

REPORT OF THE 2013 ICCAT NORTH AND SOUTH ATLANTIC ALBACORE STOCK ASSESSMENT MEETING

(Sukarrieta, Spain - June 17 to 24, 2013)

SUMMARY

Atlantic Albacore Stock Assessment Session The meeting was held in Sukarrieta, Spain, 17-24 June 2013. During the meeting the North and South Atlantic albacore stocks were assessed. Likewise, a provisional reference value range for establishing HCR, which the Commission is carrying out, was established.

RÉSUMÉ

La Session d'évaluation des stocks de germon de l'Atlantique La réunion a eu lieu à Sukarrieta (Espagne) du 17 au 24 juin 2013. Pendant la réunion, les stocks de germon de l'Atlantique Nord et Sud ont été évalués. De plus, une gamme de valeurs provisoires de référence a été établie en appui au processus de définition de HCR que la Commission réalise actuellement.

RESUMEN

La Sesión de evaluación de los stocks de atún blanco del Atlántico La reunión se celebró en Sukarrieta, España, del 17 al 24 de junio de 2013. Durante la reunión se evaluaron los stocks de atún blanco del norte y sur del Atlántico. Igualmente se estableció un rango de valores provisionales de referencia en apoyo del proceso de establecimiento de HCR que la Comisión está llevando a cabo.

1. Opening, adoption of agenda and meeting arrangements

The meeting was held at AZTI-Tecnalia in Sukarrieta, Spain June 17 to 24, 2013. Dr. Pilar Pallarés, on behalf of the ICCAT Executive Secretary, thanked AZTI for hosting the meeting and providing all logistical arrangements.

Dr. Haritz Arrizabalaga (EC-Spain), the Albacore Species Group Rapporteur, chaired the meeting. Dr. Arrizabalaga welcomed meeting participants ("the Group") and proceeded to review the Agenda which was adopted with some changes (**Appendix 1**).

The List of Participants is included in **Appendix 2**. The List of Documents presented at the meeting is attached as **Appendix 3**. The following participants served as Rapporteurs:

P. Pallarés	Items 1 and 7
G. Diaz, H. Arrizabalaga	Item 2
G. Scott	Item 3
P. de Bruyn, M. Schripa, G. Merino, M. Lauretta	Item 4.1
E. Babcock, T. Matsumoto	Item 4.2
L. Kell, G. Merino	Item 5
H. Arrizabalaga, G. Scott, M. Keatinge	Item 6
H. Arrizabalaga	Item 7

2. Summary of available data for assessment

The data available for the albacore stock assessment meeting is summarized in the Report of the 2013 ICCAT North and South Atlantic Albacore Data Preparatory Meeting (SCRS/2013/013). The Group reviewed new information that was made available after the data preparatory meeting held in Madrid April 22-26, 2013.

2.1 Biology

Document SCRS/2013/113 characterized the oceanographic conditions in the albacore distribution area within the northeast Atlantic Ocean, and attempted to identify the environmental conditions that cause inter-annual fluctuations in the catches of this species. The analysis focused on those years when catches by the Basque fleet

were low (i.e., 2000, 2001 and 2009, 2010) compared to other more favorable years (i.e., 2005, 2006). The study presented some preliminary results on the potential importance of the Gulf Stream index for albacore survival and recruitment, and it highlighted the relevance of parameters such as SST, meso-scale structures, and stratification of the water column in the albacore catchability.

The Group discussed the need to put the albacore CPUE from the Bay of Biscay into context given the information provided in the document. It was discussed by the Group that the document shows a series of correlations between oceanographic features and albacore catches by the Basque fleet, but the document did not provide any hypotheses to explain most of the results. However, the Group found the negative correlation between the depth of the mix layer and albacore catchability to be useful information that could be taken into consideration when interpreting CPUEs. It was suggested that the authors explore availability of historical time-series data on mixed layer depth for possible use in standardizing CPUE.

Document SCRS/2013/103 presented preliminary results of a reproductive study of albacore in the southwestern Atlantic Ocean. A total of 14 specimens were analyzed: 10 males and 4 females. The reproductive organs (ovaries and testes) were collected and preserved in 10% formaldehyde. Histological cuts between 8 and 10 μm thick were made with a microtome and dyed with Mayer Haematoxylin and Eosin. In all the male gonads, dark acidophil zones evidencing the accumulation of genetic material (DNA) was observed, indicating that males were in spawning condition. In females, however, only oogonias and oocytes in stages I (immature) and II (resting) were observed, indicating that all females analyzed were mature, but inactive. The result from the analysis of female gonads is consistent with the hypothesis that spawning occurs at lower latitudes. The Group encouraged the authors to expand the study by increasing the sample size.

Document SCRS/2013/126 presented the results of a bibliographical review on the identification of albacore populations among and within oceanic regions (Atlantic, Pacific, and Indian Oceans, and Mediterranean Sea). This document is the first step on a global review of albacore using an international aquatic database (ASFA). The document reviewed 367 publications, mainly composed of articles (64%) but also included the revision of conference papers, proceedings and reports (24%), and books (12%). The authors concluded that, due to the divergence of the results, the concept of stock and its delimitation remains a controversial issue. The authors indicated that there is an urgent need in most regions of the world for further albacore studies to review and improve the current management units used by Regional Fishery Management Organizations.

Considering management used for albacore in the Atlantic, the Group discussed the possibility that immature albacore found in South African Atlantic waters are migrants from the Indian Ocean and, therefore, be part of that ocean's stock. The Group recognized that at present there is no quantitative information available to inform the assessment models on this issue. Therefore, any attempts to include this type of information in an assessment should be made as 'what if' scenarios to examine sensitivity of assessments to this hypothesis. The Group also discussed the potential migration of albacore from South African waters to South American waters. It was indicated that the seasonal changes in the areas of operation of the Chinese-Taipei longline fleet in the South Atlantic might be in response of this hypothesized albacore migration.

2.2 Catch, effort, size, and catch-at-age (CAA)

Document SCRS/2013/122 presented the albacore CAA prepared by the Secretariat for use in virtual population analysis (VPA). The document described the procedure used to estimate the CAA from catch-at-size, the changes made to the aging algorithm used in the 2009 stock assessment, and the differences between the CAA generated for the 2009 and the current 2013 assessments. The document described that the total number of fish estimated by the CAA was the same between the 2 assessments (2009 and 2013). However, differences were found in the number of fish at age. The author explained that these differences can be mostly, but not completely, explained by 2 main factors: (1) a change in the value of epsilon (controlling the number of iterations) used in the aging protocol, and (2) changes in the definition of the quarter (since fish are assumed to be born on April 1, the quarter April-June was defined as quarter 1). However, the author also indicated that the change in the definition of quarter can be handled with the Mean-Length-at-Age (MLAA) and it recommended that the following steps be taken:

- a) Continue to use the MLAA as originally developed.
- b) Use the calendar quarter and inform the VPA model that the month of birth for N-ALB is 4.
- c) In all cases input the CAA, Catch, WAA, PCAA, maturity, etc. in calendar year Jan-Dec.

The estimated CAA is presented in **Table 1**, **Figure 1** and **Figure 2**. The MLAA are shown in **Table 2**.

2.3 Relative abundance estimates

In the data preparatory meeting, an update of the Spanish troll CPUE series was presented (SCRS/2013/053), which covered the period 1981-2011. In the process of building input files for Multifan (MFCL) analysis, this recent CPUE series was merged to two previous troll series, namely a standardized French troll CPUE series (1967-1986) and a nominal CPUE series between 1931 and 1975 (Bard 1977), to build a composite CPUE series that allowed estimating effort for Fishery 2 between 1930 and 2011. The methodology used to produce this composite series is described in Anon. (2010). In this case, a GLM controlling for source of data (fishery), quarter, and year was used to merge the three different sources to a common scale for use in MFCL analyses. In the case of assessment models using annual time scales for fitting, the GLM applied controlled for year and source of information. **Figures 3 and 4** show the resulting patterns.

The Group discussed the CPUE series corresponding to the Uruguayan pelagic longline fleet that was presented in the data Preparatory Meeting (SCRS/2013/043). After considering the changes on the target species of this fleet over time, the Group agreed to split this series into two time periods: 1982-1991 when the fleet was targeting bigeye tuna, and 1992-2012 when the target of this fleet was SWO.

During the data preparatory meeting, the Group screened the available CPUE series and decided not to use some of them as input in the stock assessment models (e.g., the transition periods for Japan and Chinese Taipei, as well as South African baitboat and Brazilian longline, see Anon 2013). Still, the Group noted that the Taiwanese and Japanese longline indices, being the main longline indices for both the north and the south, showed some contrasting trends and negative correlations (**Figures 5 and 6**). The Group noted that including both indices in the assessment models might have a confounding effect and decided to further explore the nature of these indices. In the North Atlantic, both fisheries show clear differences in their areas of operation (**Figures 7**). In latitude, both fleets overlap mostly within the 20-40°N, but the Chinese Taipei fleet operates mostly west of 30°W. The Group noted that the signals provided by both the Chinese Taipei and the Japanese nominal CPUEs were quite similar in this area delimited by 20°N-40°N and west of 30°W (**Figure 8**). The Group expressed concern that the CPUE standardization might not have fully accounted for spatial effects. Considering that the Chinese Taipei fleet has been targeting albacore more consistently, with a high proportion of their effort having albacore as the dominant catch (**Figure 9**), and as its area of operation has not changed as much compared to the Japanese fleet, and its level of albacore catches have also remained substantially higher during the last decades, the Group decided to include the Chinese Taipei index in the base run while downweighting the Japanese longline index.

In the South Atlantic, the Group inspected the fishing areas for both fleets and observed similarity and consistency in the areas fished by Japan in the early period and Chinese Taipei in subsequent periods (**Figure 7**) when Japan reduced effective albacore fishing area (number of 5°x5° geographical squares with at least 1 ton of albacore caught) (**Figure 10**). The Group agreed that the Chinese Taipei index might better reflect albacore abundance in the southern Atlantic given that this fleet targeted albacore more consistently throughout the period with less spatial shifts in their operations (this decision also supports scenarios where CPUEs are weighted by catch). However, the Group also noted that by-catch fisheries, in some cases, can also track population abundance and those spatial aspects needed to be further investigated in the CPUE standardization process. Thus, the Group decided, for continuity purposes, to consider both catch weighted and equally weighted scenarios in the southern Atlantic.

3. Limit and Target Reference Points and Kobe Advice Framework

Noting that the Commission has requested SCRS to identify a limit reference point for northern albacore (Rec. 11-04), SCRS/2013/120 provided examples of an approach for enhancing dialogue between SCRS and the Commission for advancing the application of Harvest Control Rules (HCR) incorporating limit and target reference points. Additionally, the approach provides advice in the Kobe Strategy Matrix framework consistent with the Commission's decision making policy for development and application of conservation and management measures (Rec. 11-13). In combination, the guiding principles in Rec. 11-13 provide a basis for design of HCRs. SCRS has recommended a generic HCR (ICCAT, 2012), upon which stock-specific robustness testing through Management Strategy Evaluation (MSE) can and will be conducted in order to fine-tune HCRs which can achieve the Commission's objectives while considering the uncertainty in assessments that SCRS can quantify.

In order to advance the Commission-SCRS dialogue, the Group agreed to provide information to the Commission on the basis of a range of interim HCR parameter values which would meet the Commission's policy based on the assessment outcomes, as paraphrased below (also see **Figure 11**):

1. For stocks in the green quadrant of the Kobe plot, management measures shall be designed to result in a **high probability** of maintaining the stock within this quadrant.
2. For stocks that are in the upper right yellow quadrant of the Kobe plot (overfishing), the Commission shall immediately adopt management measures designed to result in a **high probability** of ending overfishing in **as short a period as possible**.
3. For stocks in the red quadrant of the Kobe plot (overfishing and overfished), the Commission shall immediately adopt management measures, designed to result in a **high probability** of ending overfishing in **as short a period as possible** and the Commission shall adopt a plan to rebuild these stocks, and
4. For stocks in the lower left yellow quadrant of the Kobe plot (overfished but no overfishing), the Commission shall adopt management measures designed to rebuild these stocks in **as short a period as possible**.

The Group noted that different methods for quantifying uncertainty in stock status evaluations can result in different probability expectations (SCRS/2013/117) and, since there is not yet a unified approach across the stock assessment methods applied to quantify uncertainty, it is an important research area to focus upon and to consider in MSE. Nonetheless, the Commission expects management advice based upon the quantified uncertainties in the assessments SCRS conducts (Res. 11-14).

The Group decided to provide model probability expectations given the uncertainty the Group was able to quantify for the assessment for a range of interim HCR parameter values (**Table 3**) in the generic HCR recommended by SCRS (see **Figure 12**) to guide discussion about the policy decision points: 'high probability' and 'as short as possible'.

An **interim** biomass limit reference point of $0.4B_{MSY}$ was recommended which is consistent with robust limits recommended for a number of Pacific tuna stocks (e.g. Preece, et al. 2011) and other cases, until a fuller range of MSE testing can be conducted for other candidates. The Group recommended that management advice be provided in HCR (F) K2SMs format described in SCRS/2013/120 in order to promote dialogue on the Commission's policy choices under Rec. 11-13.

4. Stock assessment

Document SCRS/2013/036, first presented during the 2013 Meeting of the ICCAT Working Group on Stock Assessment Methods, reported a summary of methods for diagnosing abundance indices fitted as part of stock assessment models. Practical implementation of these techniques is shown in documents SCRS/2013/056 and SCRS/2013/057.

Document SCRS/2013/117 provided an evaluation of approaches for modelling uncertainty in the framework of biomass dynamic models. Those approaches included bootstrapping, jackknife, modelling uncertainty based on the covariance matrix, delta method, likelihood profiling and MCMC techniques. The document concluded that estimates of uncertainty obtained from the same data and stock assessment model vary depending on the method used to estimate the uncertainty. Therefore, further evaluations leading to 'Best Practices' are warranted.

4.1 North Atlantic albacore stock

4.1.1 SEAPODYM

Document SCRS/2013/125 presented the results of the first optimization experiment for the North Atlantic stock using the model SEAPODYM. The model configuration used a coarse grid at $2^\circ \times 2^\circ$ and month resolution with environmental inputs from a hindcast simulation driven by an atmospheric reanalysis (NCEP). With this reanalysis (i.e. based on observation), the coupled physical-biogeochemical simulation provided reasonable seasonal to interannual and decadal variability. Nevertheless, other configurations at higher resolution providing more realistic ocean conditions should complete this first study.

Document SCRS/2013/121 discussed various potential questions and problems related to the SEAPODYM analysis, such as stock structure, uncertainty in the asymptotic size by sex, natural mortality as a function of age, changes in fishing power of the longline fleet targeting albacore, thermal preferendum of the various ages, etc. The document suggested that some results could be more realistic than those obtained by other stock assessment models. However, there are still a wide range of uncertainties in the present analysis and results should be more carefully explored before being considered for providing advice.

