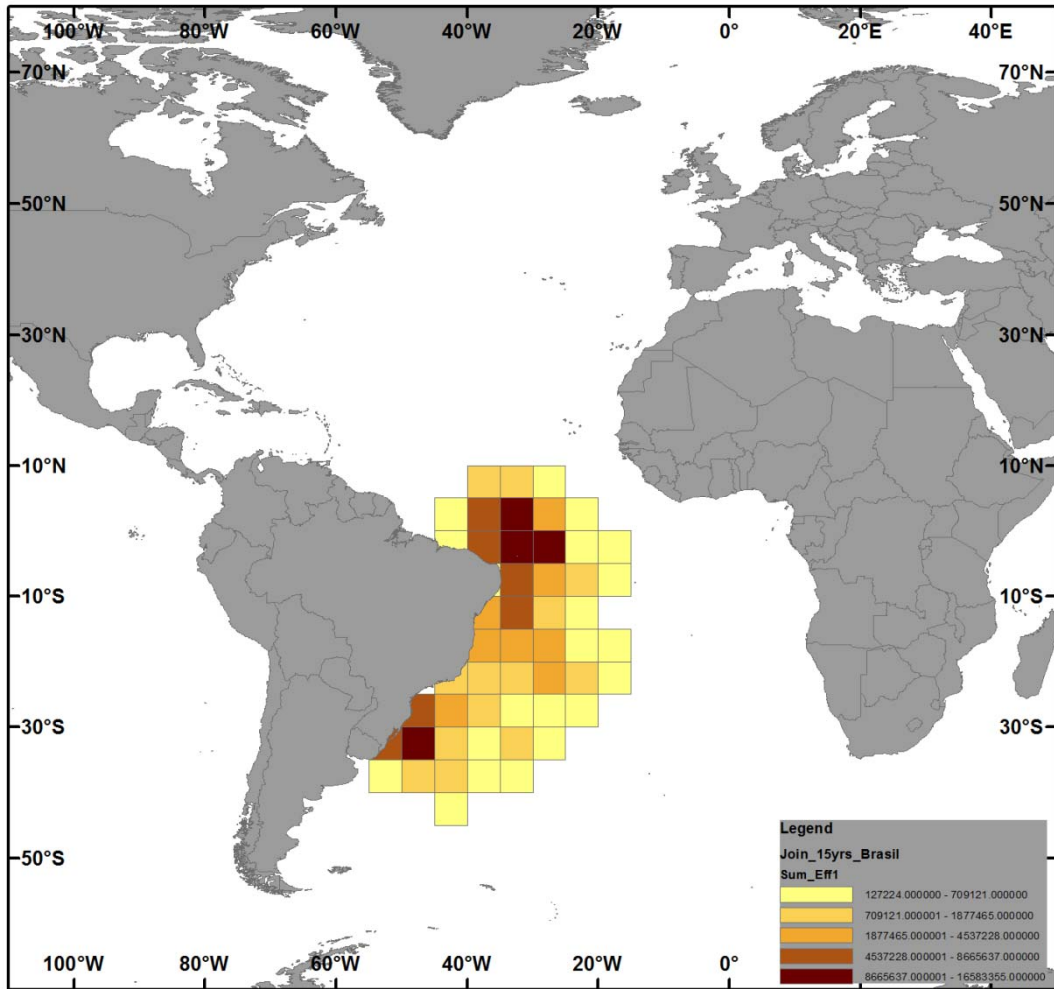
**Figure 16.** Species distribution for *Galeocerdo cuvier*.



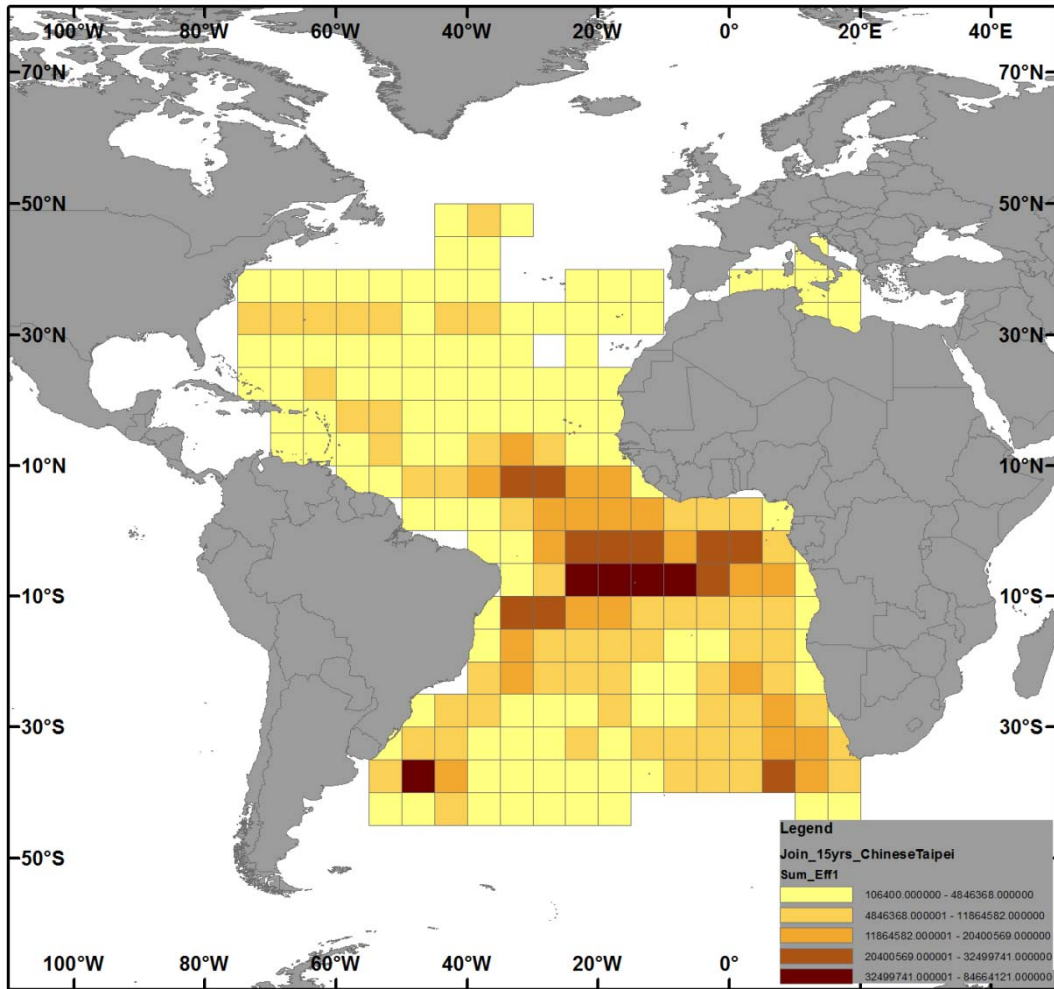


D:\CICMAR\Tiburones\Trabajos\2011 ICCAT Sharks ERA\GIS\SHK\_Dist\_ERA2011\_v2.mxd  
 Date Saved: 5/24/2012 7:35:03 PM

**Figure 17.** Species distribution for *Carcharodon carcharias*.



**Figure 18.** Effort distribution for Brazil (with observer coverage) for the ERA.



**Figure 19.** Effort distribution for Chinese Taipei (with observer coverage) for the ERA.

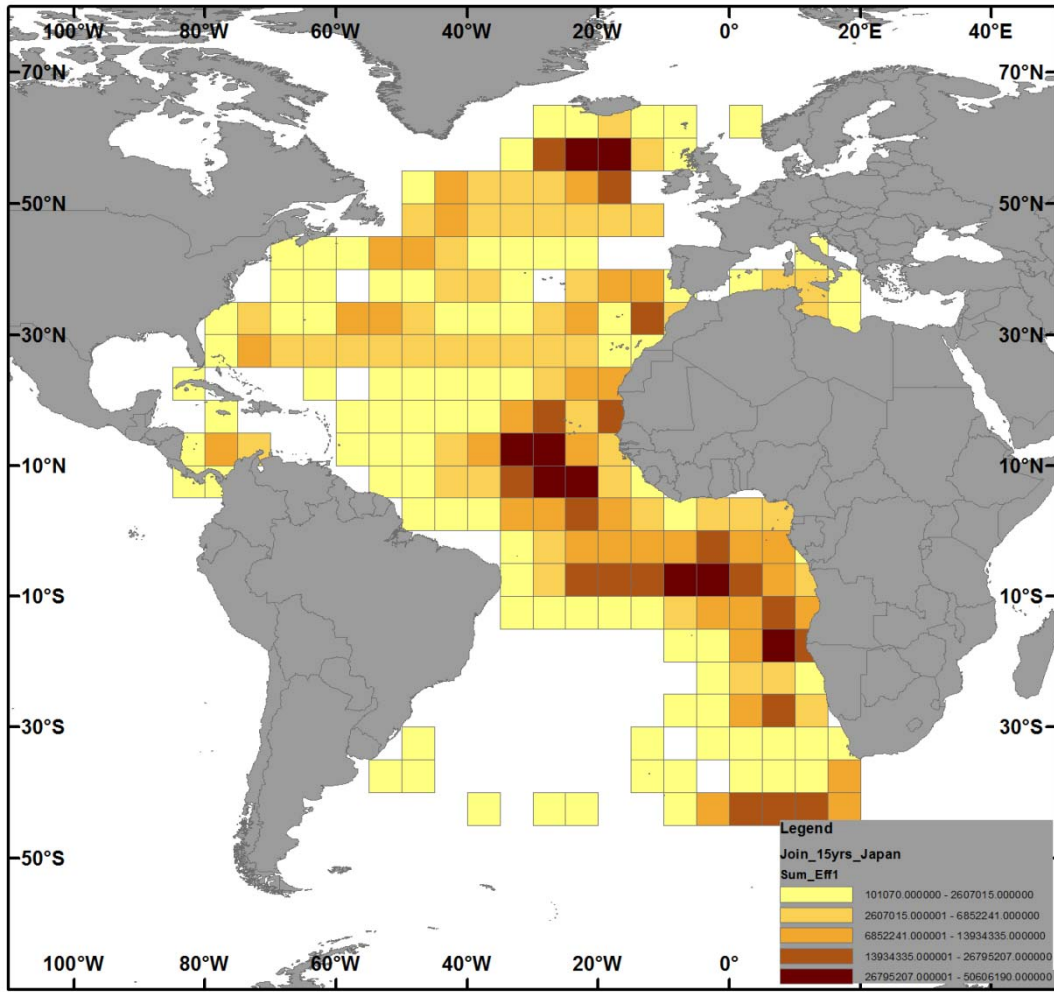
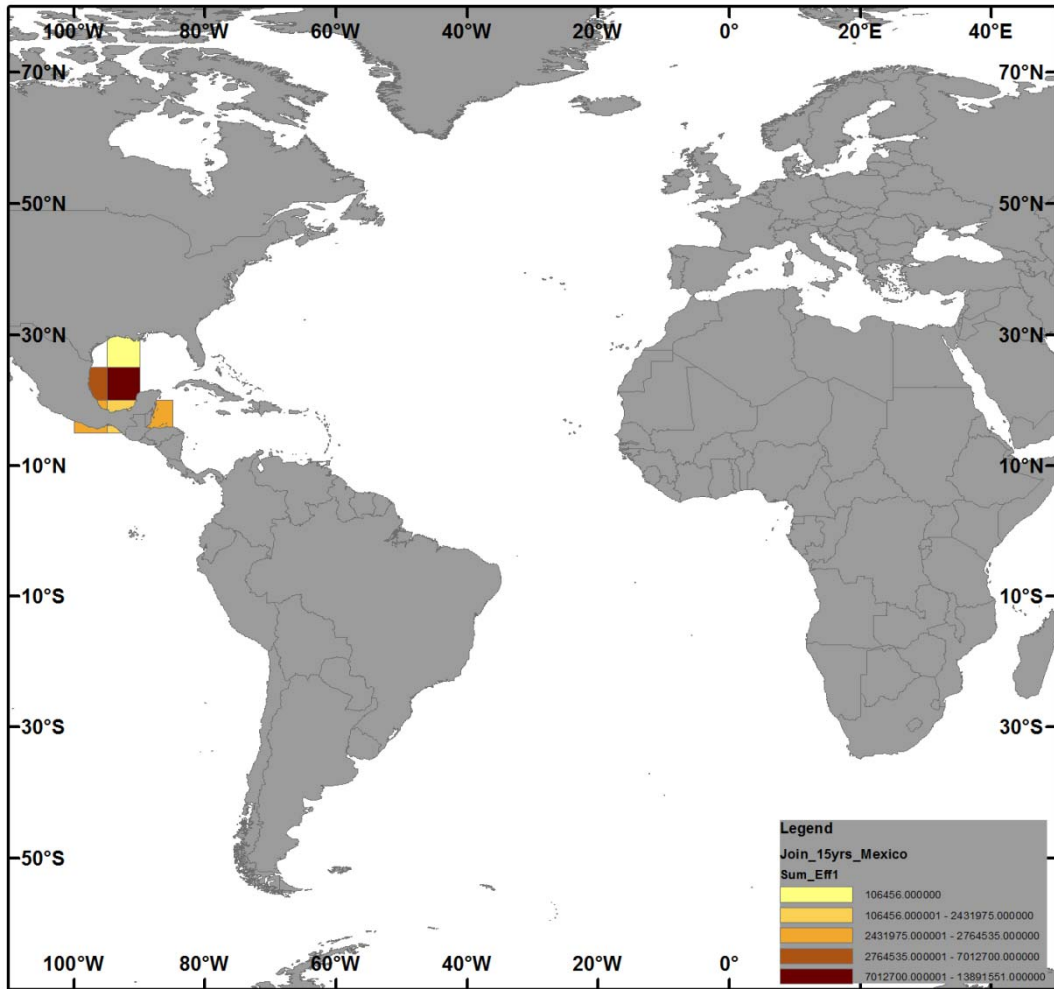
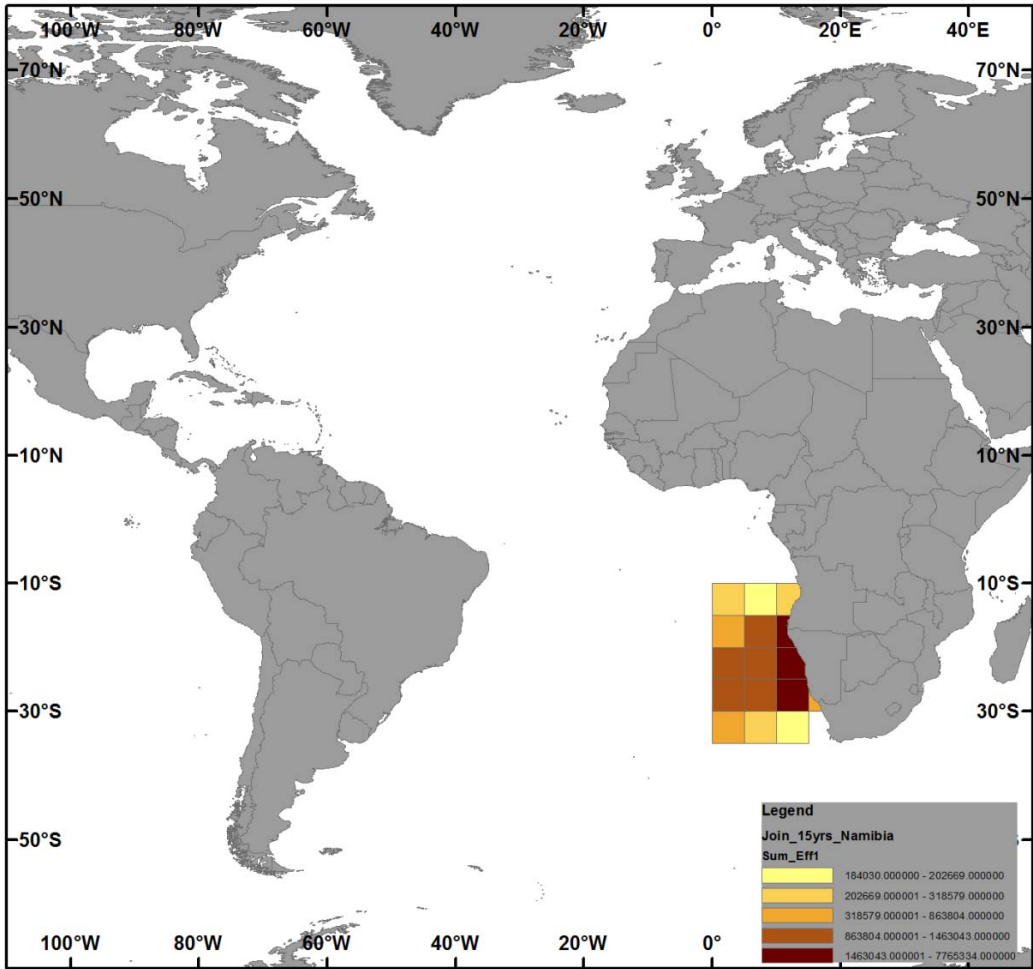