The Group welcomed a modeling approach that considered spatial dynamics as well as environmental influences, since these are important elements of albacore population dynamics that are not considered in the models currently used for stock assessment. The group also agreed that the SEAPODYM model could be useful in the process of generating and testing hypotheses.

4.1.2 Multifan-CL

In document SCRS/2013/058 a preliminary stock assessment with Multifan-CL for the northern stock of Atlantic albacore with a suite of exploratory data analysis and diagnostics was presented. The document proposed applying a factorial design for scenarios to analyze the uncertainty associated with the dynamic behaviour of fishing fleets and available data. The document recommended that such designs be incorporated into ‘Best Practices’ in future stock assessments and MSEs.

Although preliminary results for this model were presented, further investigation into the data revealed several serious conflicts in the input data. Firstly, it was noted that several key CPUE series were developed as catch in numbers per unit of effort, whereas the total catch input into the model was in weight. As the Multifan-CL uses the standardized CPUEs and the reported total catch to calculate standardized effort, the difference in units between the CPUE and catch can cause bias in the effort estimations, particularly if the average weight of the fish in a given fishery has changed significantly over time. As a result, the effort estimations included in the preliminary model were less reliable.

In order to overcome this issue, total catch in number was requested for the longline fleets and this information was received making the CPUE and catch information consistent. For the surface fleets, this information was not available and so the catch in weight had to be converted to catch in size using an average weight of fish for each fishery per year. This information was available from the CAS database provided by the Secretariat from 1975 onwards. For fleet 1, these data were sufficient to convert the catch in weight to numbers, as the fishery initiated in 1981. For fleet 2, which started in 1930, an average of the average weight for this fleet between 1975 and 1980 was used to convert the catch into numbers prior to 1975.

Once this had been conducted, new MFCL input files were created with the same units for the catch and CPUE data. A number of model run options were then discussed, proposed and conducted (Table 4). Much discussion was held over the initial model parameterisation and structure. The authors of document SCRS/2013/058 proposed an initial model structure that differed from the model structure used for the 2009 assessment essentially in that the Japanese longline CPUE and the Chinese Taipei longline size frequencies were heavily down-weighted. This structure is detailed and justified in SCRS/2013/058 (see also Section 2 of this report), with the base case run outlined in that document only changing due to the changes in the input files (frq file) noted above. As this formulation differed from the previous assessment model and data structure, several sensitivity runs were conducted to assess the implications of these changes.

One of the major discussion issues was the exclusion of the Japanese CPUE series from this updated base assessment. Exploratory data analysis indicated that the Japanese and Chinese Taipei LL CPUE series were negatively correlated in certain overlapping periods. This was further discussed during the 2013 albacore data preparatory meeting which concluded that it would not be appropriate to include both Chinese Taipei and Japanese LL CPUE series in the same model as the MFCL model might not be able to resolve conflicting trends internally. As the Chinese Taipei fishery operates in the core area of the fishing area, whereas the Japanese fleet has shifted either North or South to target other species, its movement away from the core area could mean that this CPUE series no longer provides a reliable index of the population abundance in the core region and thus it was downweighted in the base model (see also agenda item 2) to address this concern. Sensitivity evaluation of the implications of downweighting the Japanese index was also conducted. Similar evaluations of other fleet CPUEs were not conducted owing to time constraints, but could be incorporated into a factorial design in future assessments.

Another area of major discussion involved the use of the Chinese Taipei LL size frequency information. In the base case model, this information was heavily downweighted as the mean length of the sampled catch from this fishery was highly variable in certain time periods, but the reasons for such variations were unclear, (**Figure 13**).

Large increases in average size in the most recent years might be related to increases in sampling coverage, but potentially also to biased spatial sampling (samples coming from more equatorial regions and thus less representative of the whole area of distribution). Thus, the recent increase in fish size is probably not consistent with the albacore stock dynamics. As a consequence, the size frequency data may not be representative of the size composition of the underlying population, at least in a way the model's current spatial structure could accommodate. However, it was agreed that a sensitivity run should be conducted to include this Chinese Taipei size frequency information to assess its effect on the model outputs. In fact, these data were poorly fit assuming a logistic selectivity and additional sensitivities were conducted assuming dome shaped selectivity. Sensitivity evaluation of the implications of essentially ignoring the Chinese Taipei size frequency was also conducted.

Other sensitivity runs included considering both the Chinese Taipei size frequency and Japanese CPUE, down-weighting all the size frequency (SF) series, starting the model in a different year to test the influence the starting assumptions on the population structure had on the model outputs, considering alternative biological assumptions such as age dependent natural mortality, as well as including tagging data. In the latter case, only tagging data from release events occurring between 1988 and 1991 were considered, as this coincided with a period in which, by far, the majority of tags were released as opposed to the rather low level of tagging which has occurred outside this period.

Results of the MFCL model

Although the growth curve parameters in the Multifan-CL model were fixed (Santiago and Arrizabalaga 2005), the mean lengths of the first 2 age classes were estimated independently in order to accommodate deviations from the von Bertalanffy Growth Function (VBGF). The final growth curve is presented in **Figure 14**. **Figure 15** shows the estimated biomass trajectory for the northern albacore stock over the assessment period, according to the base case. Estimated current biomass was approximately 185980 t, with SSB/SSB_{MSY} at 0.94.

Figure 16 provides the estimated recruitments over the assessment period. Unlike the recruitment estimated during the 2009 assessment where recruitments during the first decades remained low compared to the rest of the time period, the recruitments estimated in this assessment appeared to be fairly variable, but with consistent ranges over the assessment period; time series of F by age class are presented in **Figure 17**. F is estimated to increase sharply in the 1950s, which corresponds to the first period in which size frequency data is available and so more information is available to separate the catches into age classes. This period is also when substantial increases in catch occurred immediately post WWII.

Figure 18 shows the effort deviations over time by fishery, as well as the observed and predicted CPUEs. The overall consistency of the model with the observed effort data can be examined in these plots. If the model is coherent with the effort data, an even scatter of effort deviations around zero would be expected (although some outliers can also be expected). If there was an obvious trend in the effort deviations with time, this may indicate that a trend in catchability had occurred and that this had not been sufficiently captured by the model (Hampton 2002). For the majority of fisheries there are no obvious trends in the effort deviations and although this would indicate that the model has extracted most of the information present in the data regarding catchability variation. However, this is not always the case and additional tuning of the model may be appropriate for future runs. Fleet 1 in particular appears to have mainly positive deviations.

Estimated selectivities are presented in **Figure 19**. Although most LL selectivities were constrained to be logistic, the Japanese transition period (fishery 6) and Japanese by-catch period (fishery 7) selectivities were estimated within the model. It is interesting that dome-shaped selectivities were estimated for these fisheries, possibly due to the fleets operation moving to the fringes of the core fishing area and, thus possibly increasing catch of smaller fish, although the estimates could also be the result of confounding with other model structural assumptions.

The yield analysis conducted here incorporated the stock-recruitment relationship (**Figure 20**) into the equilibrium biomass and yield estimates. The steepness was estimated to be 0.83, which is slightly different from the prior mode of 0.75. The yield curve which estimates a maximum sustainable yield of 31 680 t at an effort multiplier of 1.38 is presented in **Figure 21**. The corresponding reference points B/B_{MSY} , SSB/SSB_{MSY} and F/F_{MSY} are shown in **Figures 22, 23 and 24**, respectively. These would indicate that the current population biomass is below the biomass that can support a MSY (0.80), the spawning stock biomass is also slightly below SSB_{MSY} (0.94) while current F is below the F that would give MSY (0.72). Therefore, these results indicate that the stock is overfished, but not undergoing overfishing.

The overall model fits to the SF data are presented in **Figure 25** and the residuals in **Figure 26**. The fits to the size data are not always particularly good and this shows that the structural assumptions regarding selectivity do not fully account for shifts in SF over time or for unusually shaped SF distributions (such as bimodal distributions in the available data).

As both the input data and model specification changed substantially between the current assessment and that conducted in 2009, several sensitivity runs were performed to evaluate the effect these changes have on the model outcomes. The major changes include the downweighting or not the Japanese LL CPUE data, the downweighting or not the Chinese Taipei LL SF data and the change in standardized effort due to the use of total catch in numbers for certain fleets in the current assessment as opposed to the use of total catch in weight for those fleets in the past assessment. Run Alt8 specifically deals with the issue of catch in weight or numbers. **Table 5** shows the relative SSB/SSB_{MSY} and F/F_{MSY} benchmarks for the current base model along with the relative benchmarks for all the alternate runs. It was clear that the use of catch in weight (as done in 2009), and shown in Run Alt8, results in a more pessimistic view regarding the current stock status.

Biomass trajectories over time for the base case and all alternate runs are presented in **Figure 27**, while key model output parameters such as steepness and reference points are presented in **Table 5**. Run Alt7 is fairly similar to the model specifications of the 2009 4B model. It can be seen that the inclusion of both the Japanese LL CPUE and Chinese Taipei LL SF data result in a more pessimistic stock evaluation. This is further reinforced in runs Alt1 and Alt4 which include individually the Chinese Taipei LL SF and the Japanese LL CPUE, respectively. In Run Alt1 the Chinese Taipei LL selectivity was allowed to be non-logistic. This was conducted in order to try and capture the fact that although the selectivity had been constrained to be logistic, the absence of large fish in the SF data resulted in very poor fits to the SF data and if this change was not made the model would not have converged. This run attempted to allow the model freedom to independently calculate the shape of the selectivity curve based on the actual SF data provided to the model. In addition, the constraint that made selectivities for all fish of age 10 and over the same was removed. The new selectivities calculated for the three Chinese Taipei longline fleets by this alternate run are presented in **Figure 28**. This still resulted in a pessimistic stock evaluation.

The change in the starting year on the model (Alt2) had little effect on either the biomass trajectory or the relative benchmarks. Downweighting all the SF data (Alt3) to assess the influence this information had on the model fit resulted in a slightly more pessimistic stock evaluation, while including an age-specific vector of natural mortality (Alt5) slightly improved the stock status. This natural mortality vector is presented in **Figure 29**. The inclusion of the tagging data between 1988 and 1991 (tag), resulted in estimates of stock status very similar to the base case model. In order to see what the stock status may have been in 2009 had the corrected data been used along with the current model specification, a variation on the base case was run, but excluding the final 4 years of data (mirroring the time period used in the previous assessment). This run (Alt 6) shows that had the current corrected data and modified model parameterization been used, the stock status relative to benchmarks would have been relatively similar, but slightly more pessimistic than those estimated in 2009. We can also infer from this run that there is information in the data over the final four years (2008-2011) of the current model that indicates that the stock condition had improved since 2007.

In general, the ranges of estimated steepness vary between 0.80 and 0.88, all of which are higher than the median of the prior distribution. This would imply that there is some information in the data regarding a relationship between spawning biomass and recruitment although it may not be particularly strong. For all models, the MSY estimation was similar, ranging between 26 000 t and 35 000 t. The majority of runs as well as the base case indicated that the stock is slightly overfished, but is no longer undergoing overfishing.

Diagnostics

The group noted that the AIC was not useful to compare fits to the data across different models because not all were based on the same datasets. However, the group felt that it might be useful to have some diagnostics regarding how well the different base and sensitivity runs were fitting the different CPUE series. For this purpose, the standard deviation of the effort residuals for each of the CPUE series in each of the models was computed and tabulated (**Table 6**). While not all runs were fitting to the same indices and so diagnostics which better account for this feature would be more appropriate, this table provided a basis for comparing the relative model-data agreement across the common indices that were fitted in the different runs. This table showed that the base case is amongst runs fitting best to the common indices (the runs with age specific natural mortality and the one including tagging information also showed comparable values). Further evaluation of this kind of diagnostic could be useful in the future to assign objective weights to different runs, e.g., in an MSE approach

where a large number of hypotheses are being considered. However, it should be noted that the models like MFCL not only fit to CPUE series, and thus it might be useful to develop similar diagnostics for fits to size frequency data.

Likelihood profiling was conducted for the base case run F/F_{MSY} (**Figure 30**) and SSB/SSB_{MSY} (**Figure 31**). The profiles showed a fairly wide distribution, especially for the SSB/SSB_{MSY} profile. This would indicate that the uncertainty regarding the current status of SSB/SSB_{MSY} is higher than that for F/F_{MSY} . The profile for SSB/SSB_{MSY} is also skewed to the right. The profile would however indicate that the model did converge to a global solution.

The Group did not have available pairs of F/F_{MSY} and B/B_{MSY} estimates to represent the uncertainty around the current stock status, but had available the standard deviations for parameters as well as their correlation. Thus, the Group characterized the uncertainty in a similar way to 2009 and 2007 assessments, i.e., by generating 1000 random numbers from a bi-variate normal distribution with means the last year SSB/SSB_{MSY} and F/F_{MSY} estimates, and covariance matrix:

	SSB/SSB_{MSY}	F/F_{MSY}
SSB/SSB_{MSY}	0.010404	-0.001916743
F/F_{MSY}	-0.001916743	0.00743044

The generated Kobe plot is presented in **Figure 32**, and the associated pie chart in **Figure 33**, suggesting that there is 0.2% probability for the stock to be both overfished and experiencing overfishing, 72.4% probability for the stock to be overfished but not experiencing overfishing, and 27.4% probability the stock is neither overfished or experiencing overfishing. However, the group noted that this was just an approximation to characterize the uncertainty of the current stock status, and decided to perform projections using software other than MFCL, as decided in 2009 and 2007 assessments.

4.1.3 ASPIC

ASPIC 5.34 was used to conduct stock assessment of the North Atlantic albacore.

Diagnostic of current stock status

The results of 7 scenario runs for North Atlantic albacore are presented in **Table 7**. The scenarios were built with alternative combinations of catch and CPUE series to inform the assessment model ASPIC v.5.34. All scenarios impose biomass level at the beginning of the time series at 95%K. **Table 8** and **Figures 34** and **35**, show that all the scenarios estimate that the stock is recovering with only one scenario estimating the current biomass to be lower than 60% B_{MSY} (Sc 4) and two estimating it above B_{MSY} (Sc 2 and Sc 6). Regarding the fishing mortality trend, all scenarios showed that current (2011) fishing mortality is on average below or at F_{MSY} , ranging between 45% and 89% F_{MSY} .

The Kobe plots (**Figure 35**) show that all scenarios follow the same pattern of development-overexploitation and rebuilding, with differences only on the time spent in the red quadrant (overfished and overfishing) (see Sc4) and the final stock status. Only one scenario (Sc2) showed that the Northern albacore stock is predominately in the green quadrant of the Kobe plot.

However, **Figure 36** shows the probability of the stock being currently at different areas of the Kobe plot by using the bootstrapped estimates across all 7 scenarios. According to this chart, the probability of the stock currently being in the green quadrant of the Kobe plot is 25%, the probability of being in the red quadrant is 13%, and the probability of being in the yellow quadrant is 62%.

Figure 37 shows the density plots of the estimated current status of North Atlantic albacore for the 7 scenarios tested.