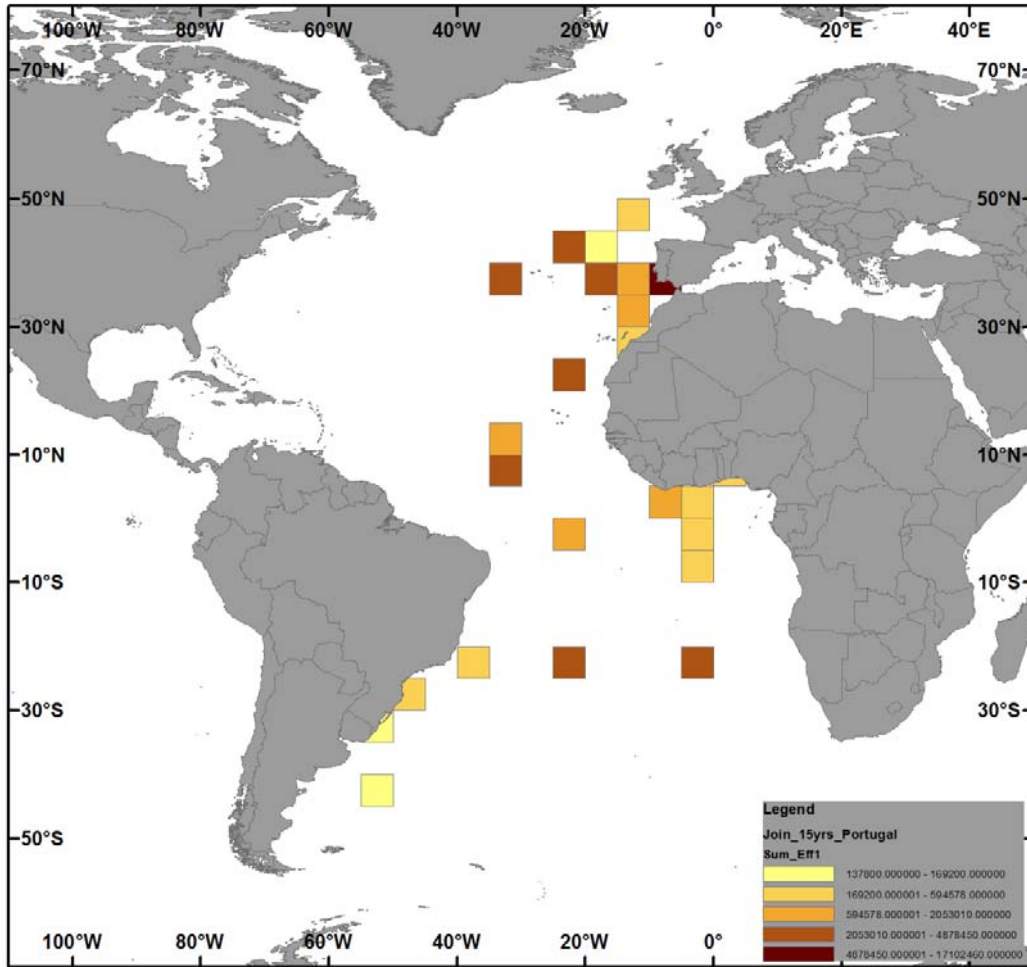
Figure 20. Effort distribution for Japan (with observer coverage) for the ERA.



**Figure 21.** Effort distribution for Mexico (with observer coverage) for the ERA.



**Figure 22.** Effort distribution for Namibia (with observer coverage) for the ERA.



**Figure 23.** Effort distribution for Portugal (with observer coverage) for the ERA.

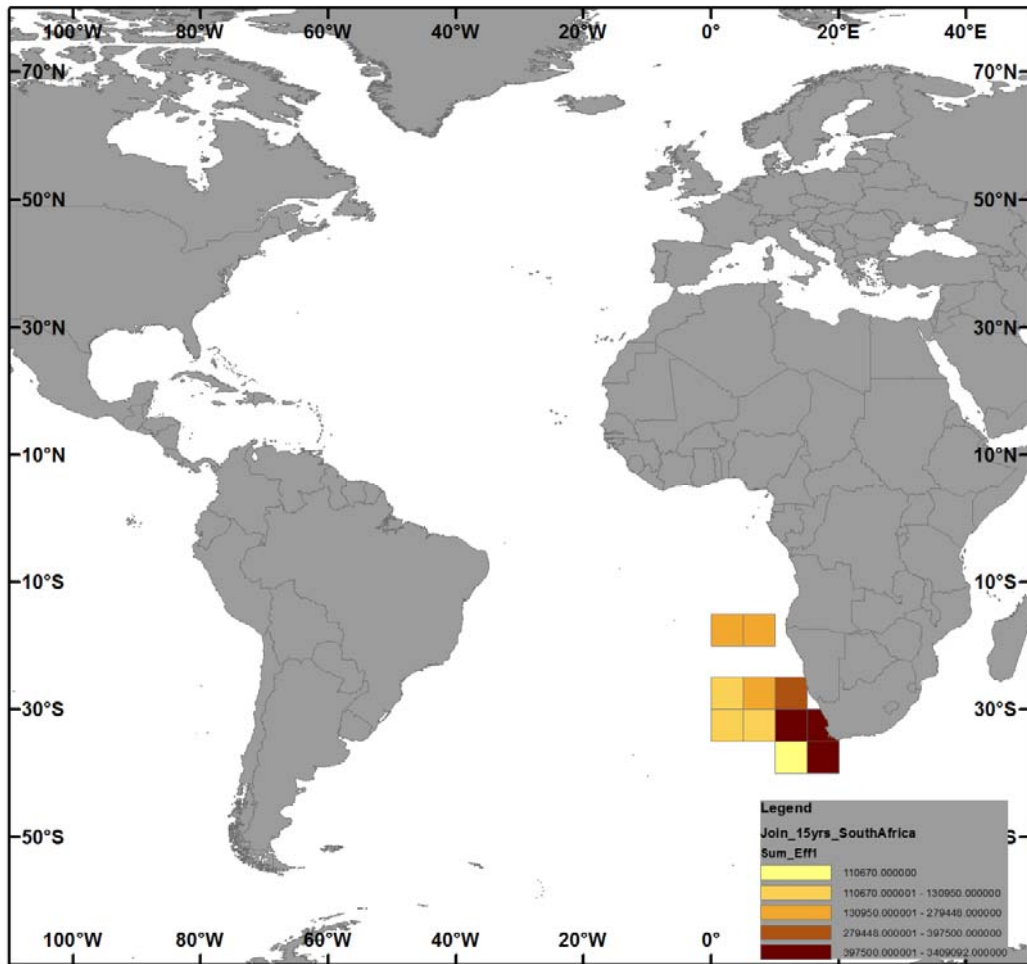


Figure 24. Effort distribution for South Africa (with observer coverage) for the ERA.



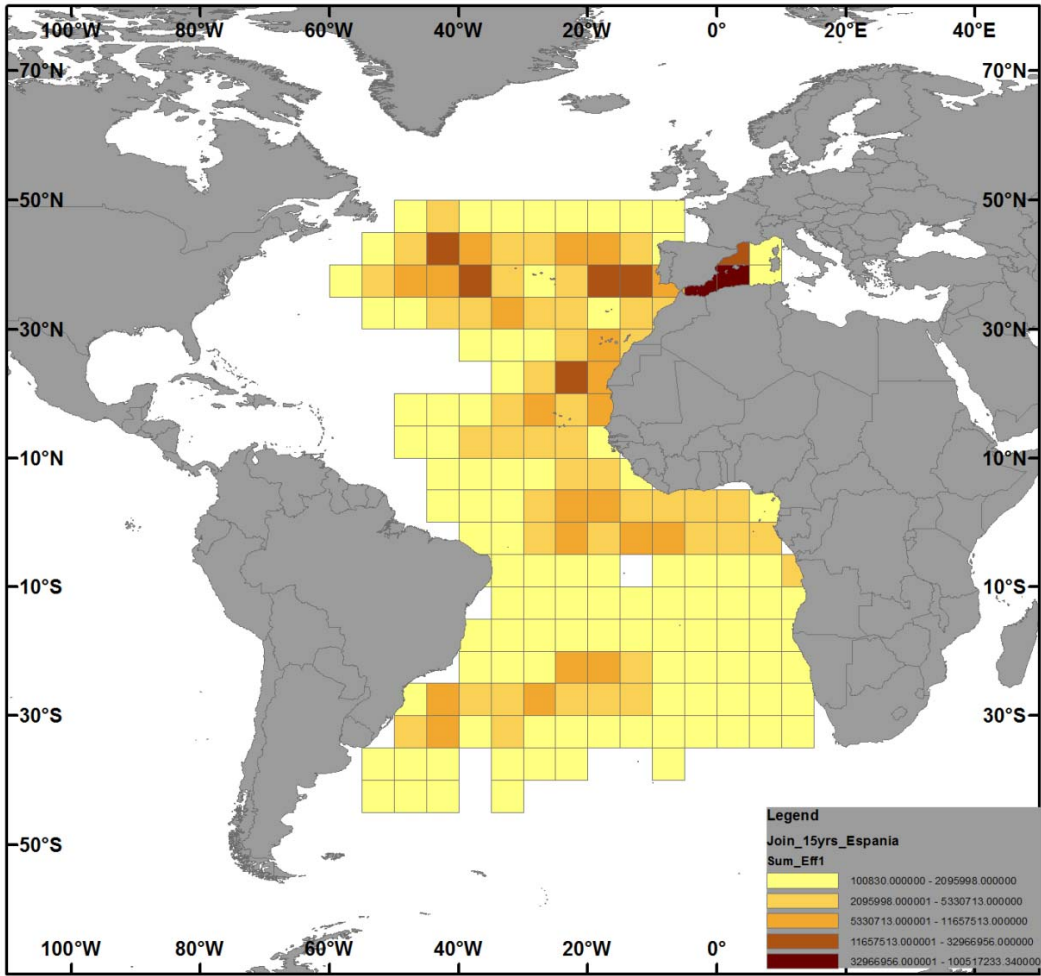
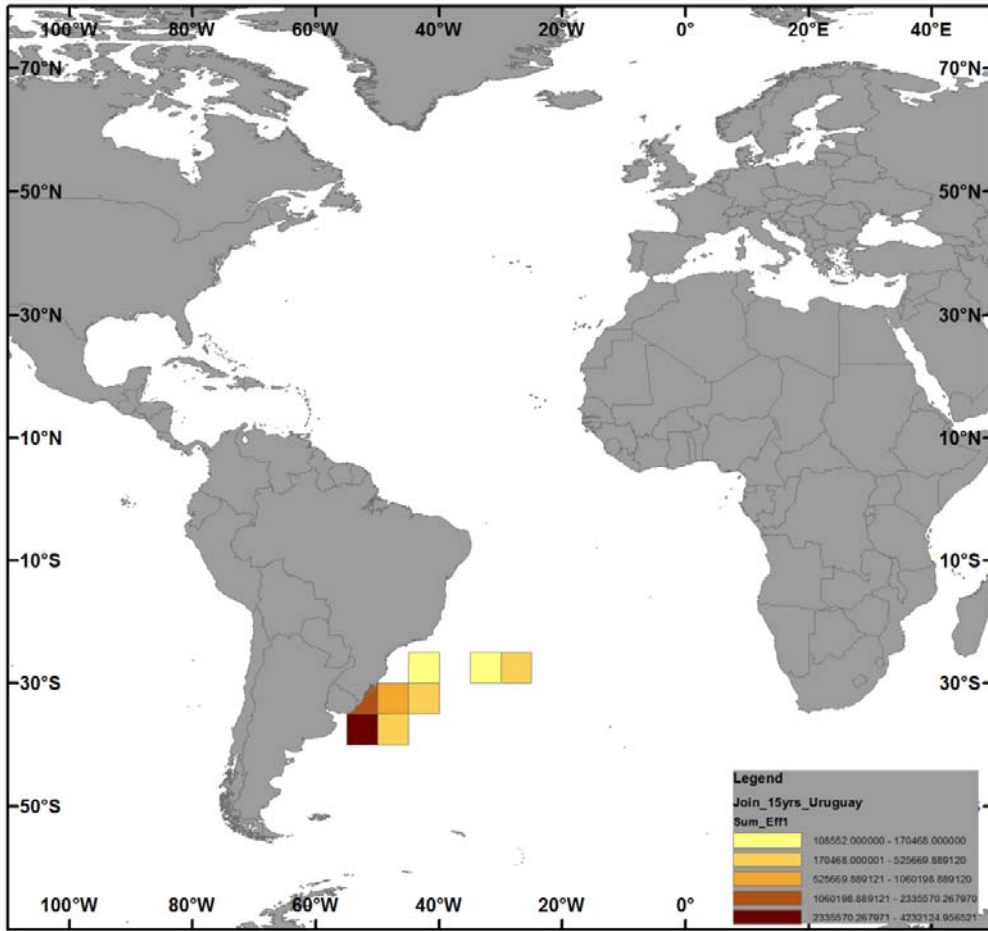


Figure 25. Effort distribution for Spain (with observer coverage) for the ERA.



**Figure 26.** Effort distribution for Uruguay (with observer coverage) for the ERA.

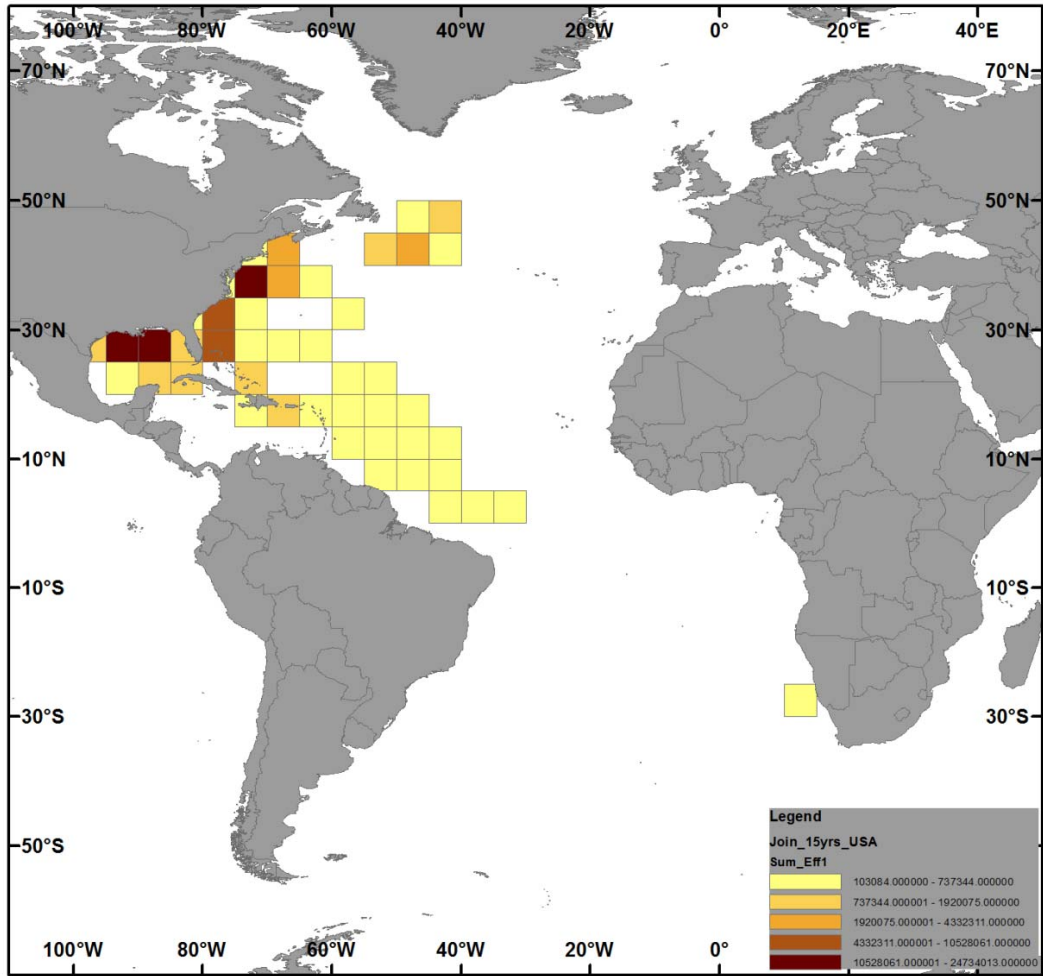
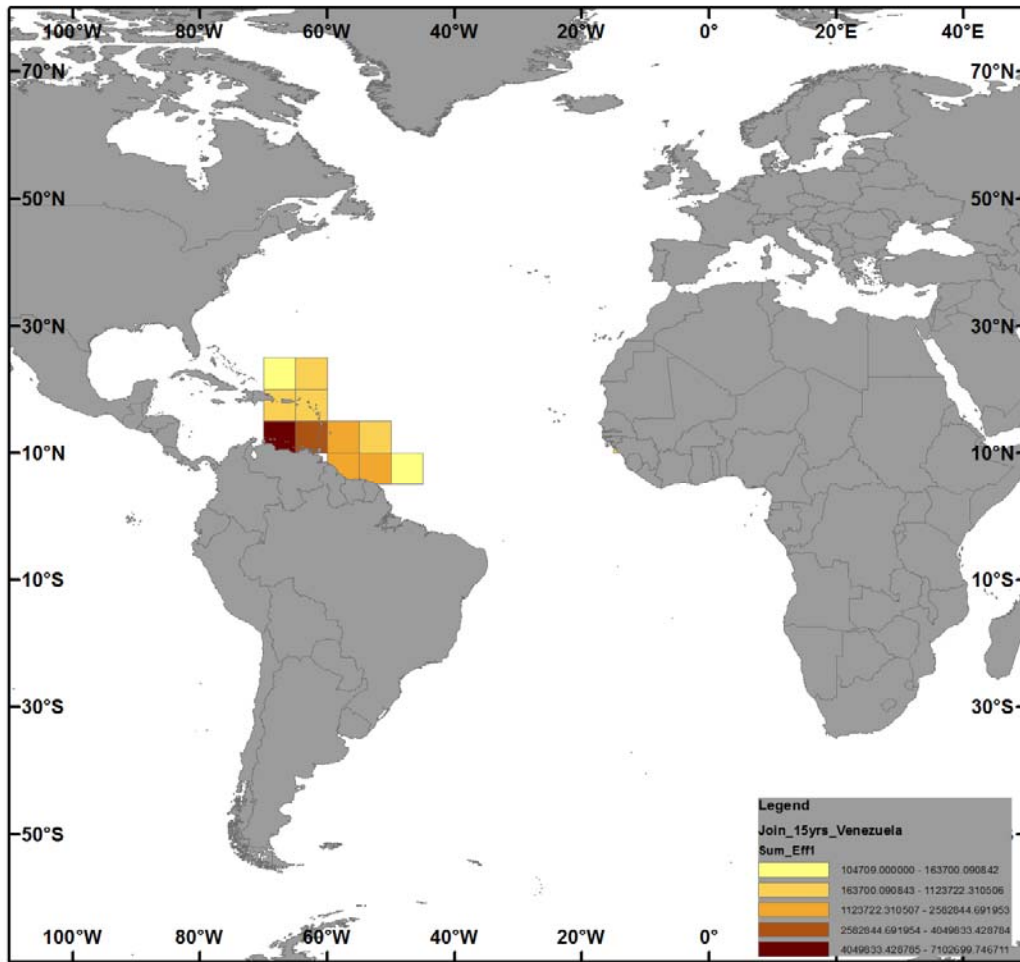
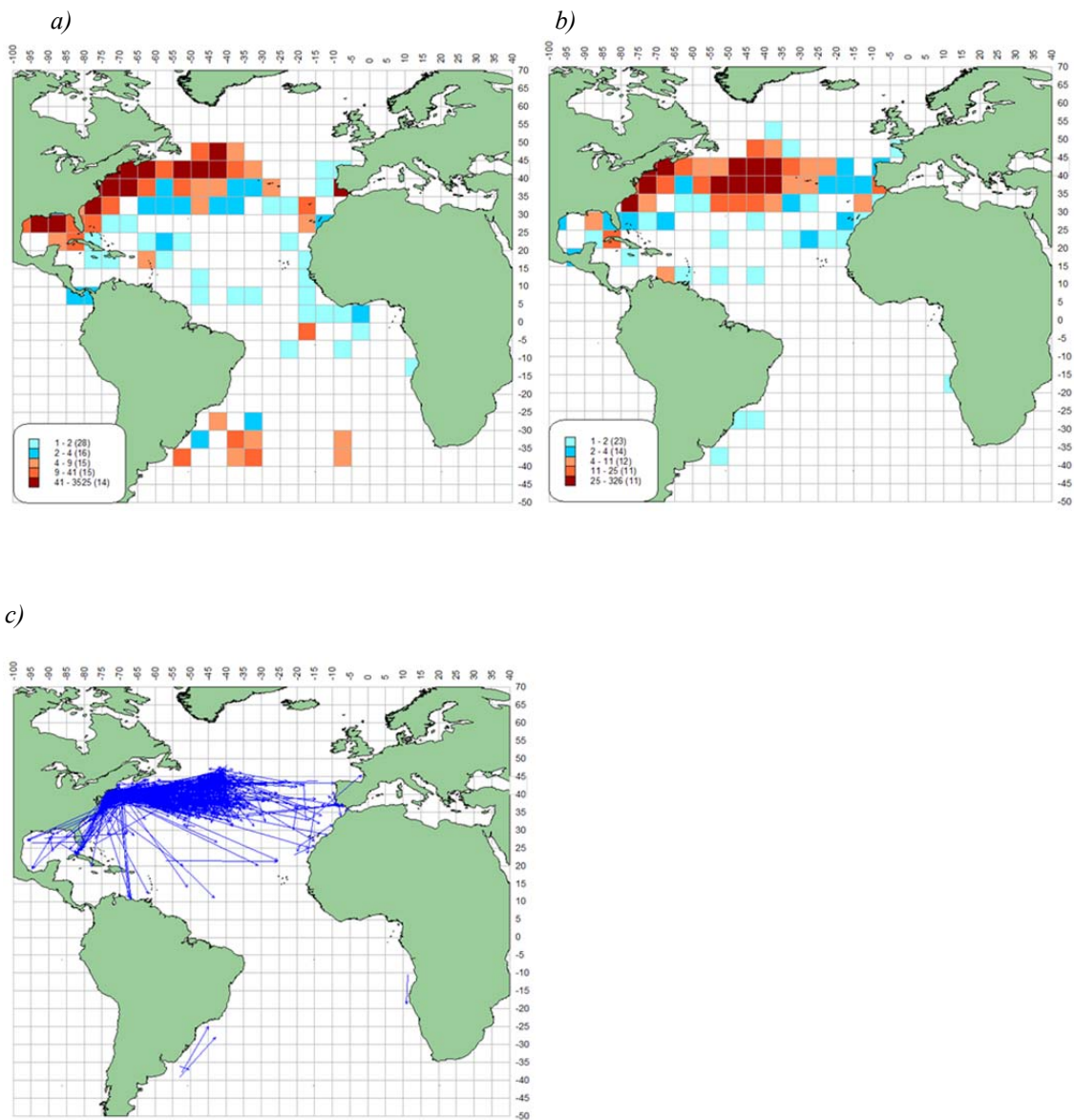


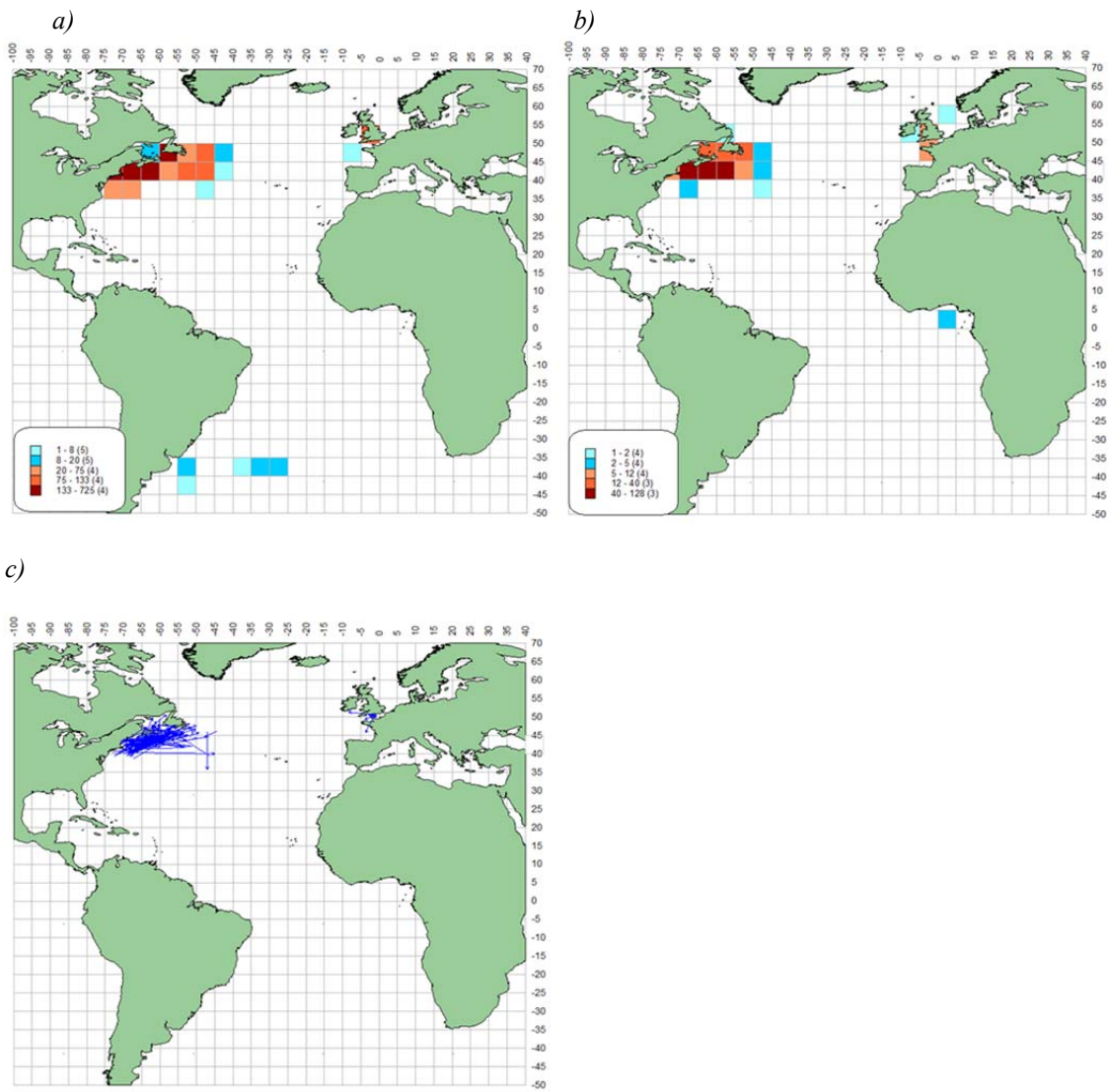
Figure 27. Effort distribution for USA (with observer coverage) for the ERA.



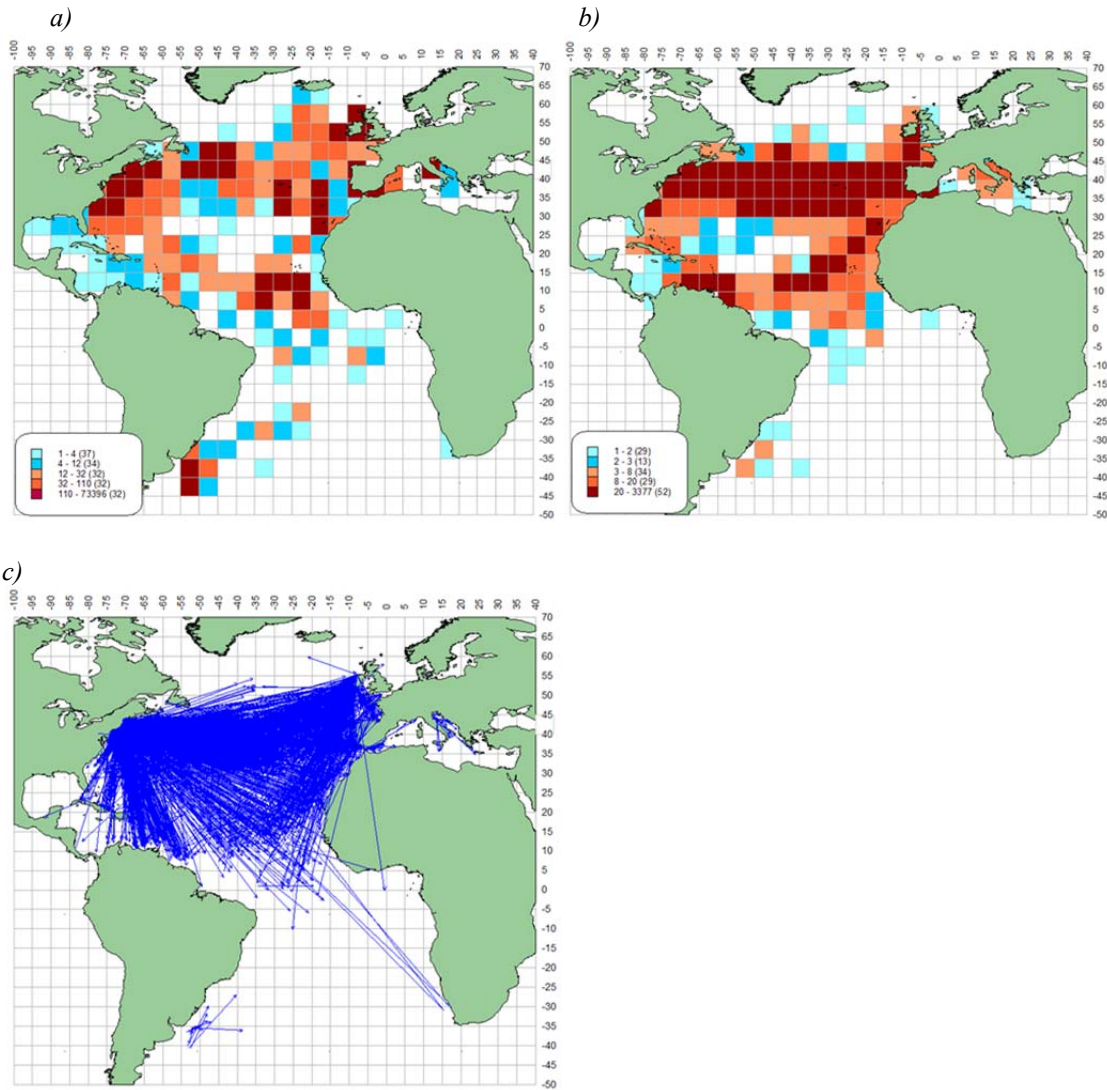
**Figure 28.** Effort distribution for Venezuela (with observer coverage) for the ERA.



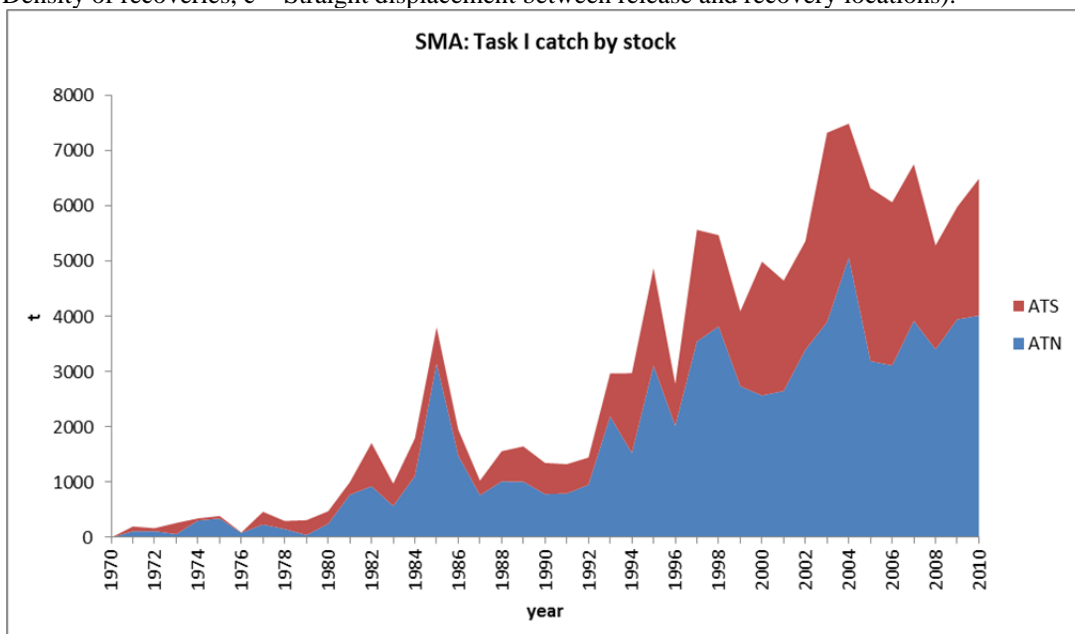
**Figure: 29.** Tag and Release distributions for Shortfin Mako in the Atlantic Ocean (a = Density of releases, b = Density of recoveries, c = Straight displacement between release and recovery locations).