These results are in agreement with those obtained with other models during the assessment session and showed that the assessment results are influenced by the choice of the CPUE series used to inform the model. However, all scenarios estimated that the stock is recovering and that current (2011) fishing mortality is near or below F_{MSY} .

Projections

Further projections complemented the contribution of this model to the assessment of North Atlantic albacore. Deterministic projections with constant catch and constant fishing mortalities are shown in **Figures 38** and **39** for all scenarios. **Figure 39** summarizes the implications of alternative quotas for the coming years in the state of exploitation of northern albacore with different ASPIC scenarios. In order to shade light on the unstable projections in scenarios 4 and 5, two additional figures show how some of the projected constant catch value could collapse the stock (**Figures 40** and **41**).

4.1.4 Stock Synthesis

Exploratory Phase

Model configurations were completed with the stock synthesis model (V3.24L) prior to the assessment meeting and were presented to the Group. The Stock Synthesis (SS) model was configured with twelve fleets, four quarter seasons, and two sexes. For the data exploration phase, the data inputs generated for use in the MFCL model were also used for the SS model. Selectivity for all fisheries was assumed to be length-based and based either on a double-normal function or assumed asymptotic. The unfished recruitment level (R_0) and steepness (h) were freely estimated. Eight configurations were presented (**Table 9**), each with varying degrees of complexities and various uses of the data streams. An effort was made to construct some of the configurations with decreasing complexity so that the effects of the different levels of complexity on model results could be assessed. The primary objective of the SS modeling effort was to help verify results of the MFCL (and other) models. Results of the exploratory SS models were not formally used for management advice. As such, while some SS model (Run_1) diagnostics were presented to the Group, these diagnostics were documented here on a limited basis.

The residual mean square error (RMSE) of each of the CPUE for the ten exploratory SS was used to show the degree of fit to each of the individual series (**Table 10** and **Figure 42**). On average, the SS models had the lowest RMSE (i.e., best fit) with the Chinese Taipei late CPUE and the highest RMSE (i.e., worst fit) to the Portuguese baitboat CPUE time series. In an effort to account for fleet specific variations in RMSE, several runs used variance reweighting to increase/decrease the weighting each of the CPUE time series had on the overall model fit. The variance reweighting tended to decrease the discrepancies in some of the CPUE time series.

The range of SS model configurations all inverted the Hessian matrix (a positive attribute). Broadly speaking, removal of the length information (Run 5), while altering the trajectory of the B/B_{MSY} , did not produce a marked difference in that benchmark in the final year (**Figure 43**). Removal of the lengths tended to increase the response of the model to the annual variations in the CPUE data. The combination of the removal of the lengths and reconfiguration to an annual time step (Run 7) did have a very noticeable effect on the estimate of stock status (**Figure 44**). The perception given by this set of model runs is that, in general, the length information as whole may not be in conflict with the CPUE information as a whole. Given the time constraints of the meeting it was not possible to conclude how complex the assessment model needed to be, however, a closer examination of the various model diagnostics of the above mentioned runs may help making that determination.

Nearly all of the eight SS models reached the same conclusion that the stock was overfished, but not currently experiencing overfishing. Furthermore, all models were in agreement that the stock biomass has increased starting in around the year 2000. The exception to this outcome was the age structured production model (ASPM) configuration. The results from the ASPM were so unlike the other runs that they were deemed suspicious and in need of further work. Group discussion suggested that perhaps the model found a local minimum at may not have properly converged. This suggestion was based on experience with the ASPIC model and the same data. One conclusion could be that this model lacked the complexity necessary to adequately capture the dynamics of the fishery. Given all these characteristics, this configuration was not given any further consideration.

Post-exploratory phase configurations

The Group agreed to explore a total of eleven SS model configurations (**Table 11**). Many of these configurations were intended to mirror as closely as possible those of the MFCL alternative runs.

The majority of the post-exploratory SS configurations resulted in estimates of B/B_{MSY} in the range of 0.5 to 1.0 (**Figure 45**) and estimates of F/F_{MSY} of between 0.4 and 0.8 (**Figure 46**). While there were exceptions to this, the exceptions were considered sensitivity analysis and not the base case model. Every model configuration suggested that the stock biomass was continuing to increase and that fishing mortality was continuing to decrease.

SS Run 12 was chosen as the preferred model to discuss overall fits and diagnostics. This was a two sex model with a linear ramp on female natural mortality (**Figure 47**). The estimates of the length-based selectivities and the resulting fit to the length information across years for each of the gears are shown in **Figure 48**. In general, the information contained in the length compositions was inconsistent with regard to any type of definitive trends in recruitment signal. The Group discussed how this might be the result of the various fleets not fishing in a consistent manner through time and space over the full extent of the assessment period. Banding in some of the residual patterns suggested bimodal patterns in the frequencies and consequently some use of age based selectivity might be useful to consider in the future. It was also apparent from the residual patterns (**Figure 49**) that time varying selectivity may also be a useful consideration.

The models inability to provide good fits to the CPUE time series was evident in the examination of the fit residuals (**Figure 50**). Several sensitivity runs were conducted to determine the individual influence of the Japanese and Chinese Taipei CPUE series. The exploratory phase of runs showed that the Chinese Taipei CPUE time provided a lower RMSE than did the Japanese CPUE. This was further supported by the fact that the Japanese fleet fished more on the fringe of the stock distribution areas rather than the core areas. This provided some justification for excluding the Japanese CPUE time series from the runs used to provide management advice.

Most model configurations were consistent with their estimates of virgin recruitment and steepness. Even without the use of an informative prior the estimates of steepness remained in the range of 0.75 to 0.85 for most configurations. No trend was apparent in the pattern of recruitment deviations; however there was an unexplained positive deviation the last year of the estimate (**Figure 51**). If these model fits were used for management advice this would have been investigated in greater detail as this point would have had a very large influence on the projections.

Management benchmarks estimated from the MFCL base case and the SS models configured most like the MFCL base case (Run 17) are shown in **Figures 52** and **53**. Closer inspection of the estimates of recruitment (**Figure 54**) and spawning stock biomass (**Figure 55**) revealed differences in SSB, but not recruitment. Neither was there a difference in total biomass (**Figure 56**). This suggests that MFCL and SS, although calibrated well, are likely using different functions to estimate absolute fecundity. While this is worth noting, it does not have any impact on the management benchmarks or estimates of status of the stock.

The MFCL and SS base case model estimates of B/B_{MSY} and F/F_{MSY} from the 2009 assessment and this assessment are shown in **Figure 57**. The estimates of the management benchmarks were relatively consistent not only between modeling platforms, but also over time.

4.1.5 Virtual Population Analysis (VPA) Methods

A virtual population analysis (VPA) of North Atlantic albacore was conducted using the VPA-2Box software (Porch et al. 2001), version 4.01, for the period 1975 to 2011. Relative abundance indices and life-history parameters inputs are described in SCRS/2013/013 and catch-at-age and partial catch-at-age data are described in SCRS/2013/122. Model assumptions included a single stock with no mixing or migration, eight age-classes (age 1 through 8+ with the plus group representing ages 8 through 15), no separation of sexes, spawning period beginning May 1, constraint on vulnerability applied to the terminal 3 years, no constraints applied on recruitment or the stock-recruitment relationship, and no tagging data included. Eight indices of abundance were included in the model:

- Japan longline (Ages 3 to 8+), 1975-2011
- Chinese Taipei longline (Ages 2 to 8+), 1975-1987
- Chinese Taipei longline (Ages 2 to 8+), 1999-2011
- United States longline (Ages 3 to 8+), 1987-2011
- French troll (Ages 2 and 3), 1975-1979
- French troll (Ages 2 and 3), 1980-1987
- Spanish troll (Ages 2 and 3), 1981-2011
- Spanish baitboat (Ages 1 to 4), 1981-2011

Indices were weighted equally and a multiplicative error structure was assumed. Data sources used in this assessment differed from the previous assessment conducted in 2009 by: (1) inclusion of the Spanish baitboat data referencing ages 1 to 4, (2) splitting of the Chinese Taipei longline index into two periods (1975 to 1987 and 1999 to 2011) to account for changes in species targeting and gear configuration, (3) combining the Spanish troll data to reference ages 2 and 3, as opposed to separate indices for these two age classes, and (4) allowing for selectivity of the Spanish troll indices to be estimated rather than fixed for a single age class.

Model parameterization deviated from the 2009 assessment in that a constraint was applied on vulnerability estimates of ages 1 through 8 for the period 2009 to 2011 to penalize large deviations in fishing-mortality-at-age estimates since VPA estimates for the terminal period are generally poorly informed. This constraint was not applied in the previous assessment, and a sensitivity analysis was conducted to determine the effect of this parameterization. Based on a recommendation from the species workgroup, the spawning season was assumed to begin May 1, while the previous assessment assumed a spawning season beginning July 1. It is recommended that this assumption be evaluated in the future, as VPA model parameterization is dependent on the assumption. The base model was parameterized under these assumptions, and a bootstrap analysis (500 iterations) was applied to determine the uncertainty around base model estimates of spawning stock biomass (SSB) and fishing mortality-at-age (FAA).

Diagnostics

Model fits to indices of abundance and residual patterns were examined to determine the appropriateness of VPA fit to the various indices data. A number of alternative model runs were conducted to determine the sensitivity of the base model to various assumptions, and to estimate the effect of changing these assumptions on VPA results. Sensitivity analyses included:

- A relative abundance indices jackknife analysis in which each index was iteratively removed to determine the influence of individual indices on model estimates.
- An age-varying natural mortality analysis (Age-1 $M = 0.63$, Age-2 $M = 0.46$, Age-3 $M = 0.38$, Age-4 $M = 0.34$, Age-5 $M = 0.31$, Age-6 $M = 0.29$, Age-7 $M = 0.31$, Age-8+ $M = 0.50$) was compared to the constant natural mortality across ages equal to 0.3, assumed in the base model.
- A retrospective analysis in which data from the previous 1 to 5 years were iteratively removed to examine the influence of the most recent years on model estimates, and to compare base model estimated stock status in 2011 with a retrospective estimated stock status from 2001 projected forward to 2011.
- Addition of catch-at-age, partial catch-at-age, and relative abundance index data from the period 1959 to 1974 to determine if inclusion of this historical time series resulted in a difference in estimated stock status and benchmarks (maximum sustainable yield, spawning stock biomass (SSB_{MSY}) and fishing-mortality at maximum sustainable yield (F_{MSY})).

Results

Abundance-at-age (NAA) estimates from the VPA base model indicated a sharp decline between 1978 and 1984 (**Figures 58 and 59**) resulting from a decrease in catch of older age classes (**Figure 58**) and a decrease in catch per unit effort of the Japanese and Chinese Taipei longline fleets (**Figure 60**). Fishing mortality-at-age (FAA) estimates ranged between 0.1 and 0.8, with the highest FAA estimated for ages 2, 3, and 4. Fishing mortality on the oldest age classes peaked in 1986, 1995, and 2000, and declined steadily over the last 10 years (**Figure 61**). The base model demonstrated relatively good fit to the Japanese and Chinese Taipei (early series) longline indices, and relatively poor fit to the United States and Chinese Taipei (late series) longline data (**Figures 60 and 61**). Model fit to surface fisheries indices (troll and baitboats) were less consistent than early period longline indices, although the estimated trends between indices and model estimates were similar. Bootstrap analyses demonstrated stability in the estimated long-term trends, but illustrated uncertainty in the NAA and FAA estimates of young age classes (ages 1 to 3) during the terminal period, as well as uncertainty in NAA and FAA of the older age classes (ages 6 to 8+) during the early period (**Figures 62 and 63**). Overall, NAA and FAA estimates were least variable for younger ages (with the exception of the terminal 5 year period), and most variable for the plus group (ages 8+) across bootstrap iterations (**Figures 62 and 63**).

VPA model results were sensitive to the assumption of natural mortality (**Figure 64**), the Japanese longline indices (**Figure 65**), and the F-ratio starting parameters; and were less sensitive to terminal F parameters, variance scaling, and vulnerability constraint assumptions. Altering the assumption of natural mortality from constant-at-age (base model) to age-varying mortality resulted in an increase in the estimated magnitude of

recruitment, spawner abundance, and spawning stock biomass, but did not alter the long-term population trend (**Figure 64**). Jackknife analyses demonstrated that the estimated long-term trend was most sensitive to the removal of the Japanese longline index, emphasizing the influence of that index on stock estimates (**Figure 65**). Removal of the Japanese longline index resulted in a reversal of the estimated long-term trend from stock decline to an increase in stock abundance and biomass from 1975 to 2011. The United States longline index had a large influence on the estimated stock trend in the recent time period (2000 to 2011, **Figure 65**). The Chinese Taipei and surface fleet indices were considerably less influential on stock abundance estimates. Retrospective analysis (removal of recent years catch and relative abundance data) indicated that model estimates of recruitment and SSB were not sensitive to the data from the recent time period (**Figure 66**).

The estimate of current stock status from the base model is overfished and not currently undergoing overfishing (**Table 12, Figures 67 and 68**), with an estimated probability of $SSB < SSB_{MSY}$ & $F < F_{MSY}$ of 70% (14% estimated probability of being overfished and undergoing overfishing $SSB < SSB_{MSY}$ & $F > F_{MSY}$, 15% estimated probability of not being overfished and not undergoing overfishing $SSB > SSB_{MSY}$ & $F < F_{MSY}$, and 1% estimated probability of not being overfished and undergoing overfishing $SSB > SSB_{MSY}$ & $F > F_{MSY}$). The estimated 2011 spawning stock biomass was 41,600 metric tons (80% confidence interval of 35,400 to 51,100), with an estimated apical fishing mortality in 2011 of 0.26 (80% confidence interval of 0.23 to 0.30). The estimated MSY was 36,500 metric tons (80% confidence interval of 35,600 to 37,300). Spawning stock biomass that can support maximum sustainable yield (SSB_{MSY}) was estimated to be 50,800 metric tons (80% confidence interval of 41,800 to 60,300), with an estimated F_{MSY} of 0.35 (80% confidence interval of 0.32 to 0.41). The long-term stock trajectory track (**Figure 67**) from the base model indicated that SSB was greater than SSB_{MSY} and F was less than F_{MSY} in 1975, F increased above F_{MSY} during 1976 to 2007, and SSB declined below MSY in 1985.

Stock status comparisons across the base model and the influential sensitivity runs highlighted the uncertainty in the estimated SSB_{2011} compared to SSB_{MSY} (**Table 12, Figures 67 and 68**), while estimates of median fishing mortality were more robust across model runs (**Table 12, Figures 67 and 68**). For example, the base model indicated that SSB_{2011} was near SSB_{MSY} , compared to the age-varying mortality and U.S. longline index jackknife runs which estimated SSB greater than SSB_{MSY} in 2011, and also when compared to the historical period run which estimated SSB_{2011} below SSB_{MSY} . In contrast, median estimates of F_{2011} were below F_{MSY} for all model runs. While removal of the Japanese longline index resulted in a different stock trend than the other model runs, fits of the stock recruitment curve to model estimated recruitment and SSB were poor, resulting in biologically implausible estimates of SSB_{2011}/SSB_{MSY} and F_{2011}/F_{MSY} . It should be noted that estimates of stock status from the jackknife sensitivity analysis were more optimistic when the Japanese index was removed. Therefore, the historical period data sensitivity run represents the most pessimistic case of current SSB compared to SSB_{MSY} . This analysis was done post-hoc of the data workshop, and the historical input data and model parameterization were less thoroughly evaluated; therefore, this run should be considered exploratory and more rigorous evaluation is necessary (e.g., accuracy of historical catch data and starting F-ratio parameters). Due to the uncertainty in data input and model parameterization, the historical model was not projected forward.

Based on the VPA base model and sensitivities, catches of 32,000 metric tons or lower were predicted to result in decreased fishing mortality and lead to stock rebuilding. These predictions were robust across model runs (**Figure 69**). In summary, while there was considerable uncertainty in the estimated SSB of north Atlantic albacore from the VPA, there was overall consistency in the predicted sustainable harvest strategies.

4.1.6 Summary of stock status

Results for all the various modeling platforms (MFCL, SS, VPA, and ASPIC) were examined for commonalities and differences. Although the range of estimated management benchmarks is relatively wide, nearly all models were in agreement that the stock was overfished, but not currently undergoing overfishing (**Figure 70**). However, the SS runs were more consistent with each other than with the MFCL base case model. Most models from all the various platforms showed a drop in stock biomass from 1930 to about 1990 and increasing trend in biomass starting in around 2000. Likewise, most models within all configurations showed a peak in fishing mortality in around 1990 with a decreasing trend thereafter (**Figure 71**). Furthermore, most models across the various platforms demonstrated more precise estimates of F/F_{MSY} than they did estimates of B/B_{MSY} . This was also demonstrated by a retrospective projection conducted with VPA over the last 10 years that suggested that F/F_{MSY} trends were more predictable than SSB/B_{MSY} trends (**Figure 72**).

4.2 South Atlantic albacore stock

4.2.1 ASPIC

Methods

Document SCRS-2013-118 presented a non-equilibrium surplus-production model for the albacore stock in the southern Atlantic Ocean using the software package ASPIC ver. 5.34. Fleet categorization (**Table 13**) was similar to that used in the 2009 assessment. Catch for each fleet (**Table 14**) was calculated based on Task I data prepared at 2013 ICCAT Atlantic Albacore Data Preparatory Meeting. **Table 15** shows CPUE indices used for the models. Several CPUE indices used for the last assessment were not used based on the decisions made at the 2013 Albacore Data Preparatory Meeting. Therefore, several fleets do not have CPUE index. Four models were examined (**Table 16**). The confidence interval of the F/F_{MSY} trajectory for Run07 presented in the document SCRS/2013/118 seemed unusual and therefore model configuration was modified during the meeting which resulted in more reasonable confidence intervals. The Group agreed that the ASPIC model should be updated with the latest catch and CPUE information.

Status and diagnostics

In general, all the models predicted that at some stage in the recent past the southern albacore stock had been undergoing overfishing and had been overfished. In these cases, except for one (Run07) model, the fishing pressure appears to have decline in recent years which translated into a subsequent increase in stock biomass.

The results based on the four base cases suggested that the exploitation level in recent years varied between cases (B_{2012}/B_{MSY} ranged from 0.813 to 0.950 and F_{2011}/F_{MSY} from 1.047 to 1.301, **Figure 82** and **Table 17**). To generate confidence intervals, 500 bootstrap trials were conducted for each model. The bootstrapped results for the four cases are shown in **Figure 83** (Kobe I plot) and **Figure 84** (piechart). For Run07, the majority of realizations ended up in the red quadrant of the Koble plot (overfished and overfishing), while for other runs, the results were more optimistic with some of the realizations occurring in the green quadrant. MSY was estimated to range from 22,620 t to 28,060 t (**Table 17**) which was close to the total catch for 2011 (24,122t).

Several sensitivity and retrospective analyses were conducted for one scenario (Run08) of ASPIC model (**Table 18**, **Figure 73**). Scenarios with the Uruguay longline index separated (1981-1991 and 1992-2011) are included because this fishery targeted bigeye tuna and swordfish for the first and second period, respectively. As for sensitivity analyses, B-ratio of initial period changed for each K, and using only Uruguay and Japanese (by-catch period) index made results more pessimistic and optimistic, respectively. As for retrospective analyses, large difference was observed when data for the last 6 or more years were removed.

4.2.2 Bayesian Surplus Production Model (BSP)

Document SCRS/2013/123 presented an update of the Bayesian Surplus Production (BSP) model that was applied to the South Atlantic albacore stock in the 2011 assessment using an additional two years of catch data and the CPUE series recommended by the 2013 Albacore Data Preparatory Meeting. The same informative priors were used as in 2011, as well as an alternative prior for r that was less informative. The alternative models were used to predict the probability of the stock achieving a biomass above B_{MSY} under a range of management scenarios. Kobe plots were also produced. Estimates of current status were strongly dependent on which method was used to weight the CPUE data points and with catch weighting being more optimistic. The choice of prior for r did not strongly influence the estimate of stock status, although the less informative prior produced broader credible intervals.

Methods

The Bayesian Surplus Production Model (BSP) was applied to South Atlantic albacore for the same four base case model scenarios that were used for ASPIC. The models were: (1) equal weighting of indices, Schaefer model; (2) catch weighting, Schaefer model; (3) equal weighting, Fox model with $B_{MSY}/K=0.37$; and (4) catch weighting, Fox model with $B_{MSY}/K=0.37$. For all four base case models the same Bayesian prior distributions were used as in the 2011 assessment. The prior for the biomass in 1956 relative to K was lognormal with a mean of 0.9 and a log standard deviation of 0.1 implying that the population was close to unfished in the first year of the fishery. The prior for K was uniform in log space. An informative prior for the intrinsic rate of population increase r was developed as shown in Babcock (2012) and the 2011 assessment, and was approximated by a t distribution with mean 0.2, variance 0.025 and df 10.

The model was fitted to catch data from 1956 to 2011. Catches in 2012 and 2013 were assumed to equal the average from years 2007-2011. The CPUE indices used were the Japanese longline early, Japanese longline late, Chinese Taipei longline, Uruguay longline early, and Uruguay longline late.

In addition to the four base case runs, sensitivity analyses were conducted to evaluate the implications of using different CPUE series and different informative priors on the model parameters (**Table 19**). Retrospective analyses were also conducted.

The BSP software, version 1, available from the ICCAT catalog of methods, was used to estimate the marginal posterior distributions using the sampling-importance resampling (SIR) algorithm. Either the priors or a multivariate-t distribution were used to integrate the posterior distribution, whichever produced adequate convergence diagnostics. A random draw of 5000 samples from the joint posterior distribution was used to estimate the median trajectory and 80% credible intervals, given a range of constant catch strategies and constant fishing mortality rate strategies. A subsample of 500 draws was used for the construction of the Kobe results.

Status and diagnostics

All four of the base case BSP models estimated a historical decline in the abundance of South Atlantic albacore, followed by an increasing trend over the last 10 years (**Figure 74**). However, the current status relative to B_{MSY} and F_{MSY} depended on the model formulation (**Figure 82, Table 20**). The models with catch weighting were more optimistic than the models with equal weighting. The Schaeffer and Fox model formulations estimated similar trends, and similar depletion since 1956; however, because B_{MSY}/K is lower in the Fox model, the Fox model estimated higher values of $B_{current}/B_{MSY}$. The credible intervals of the estimates if B/B_{MSY} and F/F_{MSY} were quite broad, especially in the case with catch weights (**Figure 75**).

Retrospective analysis was applied to the Schaeffer model cases, with both equal and catch weighting (**Figure 76**). In both cases, the projections generated from models with data through 2005 were quite similar to the current assessment, implying that the model is adequately capturing the dynamics of South Atlantic albacore.

Plots of the CPUE residuals against year show that there were trends in the residuals, especially in the early Japanese longline series and the late Uruguay series (**Figure 77**). The residuals were normally distributed according to the qq-normal plots. When CPUE series were removed from the model, the most optimistic model was the one that included only the Japanese longline fishery and the most pessimistic included both Chinese Taipei and Uruguay (**Figure 78**).

When alternative priors were used, the median biomass trajectory was the same as the base case, except for the cases with uniform priors on r and K , with catch weighting of the indices (**Figure 79 and Figure 81**). For the case with equal weighting and the Schaeffer model (**Figure 80a**), the posteriors of r and K had a similar mode for all three priors of K , with more informative priors providing narrow credible intervals. In contrast, the runs with catch weighting (**Figure 80b**), the posterior of K is very similar to the prior, implying that there is very little information in the data to estimate r and K for the catch weighting case. These results show that the data with equal weighting provide more information to estimate the model parameters. Nevertheless, the model with catch weighting may more accurately reflect the true trends, so all four models continued to be used as base cases.

4.2.3 Summary of stock status

The eight ASPIC and BSP models show fairly consistent trends in B/B_{MSY} and F/F_{MSY} over time (**Figure 82**). The estimated median current status in 2011 is around $B/B_{MSY}=1$ and $F/F_{MSY}=1$ for all models (**Figure 83**). The BSP models were slightly more optimistic in the median than the ASPIC runs, but had a larger range of uncertainty. Kobe pie charts of status in 2011 vary between models (**Figure 84**). Averaging across all eight models, the probability of both $B < B_{MSY}$ and $F > F_{MSY}$ (red) is 0.57, and the probability of both $B > B_{MSY}$ and $F < F_{MSY}$ (green) is 0.30 and the probability of yellow is 0.13.

5. Projections

In this section, the results of the projections used to provide management advice are described.

5.1 North

The results shown in this section were produced by projecting forward the estimated 2011 populations presented in section 4.1.2 with alternative harvest control rules (HCR). The seven scenarios investigated in production modeling using 501 bootstrap outcomes each were projected and considered equally plausible.

The alternative harvest control rules include alternative target fishing mortalities ($F_{\text{target}}=[0.7, 0.75, 0.8, 0.85, 0.9 \text{ and } 1] \times F_{\text{MSY}}$), threshold biomass levels of $[0.6, 0.8 \text{ and } 1] \times B_{\text{MSY}}$ and a biomass limit reference point of $B_{\text{Lim}}=0.4 \times B_{\text{MSY}}$. In the forward projections, the HCR is evaluated every three years and the fishing mortality is projected assuming perfect implementation.

The outcomes of the projections are shown in **Figure 85** and **Table 21**, which indicate the projected probability of being 'Green' within the time-frame indicated. Expected average catch for the first 3 years, as well as cumulated catch for each future 5 year period are also shown.

5.2 South

5.2.1 ASPIC projections

Based on bootstrapping (500 times) of each scenario, future projections were conducted. Projection period is 15 years (2012-2027). Constant future catch was set at 14,000 to 36,000t (at 2,000 t interval) or constant F at $0.75 \times F_{\text{MSY}}$ to $1.00 \times F_{\text{MSY}}$ (at $0.05 \times F_{\text{MSY}}$ interval) was assumed. Catch for 2012 and 2013 was assumed to be equal to 2007-2011 average (20,937 t) for both constant catch and constant F scenarios.

Software package ASPICP ver. 3.16 was used for future projections. The results of these projections under constant catch and constant F are provided in **Figures 86** and **87**, respectively, which show the median trajectory at the different constant catch scenarios. **Figure 88** shows predicted yield under constant F scenario. Kobe II matrixes (probability of not exceeding MSY level) are shown in **Table 22** for each ASPIC run. These results would indicate that catches in excess of 26,000 t or F in excess of $0.85 \times F_{\text{MSY}}$ would result in the reduction of the resource after 15 years, in almost all model runs. The runs assuming unweighted CPUE series are in general more optimistic than the weighted CPUE series.

5.2.2 BSP projections

Basically projection scenarios are the same as those for ASPIC for south Atlantic. Under a constant catch policy, the median biomass is expected to increase above B_{MSY} within 10 years with 50% probability for TACs from 18000 to 34000 depending on the scenario (**Table 23, Figure 89**). With constant harvest rates, harvest rates below F_{MSY} allowed the population to stay above B_{MSY} with a high probability for all scenarios except the case with equal weighting and the Schaeffer model. When F is equal to F_{MSY} , the probability of achieving B_{MSY} is near zero, because the population trajectory asymptotes before reaching B_{MSY} .

5.2.3 Projections for the South Atlantic

Combining all eight ASPIC and BSP model scenarios with equal probability, the Kobe matrix probabilities (**Table 24, Figure 90**) indicate that a harvest policy of either $0.90 F_{\text{MSY}}$ or a TAC of 20000 would reduce F below F_{MSY} with more than 70% probability within three years. Increasing B above B_{MSY} requires greater reductions in fishing mortality. A policy of $0.75 F_{\text{MSY}}$ would have a 85% chance of $B > B_{\text{MSY}}$ by 2026. A TAC of 20000 would have 70% probability of rebuilding by 2026. The Kobe plot for the South Atlantic stock assessment is presented in **Figure 91**.

6. Recommendations

6.1 Research and statistics

- The Group recommended further elaboration of the MSE framework being developed for albacore tuna. Although advances were recognized by the Group, further work should be carried out to permit a better characterization of uncertainty in current and future stock condition.
- The Group recognizes the need to incorporate environmental studies in albacore and likewise assessments. The Group was exposed to new information suggesting that the mixed layer depth might impact catchability of surface fisheries. The Group recommends further research to confirm this, as well as to inspect sources of historical environmental information that might help integrate this information in CPUE standardizations of surface fisheries.
- The Group also recommended further research to better characterize the nature and, if possible, quantify potential mixing rates between the Atlantic and the Indian Oceans.
- The Group recommends increasing efforts to obtain French mid-water trawl and other fisheries historical series of catch, effort, catch at size, geographical distribution and other related fisheries information.
- The Group expressed concern that spatial shifts in longline fisheries might have affected the trends of their standardized CPUE series. Thus, the Group recommends to more fully explore better ways to incorporate spatial effects on CPUE standardization.
- The Group noted that the Chinese Taipei longline size sampling data showed some patterns that might not reflect changes in the population. Thus, the group requested to clarify the reasons behind the patterns in the data to the extent possible.
- Given that spatio-temporal dynamics of longline fisheries appear to affect their selectivity pattern, the group recommends to redefine the fisheries in the Multifan-CL and SS applications in the future, considering the nature of these fisheries.
- In general, the Group noted that important uncertainties remain in the biology, fisheries and modeling of North Atlantic albacore. Thus, the group continues to recommend that the Albacore Research Program be funded.