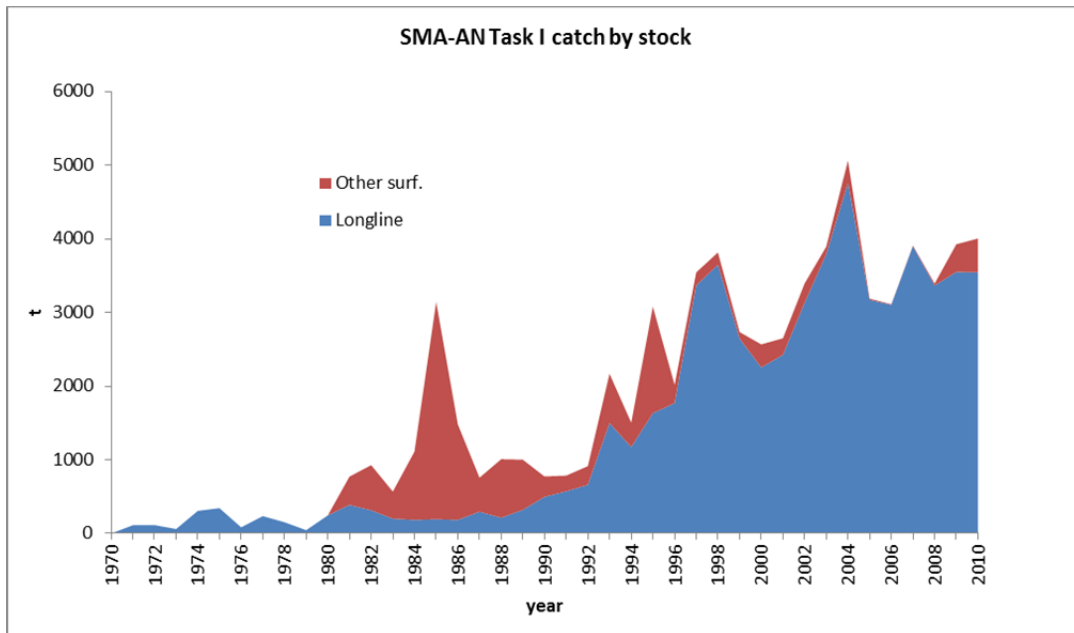
**Figure: 30.** Tag and Release distributions for Porbeagle in the Atlantic Ocean (a = Density of releases, b = Density of recoveries, c = Straight displacement between release and recovery locations).



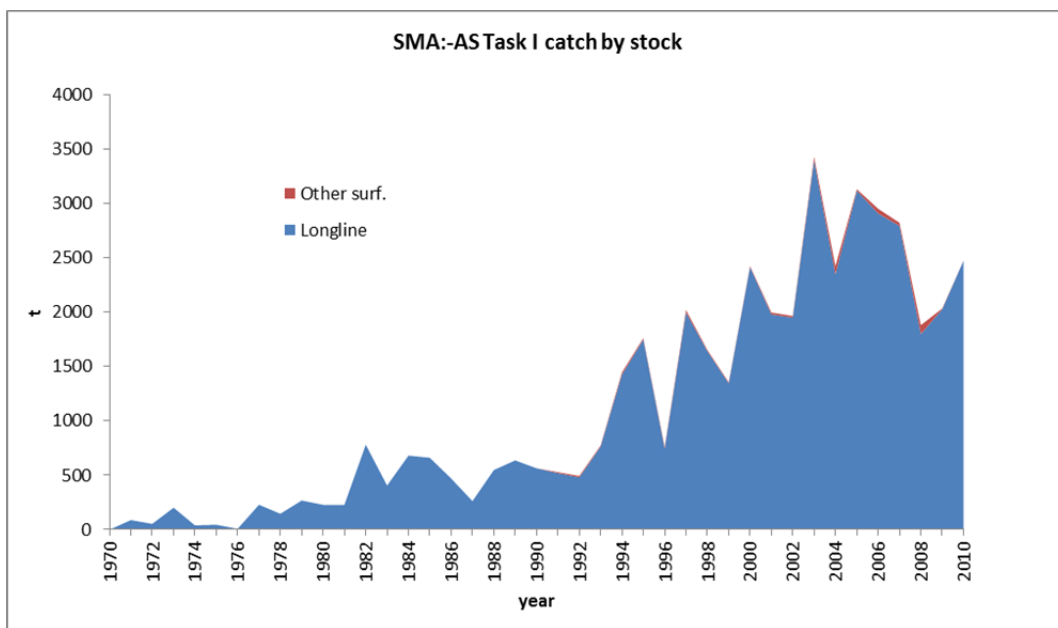
**Figure 31.** Tag and Release distributions for Blue Shark in the Atlantic Ocean (a = Density of releases, b = Density of recoveries, c = Straight displacement between release and recovery locations).



**Figure 32.** Cumulative shortfin mako Task I catch by stock.

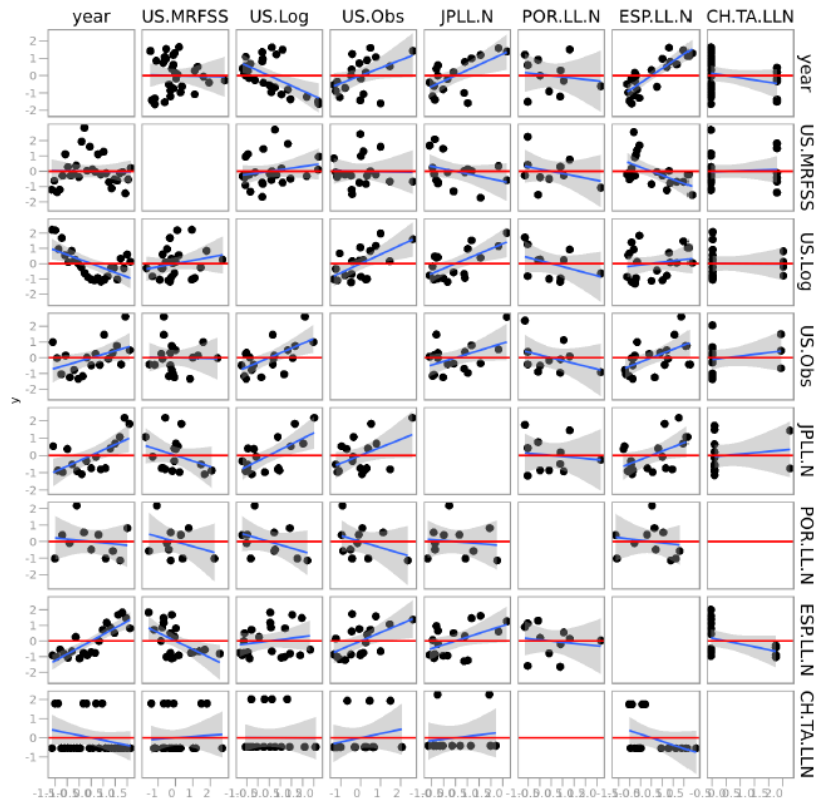


**Figure 33.** Cumulative shortfin mako Task I catch for the northern region by major fishing gear.

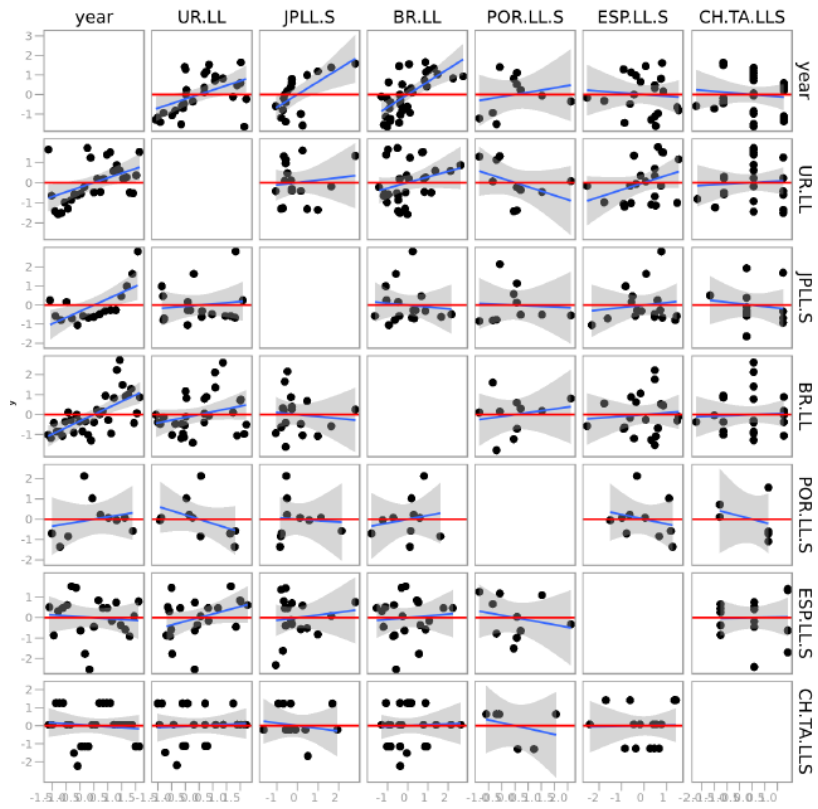


**Figure 34.** Cumulative shortfin mako Task I catch for the southern region by major fishing gear.

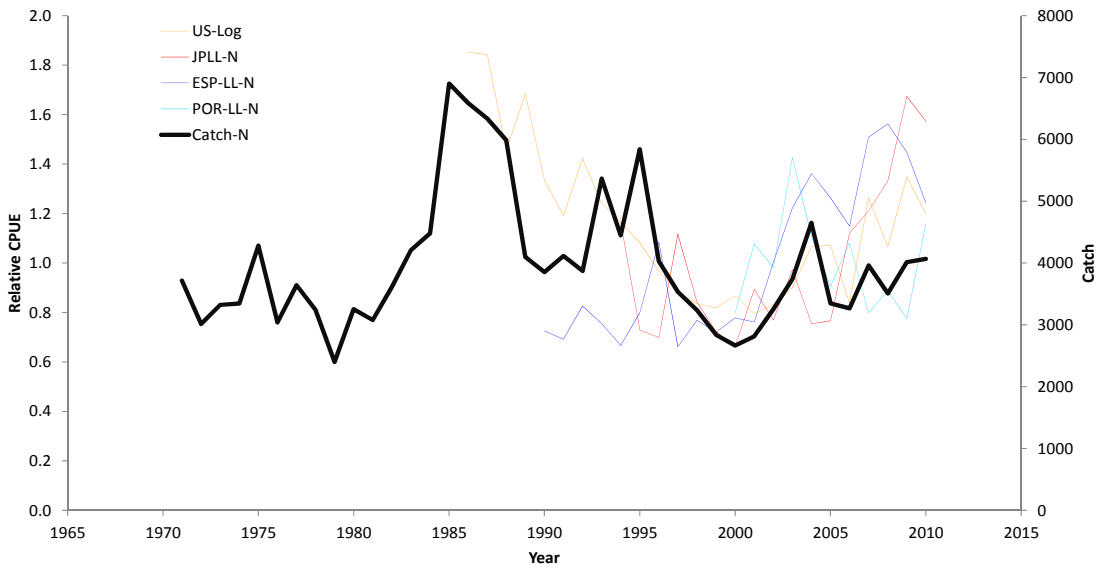




**Figure 35.** Scatter plots of the northern CPUE indices; indices have been scaled to lie between 0 and 1 for ease of comparison. Blue lines are linear regressions and the shaded areas the 95% confidence intervals of the regressions.



**Figure 36.** Scatter plots of the southern CPUE indices; indices have been scaled to lie between 0 and 1 for ease of comparison. Blue lines are linear regressions and the shaded areas the 95% confidence intervals of the regressions.



**Figure 37.** Indices of abundance for North Atlantic shortfin mako shark, along with total catches input into the BSP model.

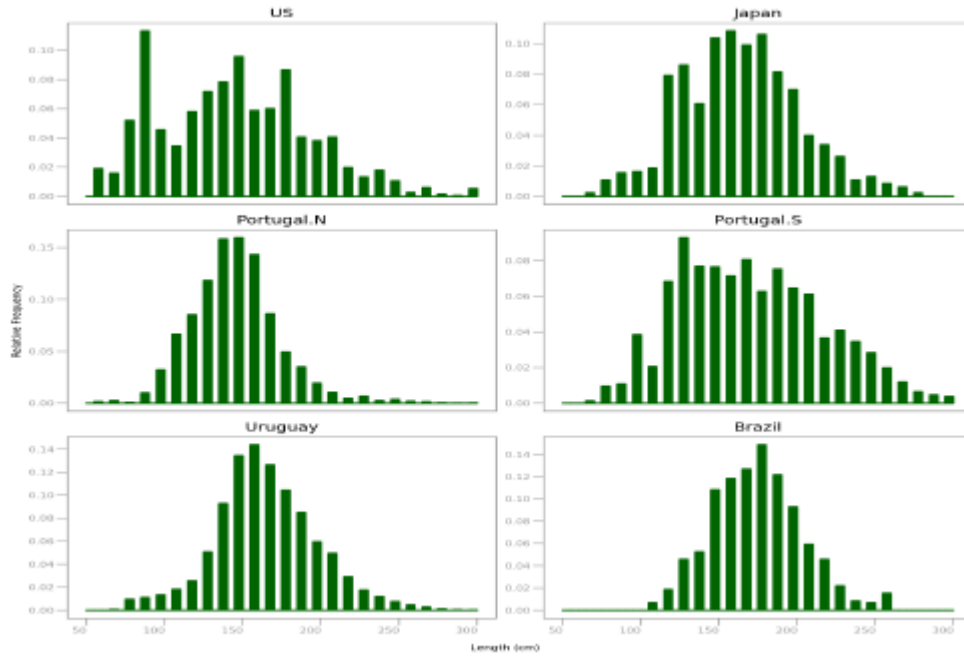


Figure 38. Length frequency distribution by indices.