6.2 Management advice

North Atlantic

A range of time-frames and probability levels for achieving the Commission's goals established in Rec. 11-13 are provided in **Table 24**. Longer time frames provide more options for HCR parameters that project higher probabilities of being in the green quadrant of the Kobe Plot. The HCR projections indicate that if, for example, the Commission adopts a 'high probability' of 75% within a 10 year time-frame, then the HCR with a Biomass Threshold at B_{MSY} paired with a Target F of $0.9 F_{MSY}$ would provide the highest expected 10 year cumulative catch amongst options and the average catch expected from 2014-2016 would be approximately 26,200t. In contrast, if the Commission considers a 'high probability' of 60% sufficient within a 5 year time-frame, then the HCR with a Biomass Threshold at B_{MSY} paired with a Target F of $0.9 F_{MSY}$ would also meet that objective and provide the highest expected cumulative catch amongst options that would provide at least 60% probability within 5 years and the average catch from 2014-2016 would remain approximately 26,200 t. Consideration of implementation and other uncertainties in these projections would likely change the probability level estimates.

South Atlantic

Projections at a level consistent with the 2013 TAC (24,000 t) showed that probabilities of being in the green quadrant of the Kobe plot would exceed 50% only after 2020. Similar probabilities could be achieved earlier with lower TAC values.

With catches around 20,000 t, probabilities of 50% would be exceeded by 2015, and probabilities of 60% would be exceeded by 2018. Further reductions in catches would increase the probability of recovery in those timeframes. Likewise, increases would reduce rebuilding probabilities and extend the timeframes. Catches over the current TAC (24,000 t) will not permit the rebuilding of the stock with at least 50% probability over the projection timeframe.

7. Other matters

The Group discussed the convenience of using different approaches to assess the Atlantic albacore stocks status. According to the procedure established in ICCAT, the use of a variety of methods by the SCRS to conduct stock assessment is valuable. However, this procedure requires a significant amount of preparatory work as well as an important request of data, particularly if statistical integrated models are used. In the case of the current North Atlantic albacore assessment, the use of two statistical integrated models, VPA and production models as well as the implementation of MSE, have been only possible because a detailed and tight work plan was prepared by the Albacore Species Group, this plan was well led by the Albacore Rapporteur and strictly followed and two meetings (data preparatory and assessment) have been held. However, the implementation of the work plan has also implied an important amount of preparatory work for both the scientists involved in the assessment and the Secretariat. Taking into account the number of meetings scheduled every year for which the Secretariat must conduct preparatory and posterior work, stock assessments implying such amount of work will be difficult to assume by the Secretariat in the future.

The Group also evaluated the advantages and disadvantages of using methods, such as VPA, based in CAA when significant uncertainties in ageing exist. Regarding the statistical integrated models, the Group evaluated positively the use of two models (MFCL and SS3) as a way to test the robustness of these models in assessing the North Atlantic albacore. However, the Group agreed that it would be difficult to maintain such a complex assessment in the future and that further discussions on the best assessment models for North and South Atlantic albacore will be needed. Evaluation of different management procedures within an MSE framework could help the Group in future decisions about this issue.

Regarding future work, the Group discussed how the Data Preparatory meeting could be better used to reexamine and evaluate the previous assessment model configurations, assumptions, and the various data fit residuals. The objective of this proposal is to attempt to ensure increased useful continuity from the assessment meeting back to the next data meeting.

It was noted that residual plots to data such as length compositions could be quite useful in detecting such things as mis-specified area and/or gear assignments that may exist in the Secretariat database.

In a similar manner, residual to CPUE time series may help in the subsequent evaluation of those time series and help provide information with regard to the future inclusion or exclusion of that data. In this manner, the Data Preparatory meeting may be better characterized as a Pre-Assessment Meeting to better reflect a wider objective that could include a more directed revisit of the past assessment efforts.

8. Adoption of the report and closure

The report was adopted and the meeting adjourned.

Literature cited

- Anon. 2010, Report of the 2009 ICCAT Albacore Stock Assessment Session (*Madrid, Spain, July 13 to 18, 2009*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 65(4): 1113-1253.
- Anon. 2013, Report of the 2012 ICCAT Working Group on Stock Assessment Methods (*Madrid, Spain, April 16 to 20, 2012*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 69 (in press).
- Anon. 2011, Report of the 2011 joint meeting of the ICCAT Working Group on Stock Assessment Methods and Bluefin tuna Species Group to analyze assessment methods developed under the GBYP and electronic tagging. http://www.iccat.int/Documents/Meetings/Docs/2011_WG%20METHODS-ENG.pdf
- Bard, F.X. 1981, Le thon germon (*Thunnus alalunga*) de l'Océan Atlantique. Ph.D. Thesis presented at the University of Paris, 333 p.
- Domingo, A., Pons, M., Jiménez, S., Miller, P., Barceló, C. and Swimmer, Y. 2012, Circle hook performance in the Uruguayan pelagic longline fishery. *Bulletin of Marine Science*. 88(3):499-511.

- Farley, J.H., Williams, A.J., Hoyle, S.D., Davies, C.R., Nicol, S.J. 2013, Reproductive Dynamics and Potential Annual Fecundity of South Pacific Albacore Tuna (*Thunnus alalunga*). PLoS ONE 8(4): e60577. doi:10.1371/journal.pone.0060577.
- Foreman, T.J. 1980, Synopsis of biological data on the albacore tuna, *Thunnus alalunga* (Bonaterre, 1788), in the Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Spec. Rep., 2: 17-70.
- ICCAT, 2012, Report for Biennial Period, 2010-11, Part II.
- ICCAT, 2006-2013, *ICCAT Manual (Chapter 2. Albacore). International Commission for the Conservation of Atlantic Tuna. In: ICCAT Publications [on-line]. Updated 2013. [Cited 01/27/].* <http://www.iccat.int/en/ICCATManual.htm>, ISBN (Electronic Edition): 978-92-990055-0-7
- ICES 2007, Report of the Study Group on Risk Assessment and Management Advice. ICES CM 2007/RMC: 02.
- Kell, L., O'Brien, C., Smith, M. Stokes, T. and Rackham, B. 1999, An evaluation of management procedures for implementing a precautionary approach in the ICES context for North Sea plaice (*Pleuronectes platessa*). ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil, 56(6): 834–845.
- Kell, L.T., De Oliveira, J.A., Punt, A.E., McAllister, M.K. and Kuikka, S. 2006, Operational management procedures: An introduction to the use of evaluation framework. *Developments in Aquaculture and Fisheries Science*, 36: 379-407.
- Kimura, D.K. and Chikuni, S. 1987, Mixtures of empirical distributions: an iterative application of the age-length key. *Biometrics* 43: 23-35.
- Lee, L.K. and Yeh, S.Y. 2007, Age and growth of South Atlantic albacore – a revision after the revelation of otolith daily ring counts. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 60(2): 443-456.
- Penney, A. 1994. Morphometric relationships, annual catch-at-size for South African-caught South Atlantic albacore (*Thunnus alalunga*). *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 42(1): 371-382.
- Santiago, J. 1993, A new length-weight relationship for the North Atlantic albacore. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 40(2): 316-319.
- Santiago, J. 2004, Dinámica de la población de atún blanco (*Thunnus alalunga*, Bonaterre 1788) del Atlántico Norte. Tesis Doctoral, Univ. País Vasco, 354 pp.
- Santiago, J. and Arrizabalaga, H. 2005, "An integrated growth study for North Atlantic albacore (*Thunnus alalunga* Bonn. 1788)." *Ices J. Mar. Sci.* 62: 740-749.
- Schrippa, M.J. 2009, Construction and evaluation of a two-sex assessment model for North Atlantic albacore (SCRS/2009/148).
- Serchuk, F.M. and Grainger, R.J.R. 1992, Development of the basis and form of ICES fisheries management advice: Historical background (1976-1990) and the new form of ACFM advice (1991-??). *ICES CM 1992/Assess*: 20.
- Williams, A.J., Farley, J.H., Hoyle, S.D., Davies, C.R., Nicol, S.J. 2012, Spatial and Sex-specific Variation in Growth of Albacore Tuna (*Thunnus alalunga*) across the South Pacific Ocean. PLoS ONE 7(6): e39318. doi:10.1371/journal.pone.0039318.

RAPPORT DE LA RÉUNION DE L'ICCAT DE 2013 D'ÉVALUATION DU STOCK DE GERMON DE L'ATLANTIQUE NORD ET SUD

(Sukarrieta (Espagne), 17-24 juin 2013)

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

La réunion a été tenue au centre AZTI-Tecnalia à Sukarrieta (Espagne) du 17 au 24 juin 2013. La Dre Pilar Pallarés, au nom du Secrétaire exécutif de l'ICCAT, a remercié AZTI d'accueillir la réunion et de prendre en charge l'organisation logistique.

Le Dr Haritz Arrizabalaga (UE-Espagne), le rapporteur du Groupe d'espèces sur le germon, a présidé la réunion. Le Dr Arrizabalaga a souhaité la bienvenue aux participants de la réunion (le « Groupe ») et a passé en revue l'ordre du jour qui avait été adopté avec quelques modifications (**Appendice 1**).

La liste des participants se trouve à l'**Appendice 2**. La liste des documents présentés à la réunion est jointe à l'**Appendice 3**. Les personnes suivantes ont assumé les fonctions de rapporteur :

P. Pallarés	Points 1 et 7
G. Diaz, H. Arrizabalaga	Point 2
G. Scott	Point 3
P. de Bruyn, M. Schrippa, G. Merino, M. Lauretta	Point 4.1
E. Babcock, T. Matsumoto	Point 4.2
L. Kell, G. Merino	Point 5
H. Arrizabalaga, G. Scott, M. Keatinge	Point 6
H. Arrizabalaga	Point 7

2. Résumé des données disponibles pour l'évaluation

Les données disponibles pour la réunion d'évaluation du stock de germon sont résumées dans le rapport de la réunion ICCAT de préparation des données sur le germon de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud de 2013 (SCRS/2013/013). Le Groupe a examiné les nouvelles informations mises à disposition après la réunion de préparation des données tenue à Madrid du 22 au 26 avril 2013.

2.1 Biologie

Le document SCRS/2013/113 présente les caractéristiques des conditions océanographiques de la zone de distribution du germon dans l'océan Atlantique Nord-Est et tente d'identifier les conditions environnementales qui entraînent des fluctuations interannuelles des prises de cette espèce. L'analyse se concentrait sur les années au cours desquelles les prises de la flottille basque étaient faibles (à savoir 2000, 2001, 2009 et 2010) par rapport à d'autres années plus favorables (à savoir 2005 et 2006). L'étude présente quelques résultats préliminaires concernant l'importance potentielle de l'indice du Gulf Stream pour la survie et le recrutement du germon et met en lumière l'importance des paramètres tels que la température à la surface de la mer, les structures de méso-échelle et la stratification de la colonne d'eau pour la capturabilité du germon.

Le Groupe a discuté de la nécessité de replacer la CPUE du germon du golfe de Gascogne dans son contexte compte tenu des informations fournies dans le document. Le Groupe a débattu du fait que le document présente une série de corrélations entre les caractéristiques océanographiques et les captures de germon par la flottille basque, mais le document n'a fourni aucune hypothèse expliquant la plupart des résultats. Toutefois, le Groupe a constaté que la corrélation négative apparaissant entre la profondeur de la couche mixte et la capturabilité du germon était une information utile qui pourrait être utilisée pour interpréter les CPUE. Il a été suggéré que les auteurs explorent la disponibilité des séries temporelles de données historiques sur la profondeur de la couche mixte en vue de les utiliser éventuellement pour standardiser la CPUE.

Le document SCRS/2013/103 présente les résultats préliminaires d'une étude sur la reproduction du germon dans l'océan Atlantique du Sud-Ouest. Un total de 14 spécimens a été analysé : 10 mâles et 4 femelles. Les organes reproducteurs (ovaires et testicules) ont été prélevés et conservés dans 10% de formaldéhyde. Des coupes histologiques de 8 à 10 µm d'épaisseur ont été réalisées avec un microtome et colorées à l'aide d'hématoxyline de

Mayer et d'éosine. Pour toutes les gonades des mâles, des zones acidophiles foncées attestant l'accumulation de matériel génétique (ADN) ont été observées, ce qui indique que les mâles étaient en état de se reproduire. Toutefois, dans le cas des femelles, seuls des oogones et des ovocytes aux stades I (immature) et II (au repos) ont été observés, ce qui indique que toutes les femelles analysées étaient matures, mais inactives. Le résultat de l'analyse des gonades femelles est compatible avec l'hypothèse selon laquelle le frai a lieu à des latitudes inférieures. Le Groupe a encouragé les auteurs à développer l'étude en augmentant la taille de l'échantillon.

Le document SCRS/2013/126 présente les résultats d'un examen bibliographique de l'identification des populations de germon entre les régions océaniques et au sein de celles-ci (océan Atlantique, océan Pacifique, océan Indien et mer Méditerranée). Ce document constitue la première étape d'un examen global du germon en ayant recours à une base de données aquatique internationale (ASFIA). Le document analyse 367 publications, composées principalement d'articles (64%), mais inclut également aussi la révision de documents de conférence, de comptes rendus et de rapports (24%) ainsi que de livres (12%). Les auteurs ont conclu que, en raison des résultats divergents, le concept de stock et sa délimitation demeure une question controversée. Les auteurs ont indiqué qu'il est urgent de poursuivre les études sur le germon dans la plupart des régions du monde afin d'examiner et d'améliorer les unités de gestion utilisées actuellement par les organisations régionales de gestion des pêches.

Compte tenu de la gestion utilisée pour le germon dans l'Atlantique, le Groupe a discuté de la possibilité que les germons immatures présents dans les eaux sud-africaines de l'Atlantique aient migré de l'océan Indien et qu'ils fassent dès lors partie du stock de cet océan. Le Groupe a reconnu qu'à l'heure actuelle il n'existe pas de données quantitatives permettant d'alimenter les modèles d'évaluation à cet égard. Par conséquent, toute tentative visant à inclure ce type d'information dans une évaluation devrait être réalisée en tant que scénario hypothétique pour examiner la sensibilité des évaluations à cette hypothèse. Le Groupe a également discuté de l'éventuelle migration du germon des eaux sud-africaines vers les eaux d'Amérique du Sud. Il a été indiqué que les changements saisonniers des zones d'activité de la flottille palangrière du Taipei chinois dans l'Atlantique Sud pourraient être dus à cette migration hypothétique du germon.

2.2 Prise, effort, taille et prise par âge (CAA)

Le document SCRS/2013/122 présente la CAA du germon préparée par le Secrétariat aux fins de son utilisation dans l'analyse de la population virtuelle (VPA). Le document décrit la procédure utilisée pour estimer la CAA, à partir de la prise par taille, des modifications apportées à l'algorithme de détermination de l'âge utilisé dans l'évaluation de stock de 2009 et des différences entre la CAA créée pour l'évaluation de 2009 et l'évaluation actuelle de 2013. Le document fait apparaître que les deux évaluations (2009 et 2013) présentent le même nombre total de poissons estimés par la CAA. Toutefois, des différences apparaissent en ce qui concerne le nombre de poissons par âge. L'auteur a précisé que ces différences s'expliquent, en grande partie, mais pas complètement, par deux facteurs principaux : (1) un changement de la valeur de epsilon (contrôlant le nombre d'itérations) utilisé dans le protocole de détermination de l'âge et (2) les changements de la définition du trimestre (étant donné qu'il est postulé que les poissons sont nés le 1er avril, le trimestre avril-juin a été défini comme le trimestre 1). Or, l'auteur a également indiqué que le changement de la définition du trimestre peut être traité avec la taille moyenne par âge (« MLAA » selon les sigles anglais) et a recommandé de prendre les mesures suivantes :

- a) continuer à utiliser la MLAA initiale,
- b) utiliser le trimestre calendaire et indiquer dans le modèle VPA que le mois de naissance du germon du Nord est le numéro 4 et
- c) dans tous les cas, saisir la CAA, la capture, WAA, PCAA, maturité, etc. dans l'année calendaire (de janvier à décembre).

La CAA estimée est présentée dans le **Tableau 1**, la **Figure 1** et la **Figure 2**. La MLAA est présentée au **Tableau 2**.

2.3 Estimations de l'abondance relative

Lors de la réunion de préparation des données, une mise à jour de la série de CPUE de la ligne traînante de l'UE-Espagne couvrant la période 1981-2011 a été présentée (SCRS/2013/053). Pour élaborer les fichiers d'entrée destinés à l'analyse Multifan (MFCL), cette série récente de CPUE a été fusionnée à deux séries antérieures de ligne traînante, à savoir une série de CPUE standardisée des flottilles de ligne traînante française (1967-1986) et une série de CPUE nominale couvrant la période 1931-1975 (Bard 1977), afin de construire une série de CPUE

composée qui a permis d'estimer l'effort de la pêcherie 2 entre 1930 et 2011. La méthodologie utilisée pour élaborer cette série composite est décrite dans Anon. (2010). Dans ce cas, un GLM contrôlant la source de données (pêche), le trimestre et l'année a été utilisé pour fusionner les trois différentes sources à une échelle commune afin de les utiliser dans les analyses MFCL. Dans le cas des modèles d'évaluation utilisant des échelles temporelles annuelles à des fins d'ajustement, le GLM appliqué contrôlait l'année et la source de l'information. Les **Figures 3 et 4** illustrent les schémas qui en résultent.

Le Groupe s'est penché sur la série de CPUE correspondant à la flottille palangrière pélagique uruguayenne qui a été présentée à la réunion de préparation des données (SCRS/2013/043). Après avoir examiné les changements d'espèce cible de cette flottille au fil du temps, le Groupe a décidé de diviser cette série en deux périodes : 1982-1991 lorsque la flottille ciblait le thon obèse et 1992-2012 lorsque la flottille ciblait l'espadon.

Lors de la réunion de préparation des données, le Groupe a examiné les séries de CPUE disponibles et a décidé de ne pas utiliser certaines d'entre elles comme données d'entrée dans les modèles d'évaluation des stocks (à savoir, les périodes de transition pour le Japon et le Taipei chinois, ainsi que les séries des canneurs sud-africains et les séries des palangriers brésiliens, cf. Anon. 2013). Pourtant, le Groupe a noté que les indices palangriers du Taipei chinois et du Japon, les principaux indices palangriers pour le Nord et le Sud, présentaient des tendances contraires et des corrélations négatives (**Figures 5 et 6**). Le Groupe a noté que l'introduction de ces deux indices dans les modèles d'évaluation pourrait entraîner un effet de confusion et a décidé d'explorer plus avant la nature de ces indices. Dans le cas de l'Atlantique Nord, les deux pêcheries présentent des différences claires en ce qui concerne leurs zones d'activité (**Figure 7**). En termes de latitude, les deux flottilles se chevauchent principalement dans la zone 20°N - 40°N, mais la flottille du Taipei chinois opère principalement à l'Ouest de 30°W. Le Groupe a noté que les signaux fournis par les CPUE nominales du Taipei chinois et du Japon étaient assez semblables dans cette zone comprise entre 20°N-40°N et à l'Ouest de 30°W (**Figure 8**). Le Groupe s'est dit préoccupé par le fait que la standardisation de la CPUE pourrait ne pas avoir pleinement tenu compte des effets spatiaux. Étant donné que la flottille du Taipei chinois a ciblé le germon de façon plus systématique, une part importante de ses efforts capturant le germon en tant que prise principale (**Figure 9**), que sa zone d'opération n'a pas autant changé que celle de la flottille japonaise et que son niveau de prises de germon est également resté nettement plus élevé au cours des dernières décennies, le Groupe a décidé d'inclure l'indice du Taipei chinois dans le scénario de base en réduisant l'indice des palangriers japonais.

En ce qui concerne l'Atlantique Sud, le Groupe a inspecté les zones de pêche des deux flottilles et a constaté la ressemblance et la cohérence des zones exploitées par le Japon dans la première période et par le Taipei chinois dans les périodes ultérieures (**Figure 7**) lorsque le Japon a réduit la zone de pêche du germon (nombre de carrés géographiques 5 ° x 5 ° avec au moins une tonne de germon capturé) (**Figure 10**). Le Groupe a convenu que l'indice du Taipei chinois pourrait mieux refléter l'abondance du germon dans l'Atlantique Sud, étant donné que cette flottille ciblait le germon de manière plus systématique tout au long de la période et présentait moins de changements spatiaux des opérations (cette décision était également étayée également les scénarios dans lesquels les CPUE sont pondérées par prise). Toutefois, le Groupe a également constaté que les prises accessoires, dans certains cas, permettent également de suivre l'abondance de la population. Ces aspects spatiaux doivent être étudiés plus en profondeur dans le processus de standardisation de la CPUE. Le Groupe a par conséquent décidé, à des fins de continuité, de tenir compte des scénarios pondérés par prise et des scénarios pondérés de façon égale pour l'Atlantique Sud.

3. Points de référence limite et cible et cadre de l'avis de Kobe

Étant donné que la Commission avait demandé au SCRS d'identifier un point limite de référence pour le germon du Nord (Rés. 11-04), le document SCRS/2013/120 fournit des exemples d'une approche visant à renforcer le dialogue entre le SCRS et la Commission dans le but de faire progresser l'application des normes de contrôle de la ponction (« HCR » selon les sigles anglais) en intégrant des points de référence limite et cible. En outre, l'approche fournit un avis s'inscrivant dans le cadre de la matrice de stratégie de Kobe compatible avec la politique de prise de décisions de la Commission aux fins de l'élaboration et de l'application des mesures de conservation et de gestion (Rec. 11-13). Ensemble, les principes directeurs formulés dans la Rec. 11-13 constituent une base pour l'élaboration des HCR. Le SCRS a recommandé une HCR générique (ICCAT, 2012) sur la base de laquelle un test de la solidité spécifique au stock peut être réalisé, et le sera à l'avenir, au moyen d'une évaluation de la stratégie de gestion (« MSE » selon les sigles anglais) dans le but d'identifier les HCR pouvant atteindre les objectifs de la Commission tout en considérant l'incertitude entourant les évaluations que le SCRS peut quantifier.

Afin de faire progresser le dialogue entre la Commission et le SCRS, le Groupe a convenu de fournir des informations à la Commission sur la base d'un éventail de valeurs provisoires des paramètres de HCR qui respecteraient la politique de la Commission fondée sur les résultats des évaluations, tel que paraphrasé ci-dessous (voir également la **Figure 11**).

1. Pour les stocks situés dans le quadrant vert du diagramme de Kobe, les mesures de gestion doivent être conçues de façon à donner lieu à une **probabilité élevée** de maintenir le stock dans ce quadrant.
2. Pour les stocks se trouvant dans le quadrant jaune supérieur droit du diagramme de Kobe (surpêche), la Commission doit immédiatement adopter des mesures de gestion conçues pour donner lieu à une **probabilité élevée** de mettre un terme à la surpêche **dans une période aussi courte que possible**.
3. Pour les stocks se trouvant dans le quadrant rouge du diagramme de Kobe (surpêche et surexploitation), la Commission doit immédiatement adopter des mesures de gestion conçues pour donner lieu à une **probabilité élevée** de mettre un terme à la surpêche **dans une période aussi courte que possible** et la Commission doit adopter un plan pour rétablir ces stocks.
4. Pour les stocks se trouvant dans le quadrant jaune inférieur gauche du diagramme de Kobe (stocks surexploités mais ne faisant pas l'objet de surpêche), la Commission doit adopter des mesures de gestion conçues pour rétablir ces stocks **dans une période aussi courte que possible**.

Le Groupe a fait remarquer que différentes méthodes de quantification de l'incertitude entourant les évaluations de l'état des stocks peuvent donner lieu à différentes prévisions de probabilité (SCRS/2013/117) et étant donné qu'il n'existe pas encore d'approche unifiée dans les méthodes d'évaluation des stocks pour quantifier l'incertitude, il s'agit d'un domaine de recherche d'importance sur lequel il convient de mettre l'accent et qui doit être pris en considération dans la MSE. Néanmoins, la Commission espère que l'avis de gestion repose sur les incertitudes quantifiées dans les évaluations réalisées par le SCRS (Rés. 11-14).

Le Groupe a décidé de fournir des prévisions de probabilités du modèle compte tenu de l'incertitude que le Groupe a pu quantifier pour l'évaluation pour un éventail de valeurs provisoires des paramètres de HCR (**Tableau 3**) dans la HCR générique recommandée par le SCRS (**Figure 12**) pour orienter le débat sur les points relatifs à la prise de décisions en matière de politiques : « probabilité élevée » et « dans une période aussi courte que possible ».

On a recommandé un point limite provisoire de référence de la biomasse de $0,4 B_{PME}$, cohérent avec les limites solides recommandées pour plusieurs stocks de thonidés du Pacifique (par ex. Preece et al., 2011) et d'autres cas, jusqu'à ce qu'une gamme plus complète de tests de MSE puisse être réalisée pour d'autres options. Le Groupe a recommandé que l'avis de gestion soit fourni dans le format de HCR (F) K2SM décrit dans le document SCRS/2013/120 afin de faciliter le dialogue sur les choix de politique de la Commission en vertu de la Rec. 11-13.

4. Évaluation des stocks

Le document SCRS/2013/036, présenté pour la première fois lors de la réunion de 2013 du Groupe de travail ICCAT sur les méthodes d'évaluation des stocks de l'ICCAT, présente un résumé des méthodes utilisées pour diagnostiquer les indices d'abondance ajustés dans le cadre des modèles d'évaluation des stocks. La mise en pratique de ces techniques est détaillée dans les documents SCRS/2013/056 et SCRS/2013/057.

Le document SCRS/2013/117 fournit une évaluation des approches de modélisation de l'incertitude dans le cadre de modèles dynamiques de la biomasse. Ces approches comprennent le bootstrap, l'analyse par eustachage (« jack-knife »), la modélisation de l'incertitude reposant sur la matrice de covariance, la méthode delta, le profilage des vraisemblances et les techniques MCMC. Le document conclut que les estimations de l'incertitude obtenues à partir des mêmes données et le modèle d'évaluation des stocks varient en fonction de la méthode utilisée pour estimer l'incertitude. Par conséquent, d'autres évaluations menant à de « meilleures pratiques » sont justifiées.

4.1 Stock du germon de l'Atlantique Nord

4.1.1 SEAPODYM

Le document SCRS/2013/125 présente les résultats de la première expérience d'optimisation pour le stock de l'Atlantique Nord ayant recours au modèle SEAPODYM. La configuration du modèle utilisait une grille grossière de $2^\circ \times 2^\circ$ et une résolution par mois avec des entrées environnementales provenant d'une simulation

rétrospective réalisée au moyen d'une nouvelle analyse atmosphérique (NCEP). Au moyen de cette nouvelle analyse (fondée sur l'observation), la simulation couplée physique-biogéochimique a fourni une variabilité interannuelle, décennale et saisonnière raisonnable. Néanmoins, d'autres configurations à des résolutions supérieures donnant lieu à des conditions océaniques plus réalistes devraient compléter cette première étude.

Le document SCRS/2013/121 aborde diverses questions et problèmes potentiels se rapportant à l'analyse SEAPODYM, tels que la structure du stock, l'incertitude entourant la taille asymptotique par sexe, la mortalité naturelle servant de fonction de l'âge, les changements de la puissance de pêche de la flottille palangrière ciblant le germon, les préférences thermiques des différents âges, etc. Le document suggère que certains résultats pourraient être plus réalistes que ceux obtenus par d'autres modèles d'évaluation des stocks. Cependant, un grand nombre d'incertitudes entourent toujours la présente analyse et les résultats devraient être étudiés plus soigneusement avant de les utiliser pour formuler un avis.

Le Groupe a accueilli favorablement une approche de modélisation qui tient compte des dynamiques spatiales ainsi que des influences environnementales, étant donné qu'il s'agit d'éléments importants de la dynamique des populations de germon qui ne sont pas pris en compte dans les modèles utilisés actuellement pour évaluer les stocks. Le Groupe a également convenu que le modèle SEAPODYM pourrait être utile pour générer et tester les hypothèses.

4.1.2 Multifan-CL

Le document SCRS/2013/058 présente une évaluation préliminaire du stock de germon de l'Atlantique Nord au moyen de Multifan-CL avec un ensemble d'analyses exploratoires de données et de diagnostics. Le document propose d'appliquer une conception factorielle aux scénarios dans le but d'analyser l'incertitude entourant le comportement dynamique des flottilles de pêche et les données disponibles. Le document recommande que ces conceptions soient incorporées dans les «meilleures pratiques» des prochaines évaluations et MSE.

Même si les résultats préliminaires de ce modèle ont été présentés, un examen plus approfondi des données a fait apparaître plusieurs conflits graves dans les données d'entrée. Tout d'abord, il a été observé que plusieurs séries-clés de CPUE ont été élaborées en tant que prise en nombre par unité d'effort, tandis que la prise totale saisie dans le modèle était en poids. Étant donné que Multifan-CL utilise les CPUE standardisées et la capture totale déclarée pour calculer l'effort standardisé, la différence d'unité entre la CPUE et la capture peut entraîner un biais dans les estimations de l'effort, surtout si le poids moyen des poissons d'une pêcherie donnée a énormément changé au fil du temps. Par conséquent, les estimations de l'effort incluses dans le modèle préliminaire étaient moins fiables.

Afin de résoudre ce problème, la capture totale en nombre a été requise pour les palangriers et cette information a été reçue, faisant en sorte que la CPUE et les données de capture soient cohérentes. Pour les flottilles de surface, cette information n'était pas disponible et la prise par poids a dès lors dû être convertie en prise par taille au moyen d'un poids moyen de poisson pour chaque pêcherie par an. Cette information a été extraite de la base de données CAS, contenant des données à partir de 1975, fournie par le Secrétariat. Pour la flottille 1, ces données étaient suffisantes pour convertir la prise en poids en prise en nombre, étant donné que la pêcherie a débuté en 1981. Pour la flottille 2, qui a débuté en 1930, une moyenne du poids moyen de cette flottille entre 1975 et 1980 a été utilisée pour convertir la prise en nombre antérieure à 1975.