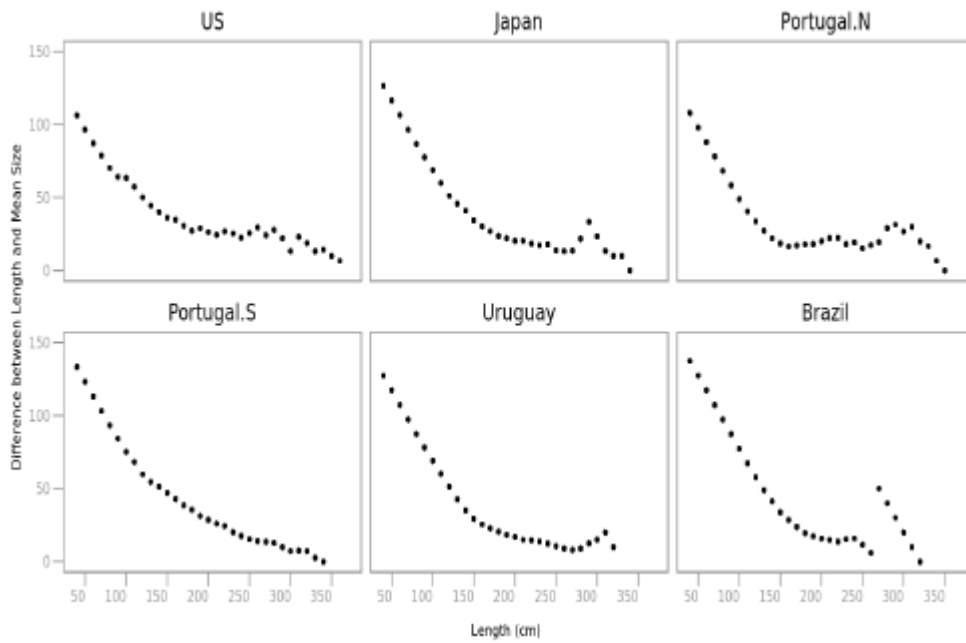
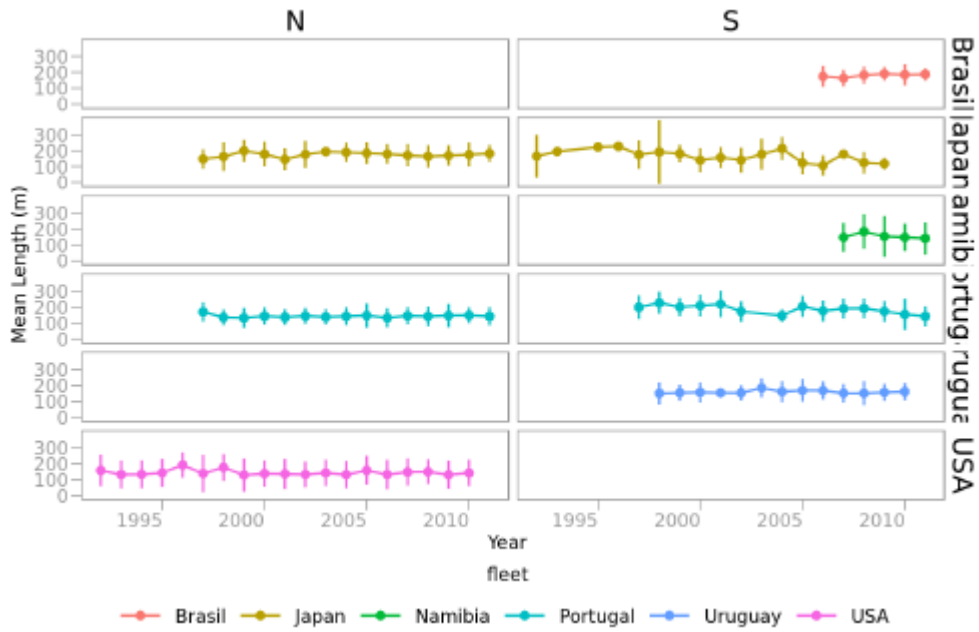
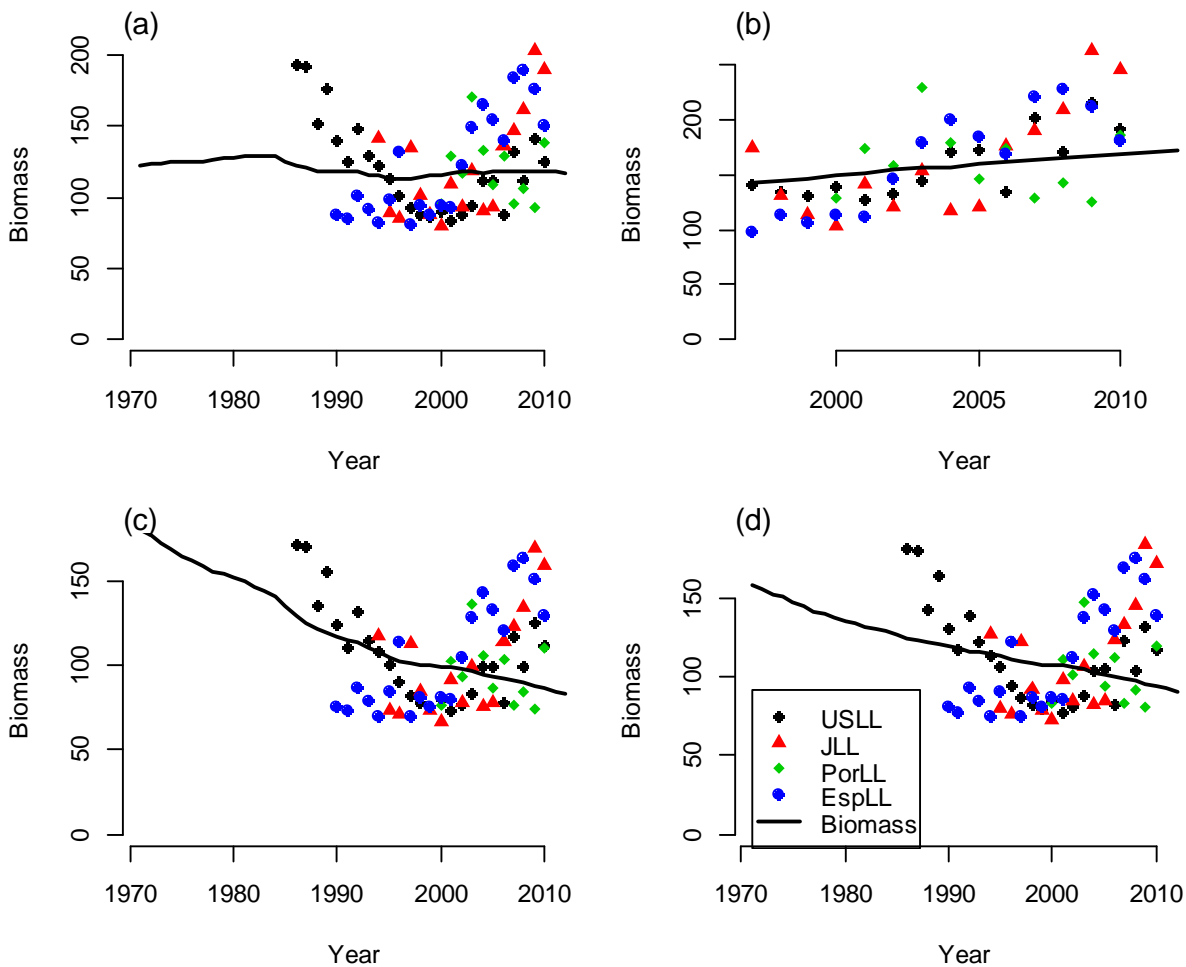


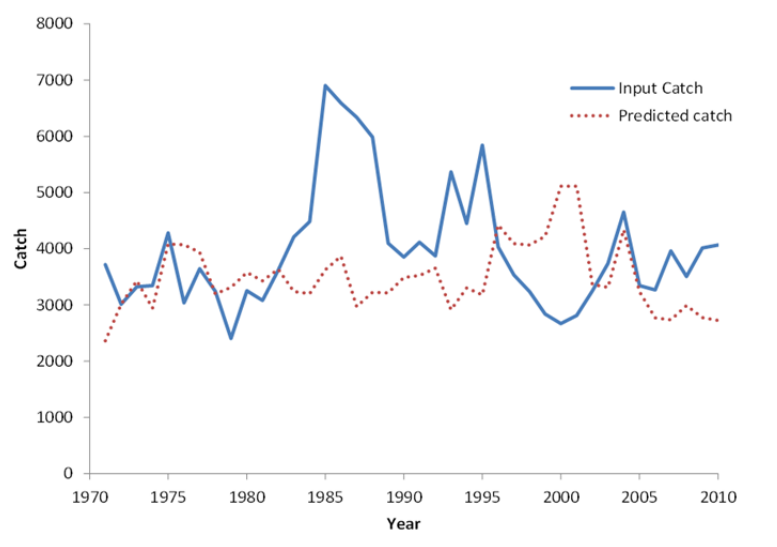
Figure 39. Powell- Wetherall plots by index.



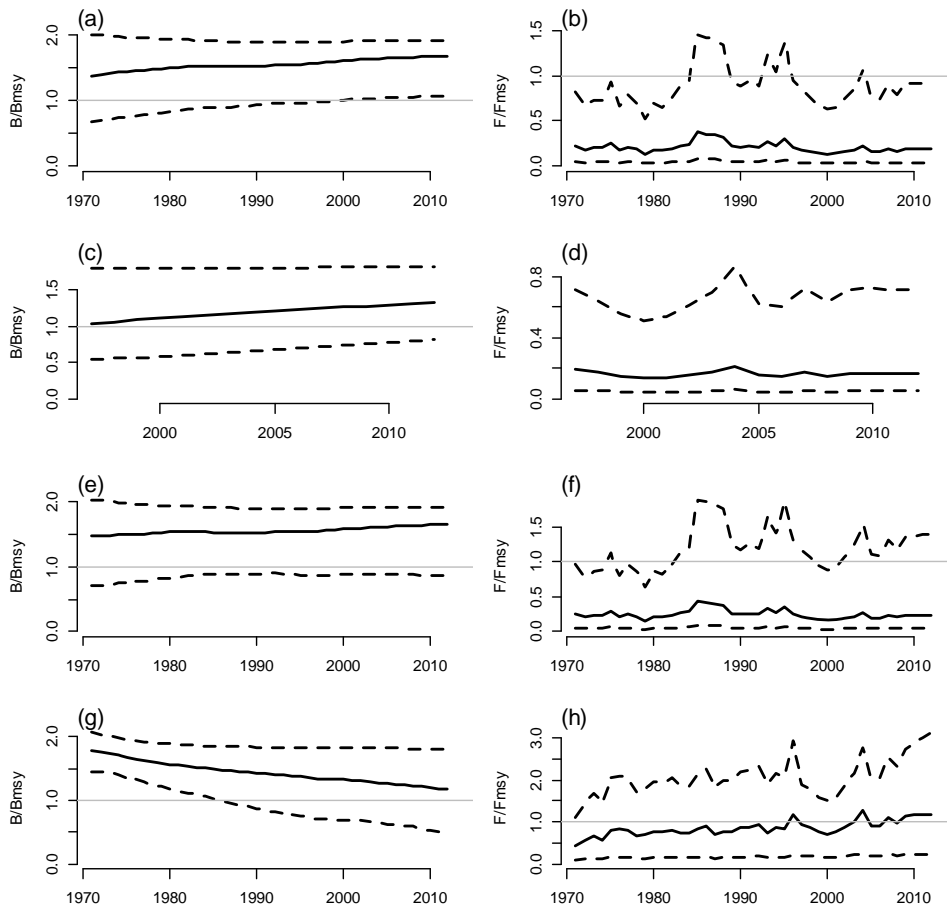
**Figure 40.** Unstandardised time series of mean size by stock (column) and fleet (row).



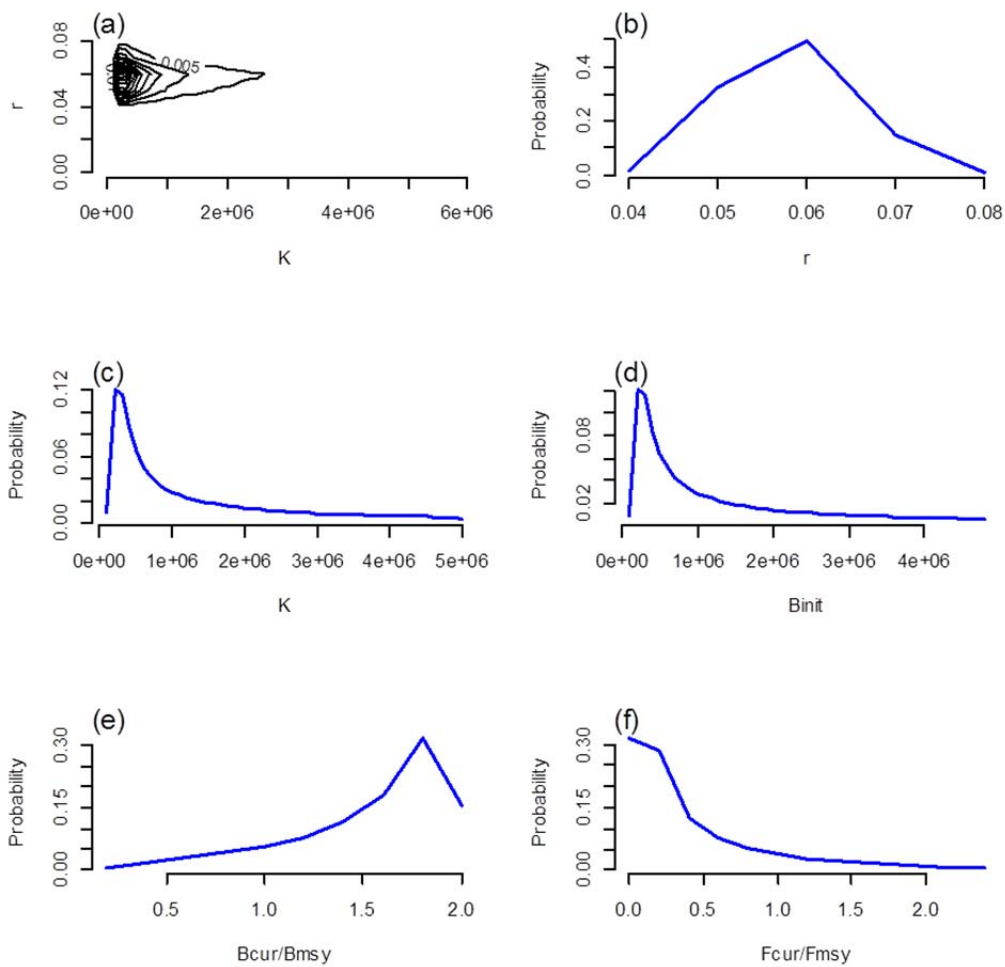
**Figure 41.** Fits of the CPUE indices to the biomass trend at the mode of the posterior distribution, for North Atlantic shortfin mako shark in the BSP model, for runs (a) 1:equal weighting starting in 1971, (b) 3:starting in 1997, (c) 6: area weighting starting in 1971, and (d) 13:catch estimated from effort through 1996.



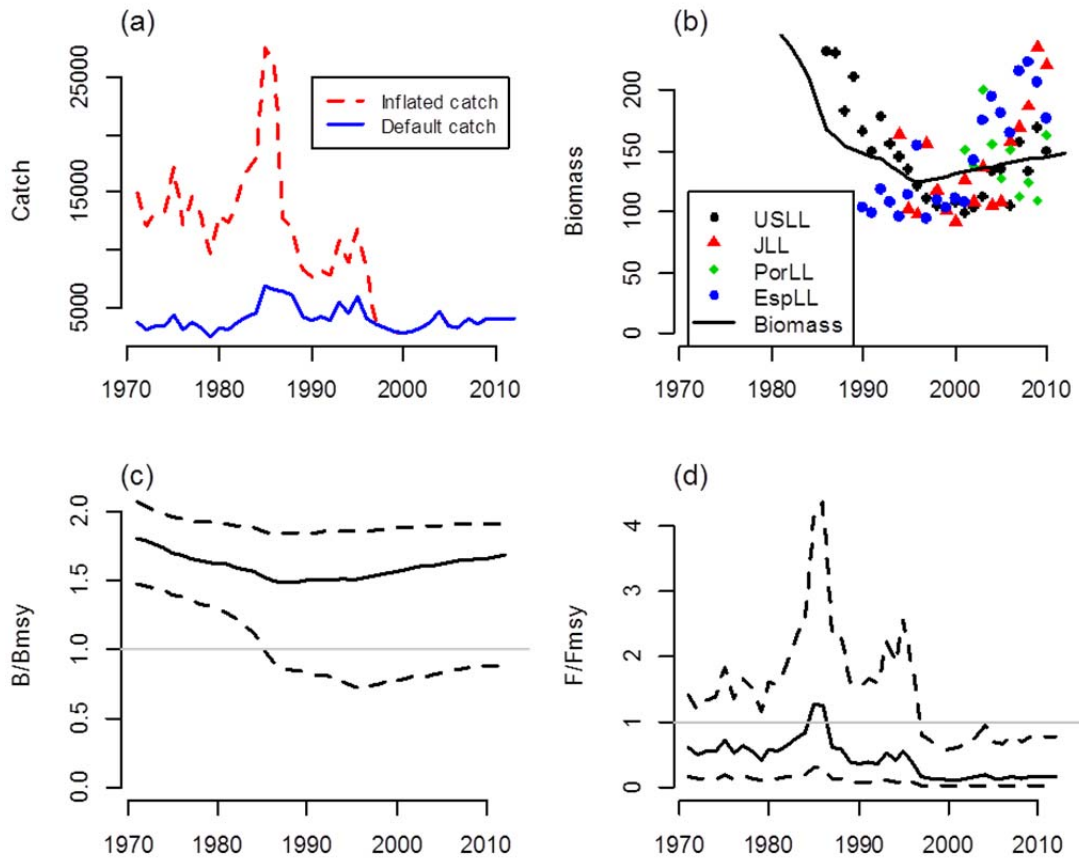
**Figure 42.** Predicted versus input catch for North Atlantic shortfin mako shark, for run 13 of the BSP, in which catch was estimated from effort in the years 1971 to 1996. Catchability was estimated by fitting observed catches to catches predicted from effort in 1997 to 2010.



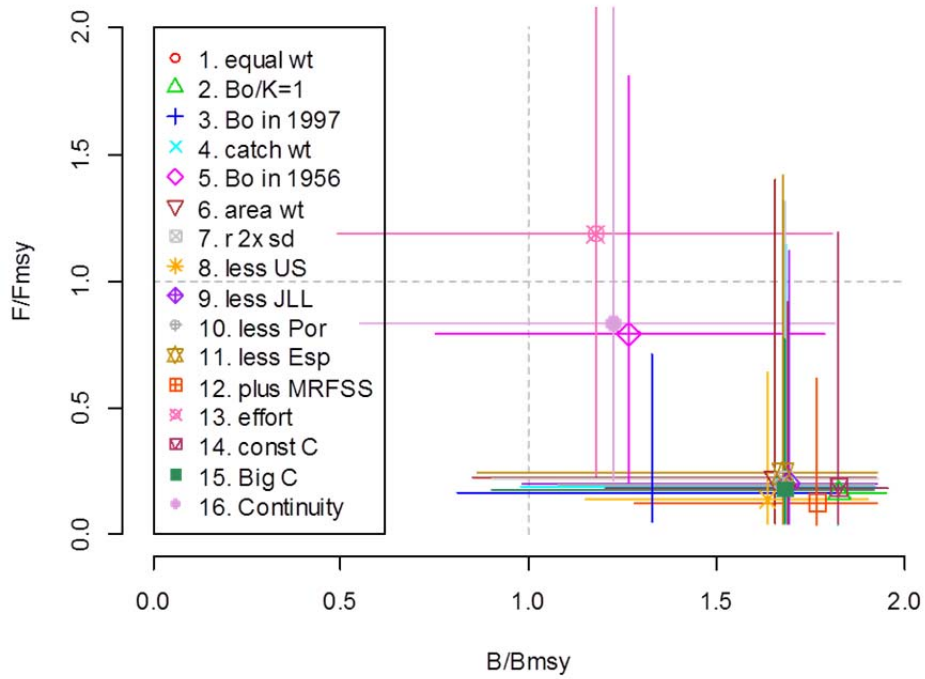
**Figure 43.** Median of the current biomass relative to  $B_{MSY}$  and current  $F$  relative to  $F_{MSY}$ , with 80% credibility intervals for BSP runs (a,b) 1:equal weighting starting in 1971, (c,d) 3: starting in 1997, (e,f) 6: area weighting starting in 1971, and (g,h) 13: catch estimated from effort through 1996.