Après avoir réalisé cette opération, les nouveaux fichiers d'entrée MFCL ont été créés avec les mêmes unités pour les données de capture et de CPUE. Plusieurs possibilités d'exécution du modèle ont ensuite été débattues, proposées et réalisées (**Tableau 4**). On a discuté plus en profondeur de la structure et du paramétrage initiaux du modèle. Les auteurs du document SCRS/2013/058 ont proposé une structure initiale du modèle qui différait de la structure du modèle utilisée dans l'évaluation de 2009, principalement en ce que la CPUE des palangriers japonais et les fréquences de taille des palangriers du Taipei chinois étaient fortement réduites. Cette structure est détaillée et justifiée dans le document SCRS/2013/058 (voir également le point 2 du présent rapport), le scénario de référence mis en lumière dans ce document ne changeant qu'en fonction des modifications des fichiers d'entrée (fichier FRQ) susmentionnés. Étant donné que cette formulation diffère du modèle d'évaluation antérieur et de la structure de données, plusieurs scénarios de sensibilité ont été réalisés afin d'évaluer les implications de ces changements.

L'une des principales questions abordées était l'exclusion de la série de CPUE japonaise de cette évaluation actualisée. Une analyse exploratoire des données a fait apparaître que les séries de CPUE palangrière du Japon et du Taipei chinois étaient négativement liées dans certaines périodes qui se superposent. Cette question avait été abordée plus en profondeur lors de la réunion de préparation des données sur le germon de 2013. Il avait été conclu qu'il ne serait pas judicieux d'inclure les séries de CPUE palangrière du Japon et du Taipei chinois dans le

même modèle, car le modèle MFCL pourrait ne pas être en mesure de résoudre des tendances contradictoires de manière interne. Étant donné que la flottille du Taipei chinois est active dans la zone centrale de la zone de pêche, alors que la flottille japonaise s'est déplacée vers le Nord ou le Sud pour cibler d'autres espèces, son éloignement de la zone centrale pourrait signifier que cette série de CPUE ne fournit plus d'indice fiable de l'abondance de la population dans la zone centrale et elle a donc été réduite dans le modèle de référence (cf. point 2) pour répondre à cette préoccupation. Une évaluation de la sensibilité des implications de la réduction de l'indice japonais a également été réalisée. Des évaluations similaires des autres CPUE de la flottille n'ont pas pu être réalisées, faute de temps, mais pourraient être intégrées dans une conception factorielle des prochaines évaluations.

L'une des autres questions principales portait sur l'utilisation des données de fréquence de tailles des palangriers du Taipei chinois. Dans le modèle de référence, cette information a été fortement réduite étant donné que la taille moyenne de la capture échantillonnée de cette pêcherie était très variable au cours de certaines périodes, mais les raisons expliquant ces variations n'étaient pas claires (**Figure 13**). Les augmentations importantes de la taille moyenne au cours de ces dernières années pourraient être liées à l'augmentation de la couverture d'échantillonnage, mais elles pourraient également s'expliquer par un échantillonnage spatial biaisé (échantillons provenant de régions plus équatoriales et donc moins représentatifs de l'ensemble de la zone de distribution). Par conséquent, l'augmentation récente de la taille des poissons n'est probablement pas compatible avec la dynamique du stock de germon. Dès lors, les données de fréquence de taille peuvent ne pas être représentatives de la composition de la taille de la population sous-jacente, au moins d'une façon pouvant intégrer la structure spatiale actuelle du modèle. Cependant, il a été convenu qu'un scénario de sensibilité devrait être effectué afin d'inclure ces données des fréquences de taille du Taipei chinois afin d'évaluer son effet sur les résultats du modèle. En fait, ces données ont été mal ajustées en postulant une sélectivité logistique et des évaluations de la sensibilité supplémentaires ont été menées en postulant une sélectivité en forme de cloche. Une évaluation de la sensibilité des conséquences de l'omission des données de fréquence de tailles du Taipei chinois a également été réalisée.

D'autres scénarios de sensibilité incluaient la prise en compte de la fréquence de tailles du Taipei chinois et de la CPUE japonaise, la réduction de l'ensemble des séries de fréquence de taille (SF), le début du modèle à une année différente afin de tester l'influence que les postulats de départ concernant la structure de la population aurait eu sur les résultats du modèle, la prise en compte des postulats biologiques alternatifs tels que l'âge de la mortalité naturelle, ainsi que les données de marquage. Dans ce dernier cas, seules les données de marquage provenant des marques apposées entre 1988 et 1991 ont été prises en considération, étant donné qu'elles correspondent à une période pendant laquelle la majorité des marques ont été apposées, par rapport à un niveau relativement bas de marquage réalisé avant ou après cette période.

Résultats du modèle MFCL

Même si les paramètres de la courbe de croissance du modèle Multifan-CL ont été fixés (Santiago et Arrizabalaga, 2005), les tailles moyennes des premières classes d'âges 2 ont été estimées de manière indépendante afin de tenir compte des écarts par rapport à la fonction de croissance de von Bertalanffy (VBGF). La courbe finale de croissance est présentée à la **Figure 14**. La **Figure 15** illustre la trajectoire de la biomasse estimée du stock de germon du Nord de la période prise en compte dans l'évaluation, selon le cas de base. La biomasse actuelle estimée s'élevait à environ 185.980 t, avec SSB/SSB_{PME} à hauteur de 0,94.

La **Figure 16** présente les recrutements estimés de la période prise en compte dans l'évaluation. Contrairement au recrutement estimé lors de l'évaluation de 2009, dans le cadre de laquelle les recrutements des premières décennies demeuraient faibles par rapport au reste de la période, les recrutements estimés dans cette évaluation semblent être assez variables, mais avec des gammes cohérentes tout au long de la période d'évaluation. Les séries temporelles de F par classe d'âge sont présentées à la **Figure 17**. Il est estimé que F a considérablement augmenté dans les années 1950, ce qui correspond à la première période pour laquelle des données de fréquence de taille ont été fournies, de sorte que davantage d'informations sont disponibles pour classer les captures dans des classes d'âge. Cette période correspond également à une augmentation considérable des captures ayant eu lieu immédiatement après la deuxième Guerre mondiale.

La **Figure 18** présente les déviations de l'effort au fil du temps par pêcherie, ainsi que les CPUE observées et prédites. Ces diagrammes permettent d'examiner la cohérence globale du modèle avec les données de l'effort observé. Si le modèle est cohérent avec les données d'effort, on pourrait s'attendre à une dispersion uniforme des déviations d'effort au-dessus et en-dessous de zéro, même si l'on peut s'attendre à quelques données atypiques. L'apparition d'une tendance évidente des déviations de l'effort au fil du temps pourrait indiquer une tendance de

la capturabilité qui n'avait pas été suffisamment capturée par le modèle (Hampton 2002). Pour la majorité des pêcheries, il n'y a pas de tendances évidentes dans les déviations de l'effort et cela indiquerait que le modèle a extrait la plupart des informations présentes dans les données relatives à la variation de la capturabilité. Cependant, ce n'est pas toujours le cas et il peut être opportun de calibrer davantage le modèle pour les prochains scénarios. La flottille 1 en particulier semble présenter principalement des écarts positifs.

Les sélectivités estimées sont présentées à la **Figure 19**. Même s'il a été postulé que la plupart des sélectivités se rapportant à la palangre étaient logistiques, les sélectivités de la période de transition du Japon (pêcherie 6) et de la période de prises accessoires du Japon (pêcherie 7) ont été estimées dans le modèle. Il est intéressant de noter que des sélectivités en forme de cloche ont été estimées pour ces pêcheries, probablement en raison du déplacement de la zone d'activité des flottilles vers les limites de la zone centrale de pêche ce qui pourrait augmenter la capture de petits poissons, bien que les estimations puissent également être le résultat de la confusion avec d'autres postulats structurels du modèle.

L'analyse de la production réalisée dans le cadre de la présente évaluation inclut la relation stock-recrutement (**Figure 20**) dans la biomasse en conditions d'équilibre et les estimations de la production. La pente à l'origine de la relation stock-recrutement (*steepness*) a été estimée à 0,83, ce qui est légèrement différent du mode préalable s'élevant à 0,75. La courbe de production qui estime une production maximale équilibrée de 31.680 t avec un multiplicateur d'effort de 1,38 est présentée à la **Figure 21**. Les points de référence correspondants B/B_{PME} , SSB/SSB_{PME} et F/F_{PME} sont présentés aux **Figures 22, 23 et 24**, respectivement. Ceux-ci indiquent que la biomasse de la population actuelle est inférieure à la biomasse pouvant permettre la PME (0,80), la biomasse du stock reproducteur est également légèrement inférieure à SSB_{PME} (0,94), tandis que le F actuel est inférieur au F qui permettrait la PME (0,72). Par conséquent, ces résultats indiquent que le stock est surexploité, mais qu'il ne fait pas l'objet de surpêche.

Les ajustements globaux du modèle aux données de fréquences de taille sont présentés à la **Figure 25** et les valeurs résiduelles à la **Figure 26**. Les ajustements aux données de taille ne sont pas toujours très bons, ce qui indique que les postulats structurels concernant la sélectivité ne tiennent pas pleinement compte des changements de la fréquence de tailles au fil du temps ou des distributions de la fréquence de tailles présentant une forme inhabituelle (comme des distributions bimodales des données disponibles).

Étant donné que les données d'entrée et les spécifications du modèle ont connu des modifications importantes entre l'évaluation actuelle et celle réalisée en 2009, plusieurs scénarios de sensibilité ont été réalisés pour évaluer l'effet de ces changements sur les résultats du modèle. Les principaux changements concernent la réduction ou non des données de la CPUE des palangriers du Japon, la réduction ou non des données de fréquence de tailles des palangriers du Taipei chinois et le changement de l'effort standardisé en raison de l'utilisation de la prise totale en nombre pour certaines flottilles dans l'évaluation actuelle, par opposition à l'utilisation de la prise totale en poids pour les flottilles dans l'évaluation antérieure. Le scénario Alt8 aborde spécifiquement la question de la prise en poids ou en nombre. Le **Tableau 5** présente les points de référence relatifs de SSB/SSB_{PME} et F/F_{PME} pour le modèle de référence actuel ainsi que les points de référence relatifs pour tous les scénarios alternatifs. Il apparaît clairement que l'utilisation de la prise en poids (à l'instar de ce qui a été réalisé en 2009), et illustrée dans le scénario Alt8, aboutit à une vision plus pessimiste de l'état actuel des stocks.

Les trajectoires de la biomasse au cours du temps du scénario de référence et tous les scénarios alternatifs sont présentés à la **Figure 27**, tandis que les paramètres-clés des résultats du modèle, tels que la pente à l'origine de la relation stock-recrutement et les points de référence sont présentés dans le **Tableau 5**. Le scénario Alt7 est assez similaire aux spécifications du modèle du modèle 4B de 2009. On peut constater que l'inclusion de la CPUE des palangriers du Japon et des données de fréquence de tailles des palangriers du Taipei chinois donne lieu à une évaluation plus pessimiste des stocks. Ce constat est davantage renforcé dans le cas des scénarios Alt1 et Alt4 qui incluent séparément les données de fréquence de tailles des palangriers du Taipei chinois et la CPUE des palangriers du Japon, respectivement. Dans le cas du scénario Alt1, il a été permis que la sélectivité des palangriers du Taipei chinois ne soit pas logistique. Ceci a été réalisé afin de tenter de refléter le fait que, même s'il avait été postulé que la sélectivité était logistique, l'absence de gros poissons dans les données de fréquence de taille a donné lieu à des ajustements très pauvres aux données de fréquence de taille et si ce changement n'avait pas réalisé le modèle n'aurait pas convergé. Ce scénario visait à permettre au modèle de calculer de façon indépendante la forme de la courbe de sélectivité en fonction des données réelles de fréquence de tailles saisies dans le modèle. En outre, la restriction qui faisait en sorte que les sélectivités de tous les poissons de 10 ans ou plus étaient semblables a été supprimée. Les nouvelles sélectivités calculées pour les trois flottilles palangrière du Taipei chinois par ce scénario alternatif sont présentées à la **Figure 28**. Ce scénario a donné lieu à une évaluation pessimiste des stocks.

Le changement de l'année initiale dans le modèle (Alt2) n'a eu qu'un effet limité sur la trajectoire de la biomasse ou les points de référence relatifs. La réduction de toutes les données SF (Alt3) afin d'évaluer l'influence de ces informations sur l'ajustement du modèle a donné lieu à une évaluation des stocks légèrement plus pessimiste, alors que l'ajout d'un vecteur spécifique à l'âge de la mortalité naturelle (Alt5) a légèrement amélioré l'état du stock. Ce vecteur de mortalité naturelle est présenté à la **Figure 29**. L'ajout des données de marquage entre 1988 et 1991 (marque) a donné lieu à des estimations de l'état des stocks très similaires à celles du modèle de référence. Afin de savoir ce que l'état du stock aurait pu être en 2009, si les données corrigées avaient été utilisées avec la spécification actuelle du modèle, une variation du cas de base a été exécutée, mais en excluant les quatre dernières années de données (pour utiliser la même période que celle de l'évaluation précédente). Ce scénario (Alt 6) indique que si les données corrigées actuelles et le paramétrage modifié du modèle avaient été utilisés, l'état du stock par rapport aux points de référence aurait été relativement similaire, mais légèrement plus pessimiste que celui estimé en 2009. Ce scénario nous amène également à la conclusion que des informations des données des quatre dernières années (2008-2011) de l'actuel modèle indiquent que l'état du stock s'est amélioré depuis 2007.

De manière générale, les gammes des estimations de pente à l'origine de la relation stock-recrutement oscillent entre 0,80 et 0,88 et elles sont toutes plus élevées que la médiane de la distribution a priori. Cela signifierait qu'il y a des informations dans les données concernant la relation entre la biomasse du stock reproducteur et le recrutement, même si elle pourrait ne pas être particulièrement forte. Pour tous les modèles, l'estimation de la PME était similaire, se situant entre 26.000 t et 35.000 t. La majorité des scénarios ainsi que le scénario de référence indiquent que le stock est légèrement surexploité, mais qu'il ne fait plus l'objet de surpêche.