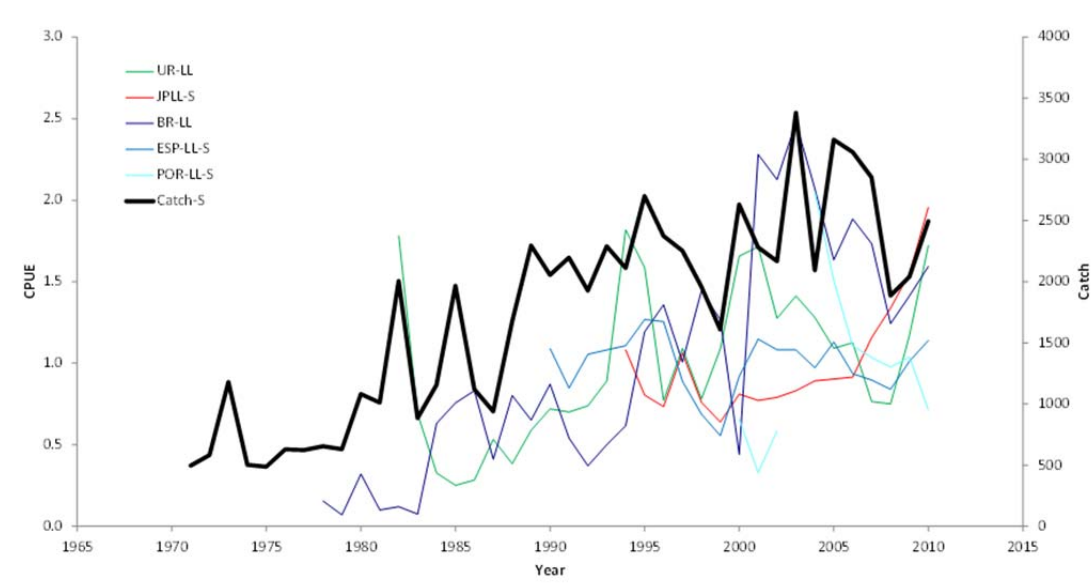
**Figure 44.** Posterior distributions of model parameters for a typical run of the BSP model in the North Atlantic (run 6, area weighting), for (a) the joint posterior of  $r$  and  $K$ , (b)  $r$ , (c)  $K$ , (d) initial biomass, (e) current biomass relative to  $B_{MSY}$ , and (f) current fishing mortality rate relative to  $F_{MSY}$ .



**Figure 45.** Alternative BSP model for North Atlantic shortfin mako sharks (run 15), in which catches were assumed to be much higher than the base estimates (a) catches, (b) fit to the CPUE data at the mode, (c)  $B/B_{MSY}$  with 80% credibility intervals, and (d)  $F/F_{MSY}$  with 80% credibility intervals.

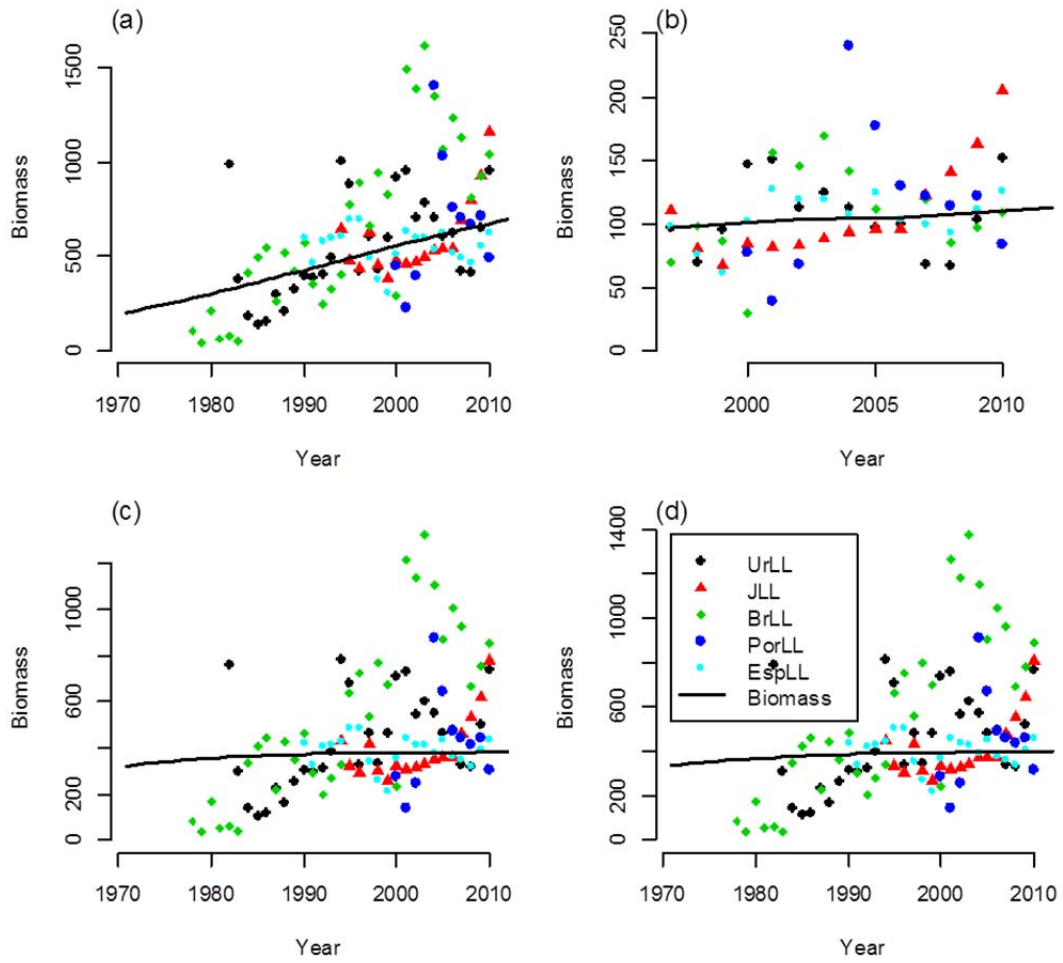


**Figure 46.** For North Atlantic shortfin mako sharks, median biomass relative to  $B_{MSY}$  and median fishing mortality rate relative to  $F_{MSY}$ , with 80% credibility intervals, from BSP model.

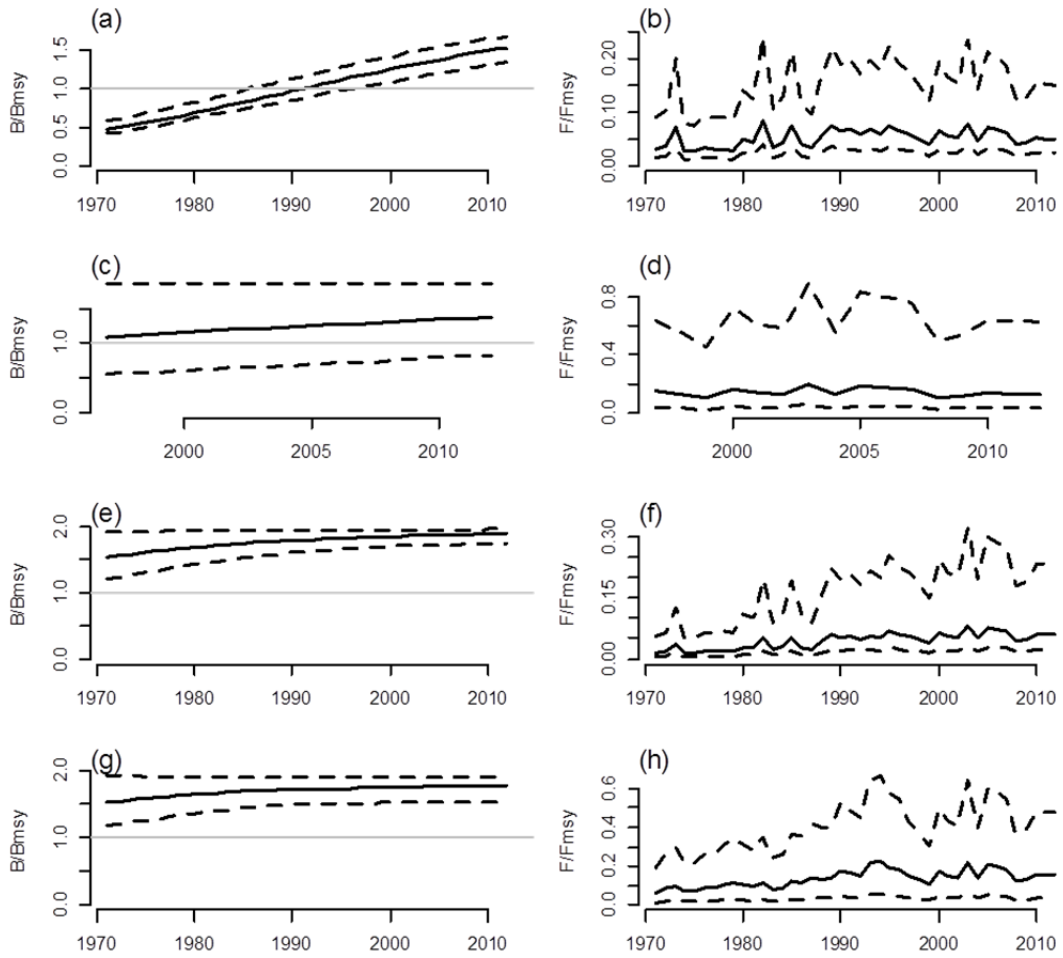


**Figure 47.** South Atlantic catches and indices input to the BSP model.

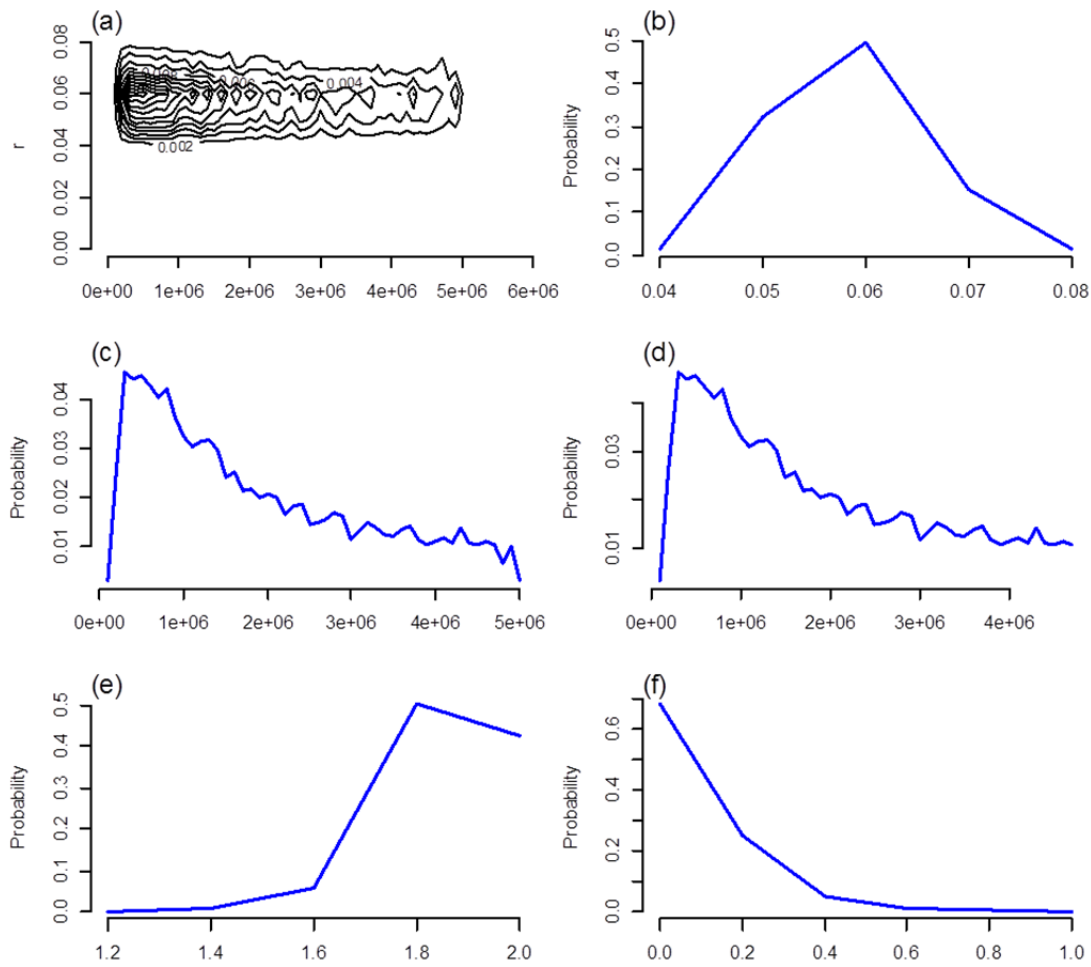




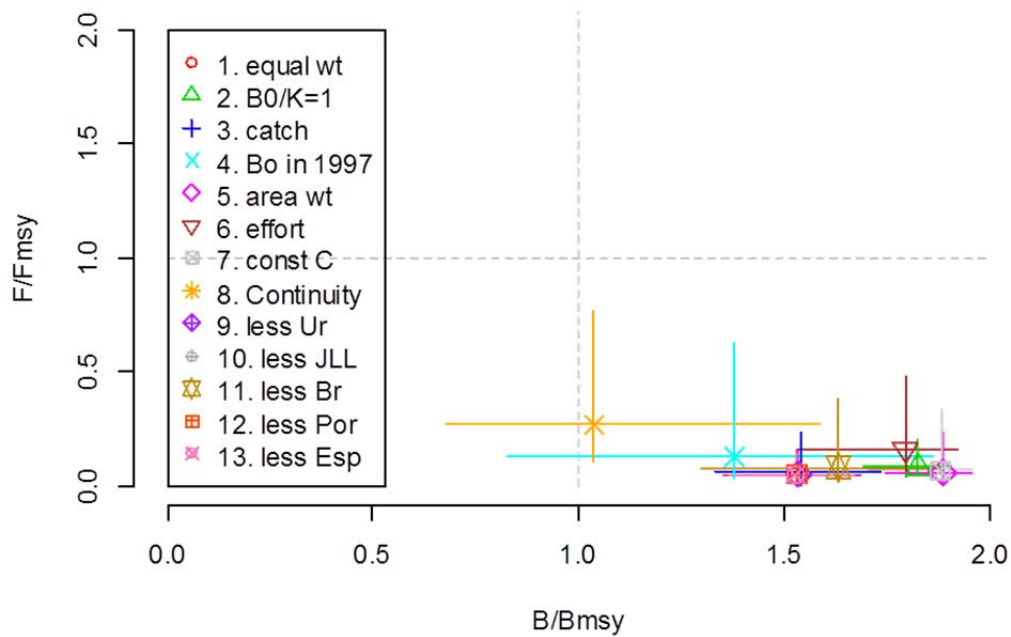
**Figure 48.** Fits of the CPUE indices to the biomass trend at the mode of the posterior distribution, for South Atlantic shortfin mako shark in the BSP model, for runs (a) 1:equal weighting starting in 1971, (b) 4:starting in 1997, (c) 5: area weighting starting in 1971, and (d) 6:catch estimated from effort through 1996.



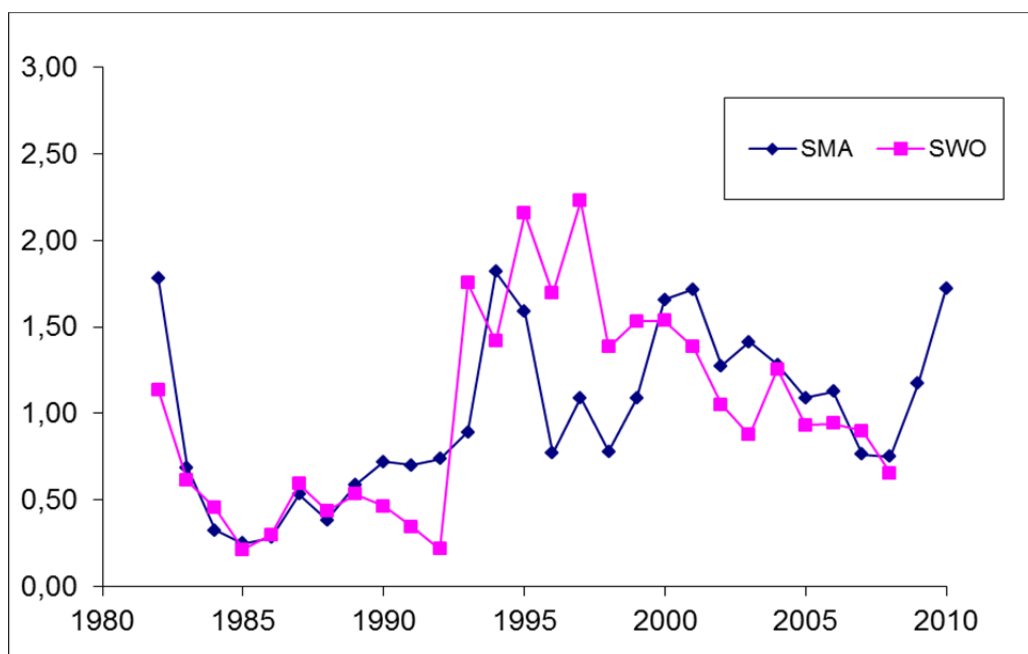
**Figure 49.** Trend in biomass relative to  $B_{MSY}$  and  $F$  relative to  $F_{MSY}$  with 80% credibility intervals, for South Atlantic shortfin mako shark in the BSP model, for runs (a-b) 1:equal weighting starting in 1971, (c-d) 4:starting in 1997, (e-f) 5: area weighting starting in 1971, and (g-h) 6:catch estimated from effort through 1996.



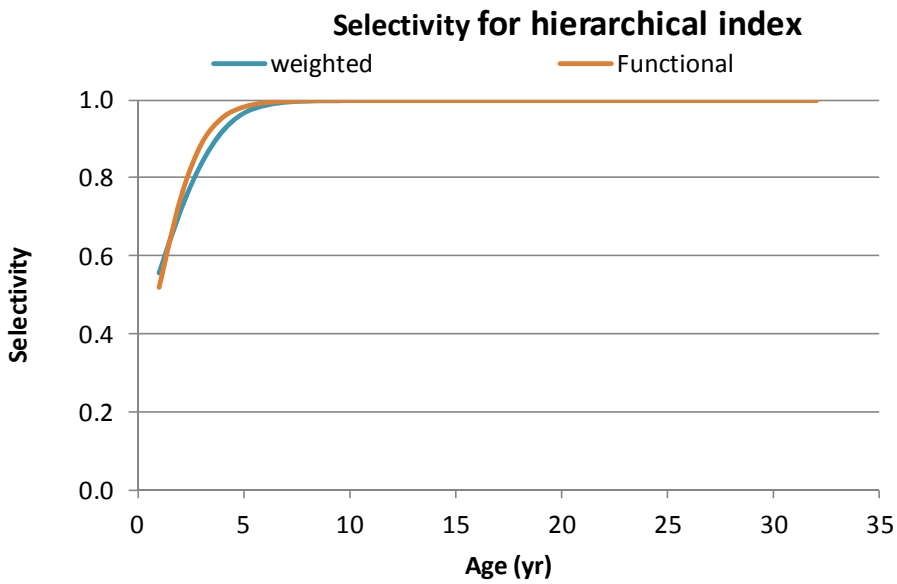
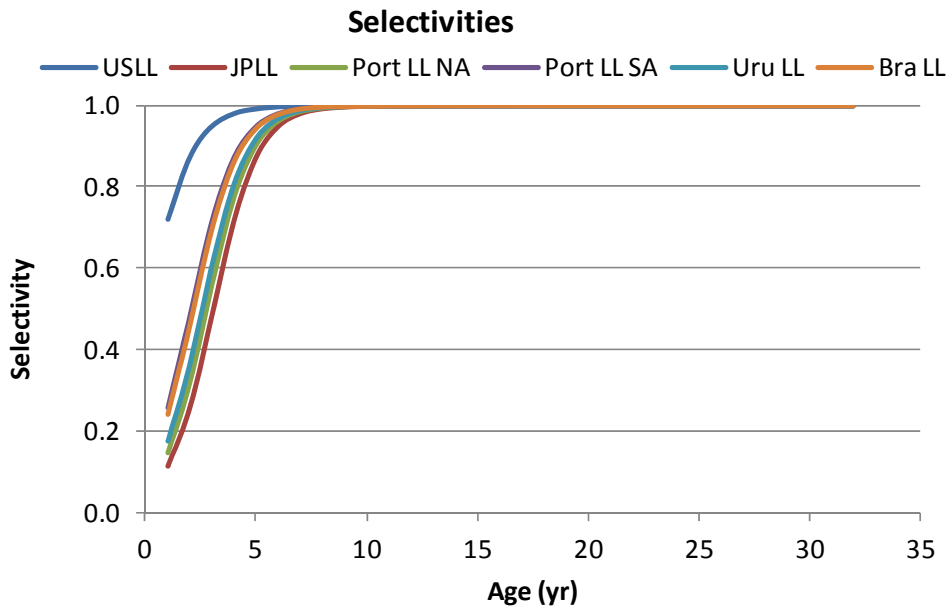
**Figure 50.** Posterior distributions of model parameters for a typical run of the BSP model in the South Atlantic (run 5, area weighting), for (a) the joint posterior of  $r$  and  $K$ , (b)  $r$ , (c)  $K$ , (d) initial biomass, (e) current biomass relative to  $B_{MSY}$ , and (f) current fishing mortality rate relative to  $F_{MSY}$ .



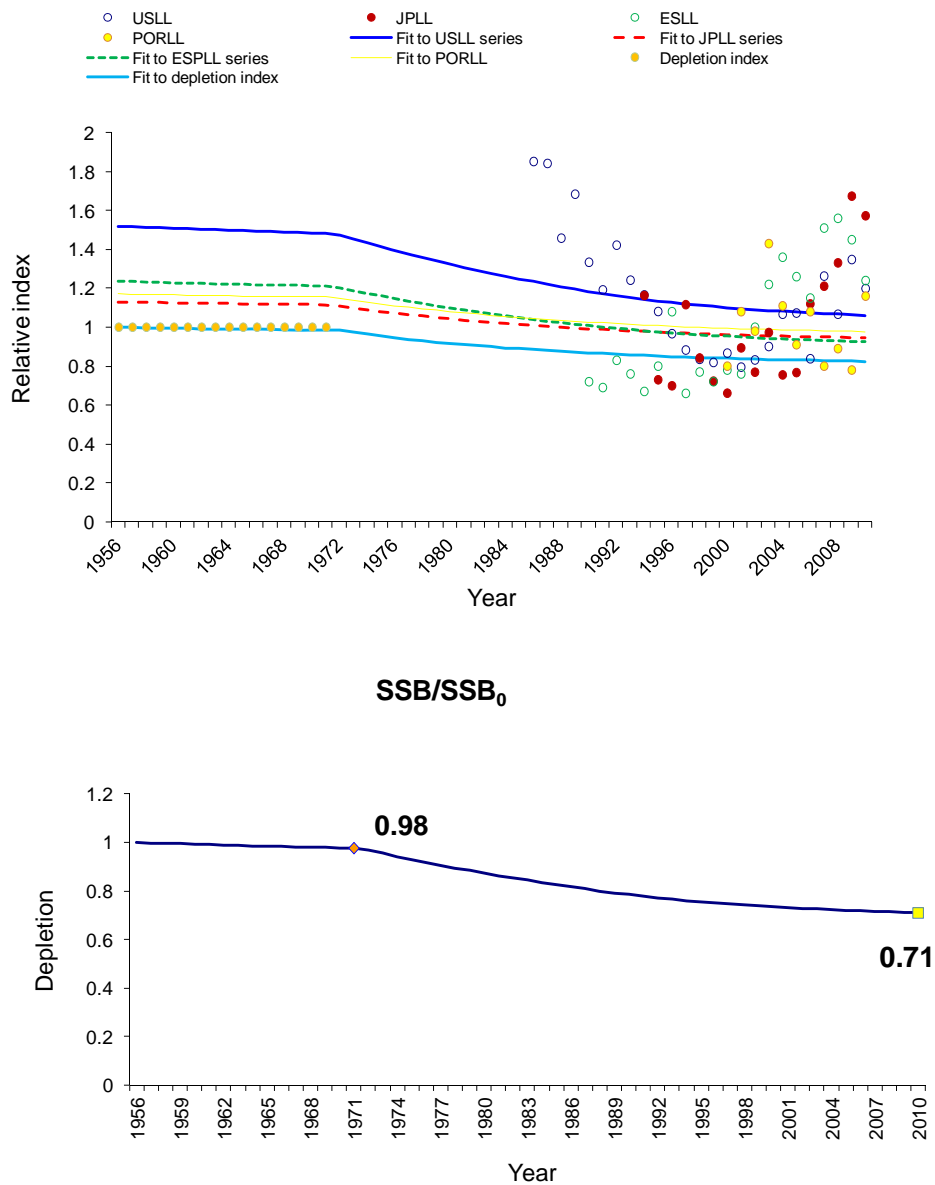
**Figure 51.** For South Atlantic shortfin mako sharks, median biomass relative to  $B_{MSY}$  and fishing mortality rate relative to  $F_{MSY}$ , with 80% credibility intervals.



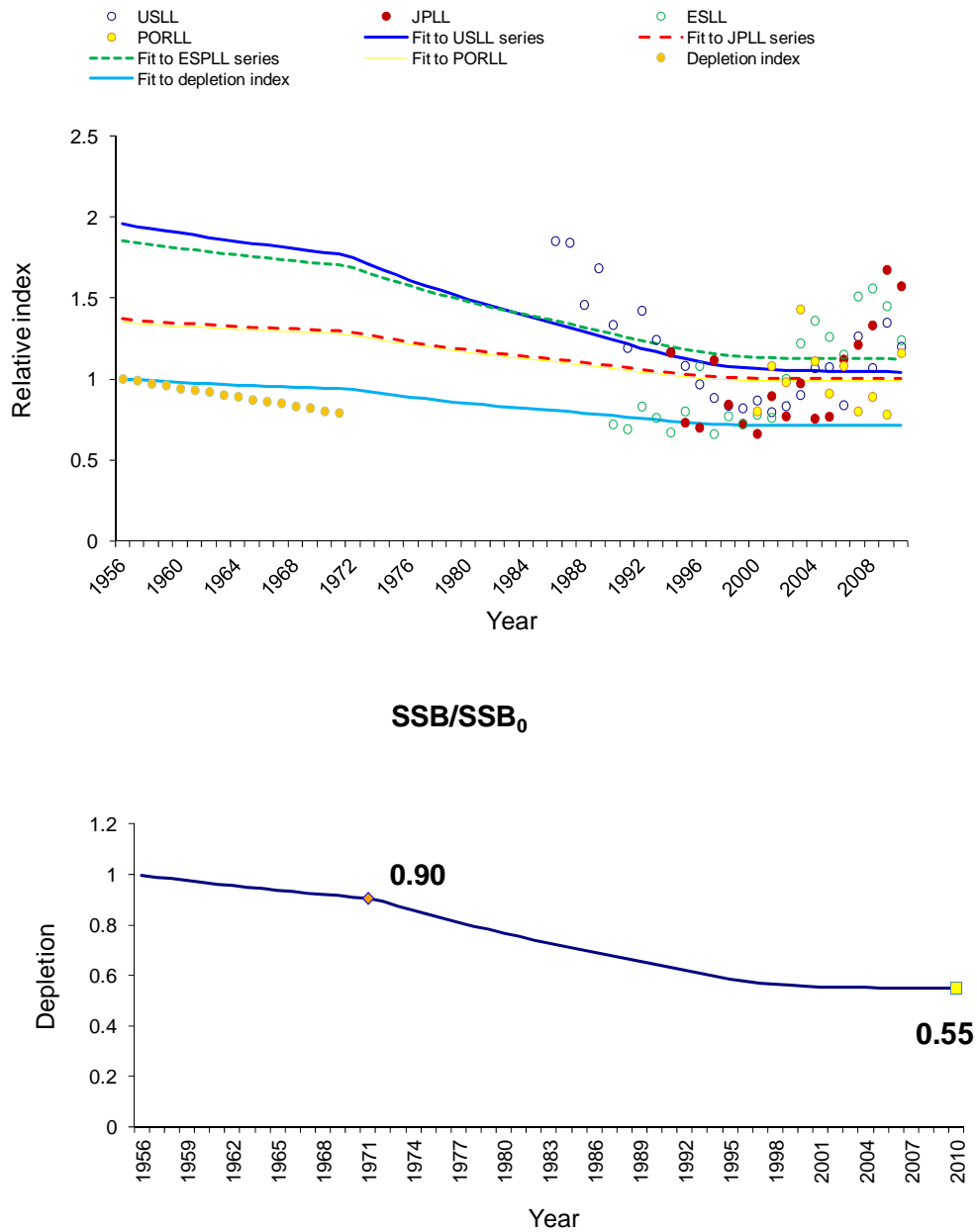
**Figure 52.** Shortfin mako (SMA) and swordfish (SWO) standardized CPUEs from the Uruguayan longline fleet.



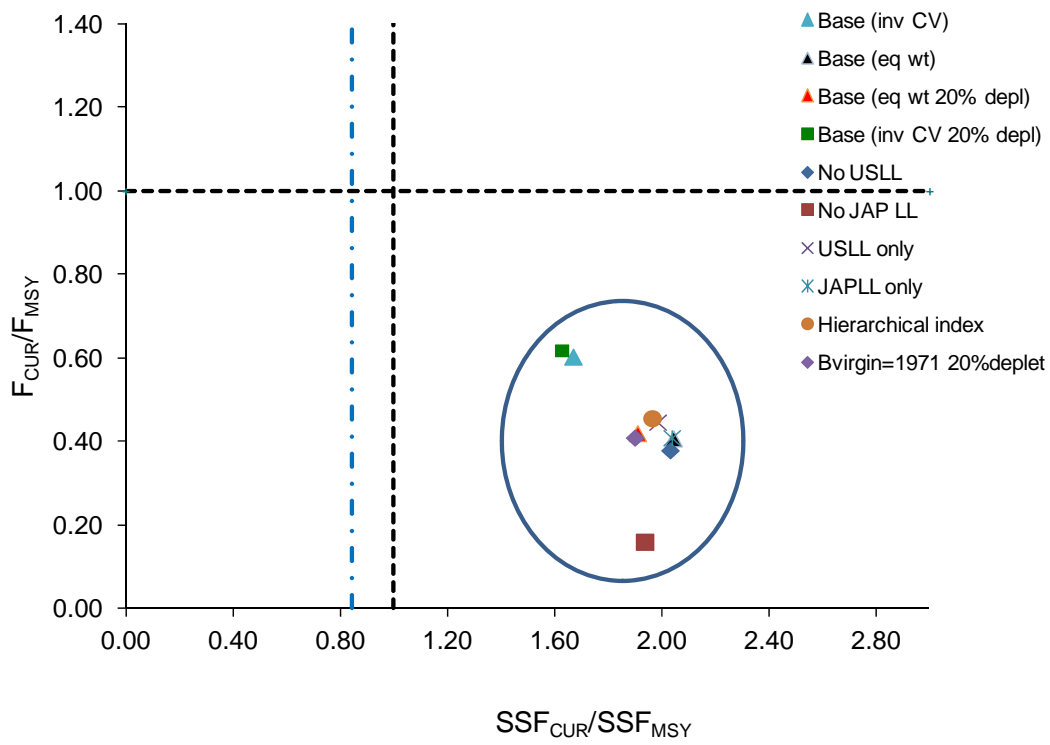
**Figure 53.** Selectivities used in the CFASPM for the different fleets (top) and for run 9 (hierarchical index).



**Figure 54.** Model fit to the indices of relative abundance and the historical depletion index (a) and relative SSB depletion (b) for the North Atlantic shortfin mako shark (run 1).

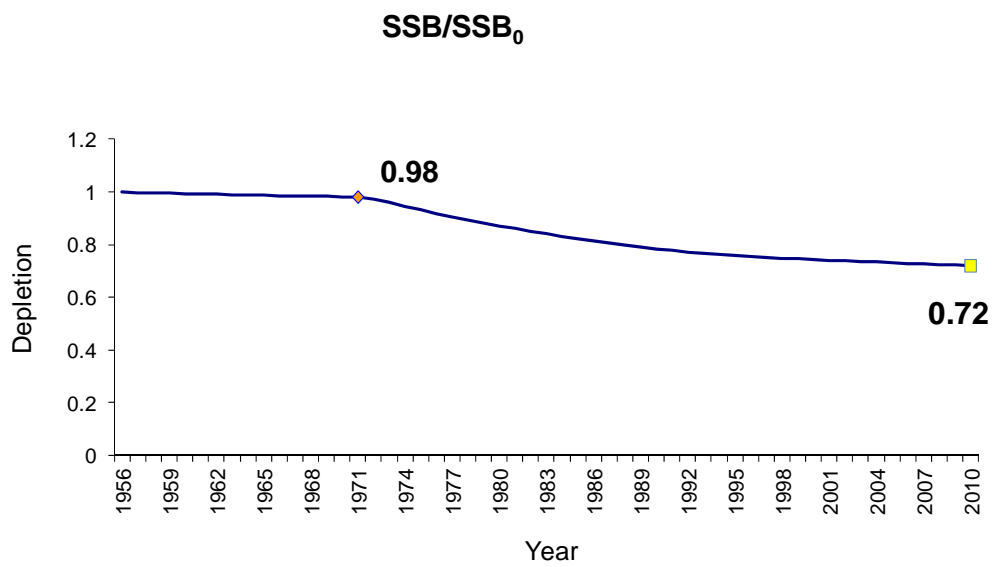
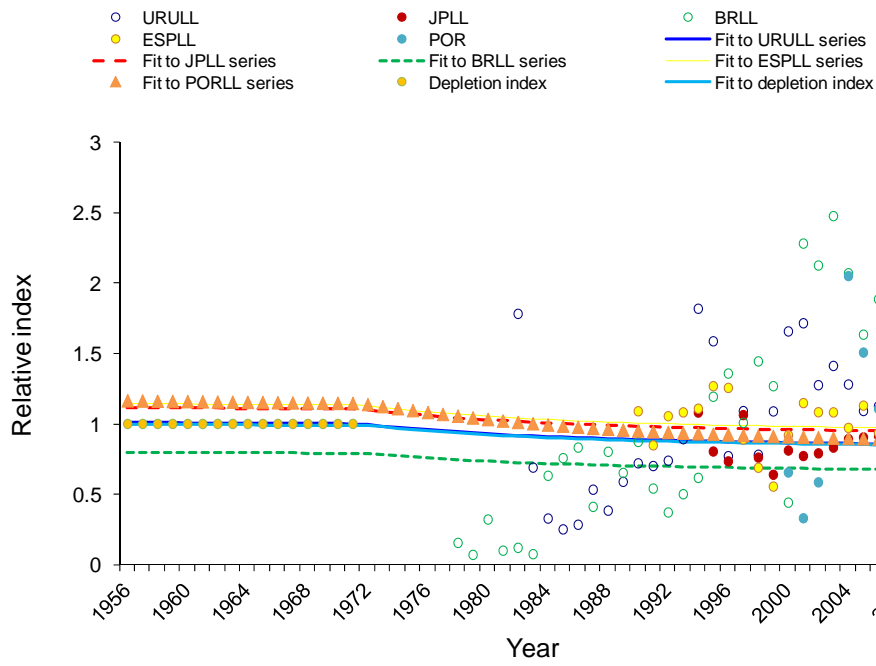


**Figure 55.** Model fit to the indices of relative abundance and the historical depletion index (a) and relative SSB depletion (b) for the North Atlantic shortfin mako shark (run 4).

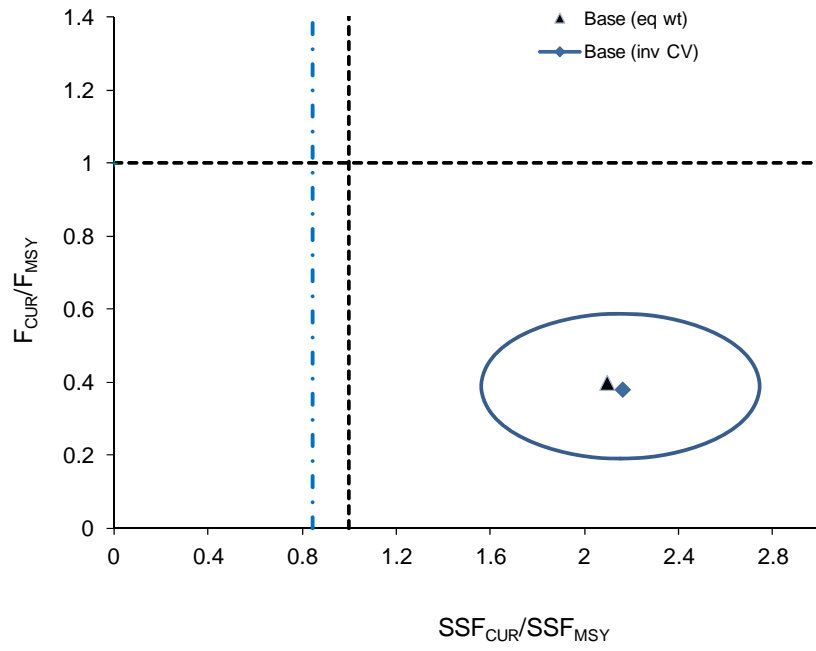


**Figure 56.** Phase plot of all runs explored for the North Atlantic shortfin mako shark showing current (for 2010) values of SSB and F relative to MSY. The labels in the legend correspond to runs 1 to 10 (in that order) described in the text.





**Figure 57.** Model fit to the indices of relative abundance and the historical depletion index (a) and relative SSB depletion (b) for the South Atlantic shortfin mako shark.



**Figure 58.** Phase plot of all runs explored for the North Atlantic shortfin mako shark showing current (for 2010) values of SSB and F relative to MSY. The labels in the legend correspond to runs 11 and 12 (in that order) described in the text.

**AGENDA**

1. Opening, adoption of Agenda and meeting arrangements
2. Review of the information for the Ecological Risk Assessment (ERA)
  - 2.1. Productivity
  - 2.2. Susceptibility
3. Ecological Risk Assessment (ERA)
4. Review of the data for the Shortfin mako assessment
  - 4.1. Biological data, including tagging data
  - 4.2. Catch estimates
  - 4.3. Task II data (catch-effort and size samples)
  - 4.4. Selectivity
  - 4.5. Estimates of relative abundance indices
5. Methods and other pertinent data for stock assessment
6. Results of the stock status
7. Projections for different management scenarios including those specified in ICCAT Rec. 10-06
8. Recommendations
  - 8.1. Research recommendations
  - 8.2. Management recommendations
9. Other matters
10. Adoption of the report and closure

## LIST OF PARTICIPANTS

**CONTRACTING PARTIES****BRAZIL****Burgess, George**

Florida Program for Shark Research, Florida Museum of Natural History, University of Florida, Gainesville  
Florida 32611, United States

Tel: +352 392 2360, Fax: +352 392 7158, E-Mail: gburgess@flmnh.ufl.edu

**Hazin, Humberto Gomes**

Universidade Federal Rural do Semi-Árido - UFERSA, Departamento de Ciências Animais, Av. Francisco Mota  
572, Pres. Costa e Silva, CEP: 59 625-900 Massoró - RN

Tel: +55 81 33 206 500, Fax: +55 81 33 206 501, E-Mail: hghazin@hotmail.com

**Lucena Frédou, Flávia**

Profesora Associada, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Depto. de Pesca e Aquicultura, Avenida Dom  
Manuel Medeiros s/n - Dois Irmaos, Recife - PE

Tel: +55 81 3320 6508, Fax: +55 81 3320 6502, E-Mail: flucena@ufpa.br

**EUROPEAN UNION****Coelho, Rui**

Instituto Nacional dos Recursos Biológicos I.P./ IPIMAR, Avenida 5 de Outubro s/n, 8700-305 Olhão, Portugal

Tel: +351 289 700 520, Fax: +351 289 700 535, E-Mail: rpcoelho@ualg.pt

**Fernández Costa, Jose Ramón**

Ministerio de Economía y Competitividad, Instituto Español de Oceanografía - C. Costero de A Coruña, Paseo  
Marítimo Alcalde Francisco Vázquez, 10 - P.O. Box 130, 15001 A Coruña, Spain

Tel: +34 981 218 151, Fax: +34 981 229 077, E-Mail: jose.costa@co.ieo.es

**McCully, Sophy**

CEFAS, Pakefield Road, Lowestoft, Suffolk NR33 0HT, United Kingdom

Tel: +44 1502 527 754, E-Mail: sophy.mccully@cefasc.co.uk

**Neves dos Santos, Miguel**

Instituto Nacional dos Recursos Biológicos I.P./ IPIMAR, Avenida 5 Outubro s/n, 8700-305 Olhão, Portugal

Tel: +351 289 700 504, Fax: +351 289 700 535, E-Mail: mnsantos@ipimar.pt

**Ortiz de Urbina, Jose María**

Ministerio de Economía y Competitividad, Instituto Español de Oceanografía, C.O de Málaga, Puerto Pesquero  
s/n,

29640 Fuengirola Málaga, ESPAÑA

Tel: +34 952 197 124, Fax: +34 952 463 808, E-Mail: urbina@ma.ieo.es

**JAPAN****Kuwahara, Satoshi**

Assistant Director, International Affairs Division, Resources Management Department, Fisheries Agency,  
Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries, 1-2-1 Kasumigaseki, Chiyoda-Ku, Tokyo 100-8907

Tel: +81 3 3502 8460, Fax: +81 3 3502 2649, E-Mail: satoishi\_kuwahara@nm.maff.go.jp

**Semba-Murakami, Yasuko**

National Research Institute of Far Seas Fisheries, 5-7-1 Chome Orido, Shizuoka Shimizu-Shi

Tel: +81 3 4336 6045, Fax: +81 3 4335 9642, E-Mail: senbamak@fra.affrc.gjo.jp

**Yokawa, Kotaro**

Chief, Tuna Fisheries Resources Group, Tuna and Skipjack Resources Division, National Research Institute of  
Far Seas Fisheries, 5-7-1 Orido, Shimizu-ku, Shizuoka-City Shizuoka 424 8633

Tel: + 81 543 36 6046, Fax: + 81 543 35 9642, E-Mail: yokawa@fra.affrc.go.jp

**NAMIBIA****Holtzhausen, Hannes**

Acting Chief Fisheries Biologist, Ministry of Fisheries &amp; Marine Resources NatMIRC, 10 Atlantic Str. Box 912, Swakopmund

Tel: +264 64 410 1145, Fax: +264 64 404 385, E-Mail: hholtzhausen@mfmr.gov.na

**Kathena, John**

Ministry of Fisheries &amp; Marine Resources NatMIRC, 10 Atlantic Str. Box 912, Swakopmund

E-Mail: jkathena@mfmr.gov.na

**UNITED STATES****Babcock, Elizabeth**

Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami, 4600 Rickenbacker Causeway, Miami, Florida 33149

Tel: +1 305 421 4852, Fax: +1 305 421 4600, E-Mail: ebabcock@rsmas.miami.edu

**Cortés, Enric**

Research Fishery Biologist, NOAA-Fisheries, Southeast Fisheries Science Center, Panama City Laboratory, 3500 Delwood Beach Road, Panama City, Florida

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

**URUGUAY****Domingo, Andrés**

Dirección Nacional de Recursos Acuáticos-DINARA, Sección y Recursos Pelágicos de Altura, Constituyente 1497, 11200 Montevideo

Tel: +5982 400 46 89, Fax: +5982 41 32 16, E-Mail: adomingo@dinara.gub.uy

**VENEZUELA****Arocha, Freddy**

Instituto Oceanográfico de Venezuela Universidad de Oriente, , A.P. 204, 6101 Cumaná Estado Sucre,

Tel: +58-293-400-2111; Móvil: 58 416 693 0389, E-Mail: farocha@udo.edu.ve;farochap@gmail.com

***OBSERVERS FROM NON-GOVERNMENTAL ORGANIZATIONS*****OCEANA****Perry, Allison**

Oceana, C/ Leganitos, 47, 6º, 28013 Madrid, Spain

Tel: +34 91 144 0880, Fax: +34 91 144 0890, E-Mail: aperry@oceana.org

**PEW ENVIRONMENT GROUP****Griffin Wilson, Elizabeth**

Pew Environment Group, 901 E Street, N.W., Washington, DC 20004 United States

Tel: +1 202 467 1913, Fax: +1 202 833 2070, E-Mail: ewilson@pewtrusts.org

\*\*\*\*\*

**SCRS CHAIRMAN****Santiago Burrutxaga, Josu**

SCRS Chairman - Head of Tuna Research Area, AZTI-Tecnalia, Txatxarramendi z/g, 48395 Sukarrieta (Bizkaia), Spain

Tel: +34 94 6574000 (Ext. 497); 664303631, Fax: +34 94 6572555, E-Mail: jsantiago@azti.es

\*\*\*\*\*

## ICCAT SECRETARIAT

C/ Corazón de María, 8 – 6th & 7th floors, 28002 Madrid, Spain  
Tel:+3491 416 5600; Fax:+34 91 415 2612; E-Mail: info@iccat.int

**Kell, Laurie**  
**Palma, Carlos**  
**De Bruyn, Paul**

### Appendix 3

#### LIST OF DOCUMENTS

- SCRS/2012/040 Enhanced monitoring of large pelagic fishes caught by the Venezuela artisanal off-shore fleet targeting tuna and tuna-like species in the Caribbean Sea and adjacent northwestern Atlantic waters: A preliminary Analysis. Arocha, F., Pazos, A., Larez, A., Marcano J., and Gutierrez, X.
- SCRS/2012/071 Preliminary observations on the biology and movements of porbeagle, *Lamna nasus*, around the British Isles. Bendall V.J., Ellis J.R., Hetherington S.J., McCully S.R., Righton D. and Silva J.F.
- SCRS/2012/064 The use of life history theory for elasmobranch stock assessment. de Bruyn P. and Kell L.  
SCRS/2012/066 The current status of the ICCAT Meta-database with regards to elasmobranch species, with suggestions for future development and activation. de Bruyn P. and Kell L.
- SCRS/2012/033 Shortfin mako shark (*Isurus oxyrinchus*) in the catch from the Venezuelan pelagic longline fleet in the Caribbean Sea and adjacent waters: period 1994-2011. Arocha F., Silva J. and Marcano L.A.
- SCRS/2012/046 Standardized catch rates of shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) caught by the Spanish surface longline fishery targeting swordfish in the Atlantic Ocean during the period 1990-2010. Mejuto J., García-Cortés B., Ramos-Cartelle A., De la Serna J.M. and González-González I.
- SCRS/2012/063 An evaluation of the relative importance of biological parameters when providing management advice: A shortfin mako case study. Kell, L. and de Bruyn, P.
- SCRS/2012/070 Standardized catch rates of mako sharks from the pelagic longline logbook and observer programs using a generalized linear mixed model. Cortés, E.
- SCRS/2012/072 Standardized CPUE for the shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) caught by the Portuguese pelagic longline fishery. Neves dos Santos M.
- SCRS/2012/073 Observations on the catch-at-size of the shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) caught by the Portuguese pelagic longline fishery. Neves dos Santos M.
- SCRS/2012/074 Standardized CPUE of shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) caught by the Japanese tuna longline fishery in the Atlantic Ocean; Semba Y., Yokawa K. and Hiraoka Y.
- SCRS/2012/075 Estimation of catches for shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) by the Japanese tuna longline fishery in the Atlantic Ocean from 1994 to 2010; Semba Y. and Yokawa K.

- SCRS/2012/076 Update of standardized catch rates of shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, caught by Uruguayan longline fleet (1982-2010). Pons M and Domingo A.
- SCRS/2012/077 Updated index of abundance for shortfin mako sharks from the U.S. marine recreational fisheries statistics survey. Babcock B.
- SCRS/2012/078 Building a consolidated database to crosscheck ICCAT Task I nominal catch, against EUROSTAT and FAO equivalent statistic. Palma C., Ortiz M., De Bruyn P. and Kell L.
- SCRS/2012/079 Productivity and susceptibility analysis: Application and suitability for data pPoor assessment of UK Elasmobranchs. McCully,S.R, Scott,F., Ellis,J.M. and Pilling,G.M
- SCRS/2012/080 Standardized CPUE series of Shortfin Mako caught by Brazilian tuna longline fisheries in the equatorial and Southwestern Atlantic Ocean (1978- 2012). Hazin, H. G., Hazin, F., Lucena, F. and Carvalho, F.

**ALGORITHM USED TO ESTIMATE SELECTIVITIES  
(IMPLEMENTED IN MS EXCEL)**

1. Obtain age-frequencies
2. Identify age of full selectivity. You should expect to see the age frequency bar chart increase with age to a modal age (*age\_full*), after which it begins to decline again. One can assume that *age\_full* is the age which is fully selected.
3. Calculate the observed proportion at age:  $\text{Obs}[\text{prop.CAA}] = \text{freq}(\text{age})/\text{Total\_samples}$ .
4. Take the natural log of observed proportion at age, plot age against it, and fit a trend line through the fully selected ages.
5. Use the fitted trend line to predict expected proportion at age,  $\text{E}[\text{prop.CAA}] = \exp(\text{trend line})$ .
6. Use the ratio of  $\text{Obs}[\text{prop.CAA}]/\text{E}[\text{prop.CAA}]$  to estimate the non-fully selected ages (i.e. selectivity of ages  $< \text{age\_full}$ ).
7. Normalize the column of Obs/Exp by dividing by the ratio value for *age\_full* (this will scale ages so that the maximum selectivity will be 1 for *age\_full*).
8. The age frequency for ages  $> \text{age\_full}$  should decline as a result of natural mortality alone. If natural mortality is relatively constant for those ages, this should be a linear decline when you look at the  $\log(\text{Obs}[\text{prop.CAA}])$ . If that decline departs severely from a linear trend, it may be that true selectivity is dome-shaped. Also, you may know because of gear characteristics that selectivity is lower for older animals. In this instance, a double exponential could be estimated to capture the decline in selectivity for the older animals.
9. Fit a logistic curve by least squares by minimizing the sum of squared residuals of the expected value and the normalized Obs/Exp value.
10. If fulcrum age=1 (fully selected), fit a double exponential curve by eye by manipulating parameter values to ensure coverage of all ages represented in the sample.