Diagnostics

Le Groupe a noté que l'AIC n'est pas utile pour comparer les ajustements aux données entre différents modèles car ils ne sont pas tous fondés sur les mêmes jeux de données. Toutefois, le Groupe a estimé qu'il pourrait être utile d'avoir des diagnostics concernant la façon dont les différents scénarios de référence et les scénarios de sensibilité ont été ajustés aux différentes séries de CPUE. À cet effet, l'écart type des valeurs résiduelles de l'effort pour chacune des séries de CPUE dans chacun des modèles a été calculé (**Tableau 6**). Bien que tous les scénarios n'aient pas été ajustés aux mêmes indices, dès lors que les diagnostics qui tiennent mieux compte de cette particularité seraient plus appropriés, ce tableau constitue une base de comparaison de l'accord relatif modèle - données entre les indices communs qui ont été ajustés dans les différents scénarios. Comme le montre ce tableau, le scénario de référence est le scénario qui s'ajuste le mieux aux indices communs (les scénarios avec une mortalité naturelle spécifique à l'âge et le scénario incluant les informations de marquage ont également présenté des valeurs comparables). Une évaluation plus approfondie de ce type de diagnostic pourrait être utile à l'avenir afin d'attribuer des pondérations objectives à différents scénarios, par exemple, dans une approche MSE dans laquelle un grand nombre d'hypothèses sont envisagées. Toutefois, il convient de noter que les modèles tels que MFCL ne s'ajustent pas uniquement aux séries de CPUE, mais également aux données de fréquence de taille, et qu'il pourrait donc s'avérer utile d'élaborer des diagnostics similaires pour les ajustements aux données de fréquence de taille.

Le profilage des vraisemblances a été réalisé pour le scénario de référence F/F_{PME} (**Figure 30**) et SSB/SSB_{PME} (**Figure 31**). Les profils présentaient une distribution assez large, notamment pour le profil SSB/SSB_{PME} . Ceci indiquerait que l'incertitude entourant l'état actuel de SSB/SSB_{PME} est supérieure à celle entourant F/F_{PME} . Le profil de SSB/SSB_{PME} est également asymétrique vers la droite. Le profil pourrait toutefois indiquer que le modèle converge vers une solution globale.

Le Groupe ne disposait pas des estimations de paires F/F_{PME} et B/B_{PME} pour représenter l'incertitude entourant l'état actuel du stock, mais disposait des écarts type pour les paramètres ainsi que leur corrélation. Par conséquent, le Groupe a défini l'incertitude de la même façon que dans les évaluations de 2007 et 2009, à savoir en créant 1.000 numéros aléatoires à partir d'une distribution normale à deux variables avec des moyennes des estimations de l'année antérieure de SSB/SSB_{PME} et F/F_{PME} et la matrice de covariance :

	SSB/SSB_{PME}	F/F_{PME}
SSB/SSB_{PME}	0,010404	-0,001916743
F/F_{PME}	-0,001916743	0,00743044

Le diagramme de Kobe ayant été généré est présenté à la **Figure 32**, et le diagramme circulaire associé à la **Figure 33**, donnant à penser qu'il existe une probabilité de 0,2% que le stock soit surexploité et qu'il fasse l'objet de surpêche, une probabilité de 72,4% que le stock soit surexploité, mais qu'il ne fasse pas l'objet de surpêche, et une probabilité de 27,4% que le stock ne soit pas surexploité et qu'il ne fasse pas l'objet de surpêche. Toutefois, le Groupe a observé qu'il ne s'agissait que d'une approximation en vue de déterminer l'incertitude entourant l'état actuel du stock, et a décidé d'effectuer des projections à l'aide d'un logiciel, autre que MFCL, comme cela avait été décidé dans les évaluations de 2007 et 2009.

4.1.3 ASPIC

ASPIC 5.34 a été utilisé pour réaliser l'évaluation du stock de germon de l'Atlantique Nord.

Diagnostic de l'état actuel du stock

Les résultats de sept essais de scénarios pour le germon de l'Atlantique Nord sont présentés dans le **Tableau 7**. Les scénarios ont été construits avec des combinaisons alternatives de capture et des séries de CPUE afin d'alimenter le modèle d'évaluation ASPIC v.5.34. Tous les scénarios imposent le niveau de la biomasse de 95% K au début de la série temporelle. Le **Tableau 8** et les **Figures 34 et 35** indiquent que tous les scénarios estiment que le stock se récupère et seul un scénario estime que la biomasse actuelle est inférieure à 60% de B_{PME} (scénario 4) et deux scénarios estiment qu'elle est supérieure à B_{PME} (scénario 2 et scénario 6). En ce qui concerne la tendance de la mortalité par pêche, tous les scénarios montrent que la mortalité par pêche actuelle (2011) est en moyenne inférieure ou égale à F_{PME} , oscillant entre 45% et 89% de F_{PME} .

Les diagrammes de Kobe (**Figure 35**) montrent que tous les scénarios suivent le même modèle de développement, surexploitation et rétablissement et que les différences ne concernent que le temps passé dans le quadrant rouge (surexploité et faisant l'objet de surpêche) (cf. scénario 4) et l'état du stock final. Seul un scénario (scénario 2) indique que le stock de germon du Nord se trouve principalement dans le quadrant vert du diagramme de Kobe.

Ceci dit, la **Figure 36** présente la probabilité du stock de se situer actuellement dans différentes zones du diagramme de Kobe en utilisant les estimations obtenues par bootstrap dans les sept scénarios. Selon ce diagramme, la probabilité que le stock se situe actuellement dans le quadrant vert du diagramme de Kobe est de 25%, la probabilité de se situer dans le quadrant rouge est de 13% et la probabilité de se situer dans le quadrant jaune est de 62%.

La **Figure 37** montre les diagrammes de densité de l'état actuel estimé du germon de l'Atlantique Nord pour les sept scénarios testés.

Ces résultats sont conformes avec ceux obtenus avec d'autres modèles pendant la séance d'évaluation et indiquent que les résultats de l'évaluation sont influencés par le choix des séries de CPUE utilisées pour alimenter le modèle. Cependant, tous les scénarios ont estimé que le stock se récupère et que la mortalité par pêche actuelle (2011) est proche ou inférieure à F_{PME} .

Projections

D'autres projections complètent la contribution de ce modèle à l'évaluation du germon de l'Atlantique Nord. Les projections déterministes avec une prise constante et des mortalités par pêche constantes sont présentées aux **Figures 38 et 39** pour tous les scénarios. La **Figure 39** résume les implications des quotas alternatifs pour les années à venir sur l'état d'exploitation du germon du Nord selon différents scénarios ASPIC. Dans le but de faire la lumière sur les projections instables des scénarios 4 et 5, deux figures supplémentaires montrent comment certaines valeurs de capture constante projetée pourraient entraîner l'effondrement du stock (**Figures 40 et 41**).

4.1.4 Stock synthèse

Phase exploratoire

Les configurations du modèle ont été réalisées avec le modèle Stock Synthèse (V3.24L) avant la réunion d'évaluation et ont été présentées au Groupe. Le modèle Stock Synthèse (SS) a été configuré avec douze flottilles, quatre trimestres et deux sexes. Pour la phase d'exploration de données, les données d'entrée générées aux fins de leur utilisation dans le modèle MFCL ont également été utilisées dans le modèle SS. On a postulé que la sélectivité de toutes les pêches était basée sur la taille et sur une fonction normale double ou on a postulé

qu'elle était asymptotique. Le niveau de recrutement non exploité (R_0) et de la pente à l'origine de la relation stock-recrutement (h) a été estimé librement. Huit configurations ont été exposées (**Tableau 9**), présentant chacune différents degrés de complexité et différentes utilisations des jeux de données. Un effort a été déployé pour construire certaines configurations d'une complexité inférieure afin de pouvoir évaluer les effets des différents niveaux de complexité sur les résultats du modèle. L'objectif principal de l'effort de modélisation de SS consistait à contribuer à vérifier les résultats des modèles MFCL (et autres). Les résultats des modèles SS exploratoires n'ont pas été officiellement utilisés pour formuler un avis de gestion. C'est pourquoi, alors que certains diagnostics du modèle SS (scénario 1) ont été présentés au Groupe, ces diagnostics ont été documentés dans le présent rapport de manière limitée.

L'erreur quadratique moyenne résiduelle (RMSE) de chacune des CPUE des dix SS exploratoires a été utilisée pour refléter le degré d'ajustement à chacune des séries individuelles (**Tableau 10** et **Figure 42**). En moyenne, les modèles SS présentent la RMSE la plus faible (à savoir le meilleur ajustement) avec la CPUE de la fin de la période du Taipei chinois et la RMSE la plus élevée (à savoir le pire ajustement) avec les séries temporelles de CPUE des canneurs portugais. Afin de tenir compte des variations spécifiques de la flottille dans la RMSE, plusieurs scénarios utilisent des repondérations de la variance pour augmenter / diminuer la pondération de chacune des séries temporelles de CPUE dans l'ajustement global du modèle. La repondération de la variance a tendance à diminuer les écarts de certaines séries temporelles de CPUE.

La gamme de configurations du modèle SS a inversé la matrice hessienne (un attribut positif). D'une manière générale, la suppression des données de taille (scénario 5), modifiant la trajectoire de B/B_{PME} , n'a pas entraîné de différence notable dans ce point de référence de la dernière année (**Figure 43**). La suppression des tailles a tendance à augmenter la réponse du modèle aux variations annuelles des données de CPUE. La combinaison de la suppression des tailles et la reconfiguration à une échelle temporelle annuelle (scénario 7) a eu un effet très notable sur l'estimation de l'état du stock (**Figure 44**). Cette série de scénarios du modèle donne à penser, de manière générale, que l'information de taille dans son ensemble pourrait ne pas être en contradiction avec les informations de CPUE dans son ensemble. Faute de temps pendant la réunion, il n'a pas été possible de tirer des conclusions quant au niveau de complexité adéquat du modèle d'évaluation, ceci dit un examen plus approfondi des différents diagnostics du modèle des scénarios susmentionnés pourrait aider à prendre cette décision.

Les huit modèles SS sont presque tous arrivés à la même conclusion, à savoir que le stock est surexploité, mais qu'il ne fait actuellement pas l'objet de surpêche. En outre, tous les modèles s'accordent sur le fait que la biomasse du stock a augmenté à partir de l'année 2000 environ. La configuration du modèle de production structuré par âge (ASPM) constitue une exception à ce résultat. Les résultats de l'ASPM étaient tellement différents de ceux des autres séries qu'ils ont été estimés suspects et qu'il s'est avéré nécessaire de poursuivre les travaux. Le Groupe a suggéré que le modèle aurait trouvé un minimum local et n'a peut-être pas convergé correctement. Cette suggestion repose sur l'expérience acquise dans le modèle ASPIC et les mêmes données. On pourrait conclure que ce modèle n'avait pas la complexité nécessaire pour saisir correctement les dynamiques de la pêche. Compte tenu de toutes ces caractéristiques, cette configuration n'a pas été examinée plus en profondeur.

Configurations de la phase post-exploratoire

Le Groupe a convenu d'explorer onze configurations du modèle SS (**Tableau 11**). De nombreuses configurations visaient à refléter le plus étroitement possible celles des scénarios alternatifs de MFCL.

La majorité des configurations post-exploratoires de SS ont donné lieu à des estimations de B/B_{PME} oscillant entre 0,5 et 1,0 (**Figure 45**) et à des estimations de F/F_{PME} oscillant entre 0,4 et 0,8 (**Figure 46**). Bien qu'il existe des exceptions, celles-ci ont été considérées comme une analyse de sensibilité et non comme le modèle de référence. Toutes les configurations du modèle suggèrent que la biomasse du stock continue à augmenter et que la mortalité par pêche continue à diminuer.

On a privilégié le scénario 12 du SS pour discuter des ajustements et des diagnostics globaux. Il s'agissait d'un modèle à deux sexes présentant une tendance ascendante de la mortalité naturelle des femelles (**Figure 47**). Les estimations de la sélectivité basées sur la taille et l'ajustement aux données de taille sur plusieurs années pour chacun des engins sont présentés à la **Figure 48**. En général, l'information contenue dans les compositions de taille ne coïncidait avec aucun type de tendances définitives du signal de recrutement. Le Groupe s'est demandé comment cela pourrait être le résultat des différentes flottilles ne pêchant pas d'une manière cohérente au cours du temps et dans l'espace pendant toute la période d'évaluation. L'apparition de bandes dans certains des schémas résiduels a suggéré des schémas bimodaux dans les fréquences et par conséquent il pourrait être utile d'envisager à l'avenir d'utiliser une sélectivité fondée sur l'âge. Les schémas résiduels (**Figure 49**) ont aussi donné à penser que la sélectivité variant dans le temps pourrait également être un facteur utile.

L'incapacité des modèles à fournir de bons ajustements à la série temporelle de la CPUE est clairement apparue lors de l'examen des valeurs résiduelles de l'ajustement (**Figure 50**). Plusieurs scénarios de sensibilité ont été réalisés afin de déterminer l'influence individuelle des séries de CPUE du Japon et du Taipei chinois. La phase exploratoire des scénarios a fait apparaître que la série temporelle de CPUE du Taipei chinois fournissait une erreur quadratique moyenne plus faible que la série de CPUE du Japon. Ceci a été confirmé par le fait que la flottille japonaise a pêché davantage en bordure des zones de distribution du stock plutôt que dans les zones centrales. Cela justifie en partie l'exclusion des séries temporelles de CPUE japonaises des scénarios utilisés pour formuler un avis de gestion.

La plupart des configurations du modèle sont compatibles avec les estimations du recrutement vierge et de la pente à l'origine de la relation stock-recrutement. Même sans utiliser un prior informatif, les estimations de la pente à l'origine de la relation stock-recrutement se sont maintenues entre 0,75 et 0,85 dans la plupart des configurations. Aucune tendance claire ne se dégageait dans la structure des écarts de recrutement, mais il y avait un écart positif inexplicé au cours de la dernière année de l'estimation (**Figure 51**). Si ces ajustements du modèle étaient utilisés pour formuler un avis de gestion, cela aurait dû être étudié plus en profondeur car ce point aurait pu avoir une très grande influence sur les projections.

Les paramètres de gestion estimés à partir du cas de base de MFCL et des modèles SS configurés dans une grande mesure comme le cas de base du MFCL (scénario 17) sont représentés aux **Figures 52 et 53**. Un examen plus minutieux des estimations de recrutement (**Figure 54**) et de la biomasse du stock reproducteur (**Figure 55**) a fait apparaître des différences dans la SSB, mais non pas dans le recrutement. La biomasse totale ne présentait aucune différence non plus (**Figure 56**). Ceci donne à penser que MFCL et SS, en dépit d'un calibrage correct, utilisent probablement des fonctions différentes pour estimer la fécondité absolue. Même s'il convient toutefois de le noter, cela n'a pas eu d'impact sur les paramètres de gestion ou les estimations de l'état du stock.

Les estimations du cas de base du modèle MFCL et SS de B/B_{PME} et F/F_{PME} de l'évaluation de 2009 et de la présente évaluation sont présentées à la **Figure 57**. Les estimations des paramètres de gestion sont relativement cohérentes non seulement d'une plate-forme de modélisation à l'autre, mais aussi dans le temps.

4.1.5 Méthodes d'analyse de population virtuelle (VPA)

Une analyse de population virtuelle (VPA) du germon de l'Atlantique Nord a été réalisée au moyen du programme VPA-2Box (Porch et al. 2001), version 4.01, pour la période 1975 - 2011. Les indices d'abondance relative et les paramètres d'entrée du cycle vital sont décrits dans le document SCRS/2013/013 et les données de prise par âge et de prise par âge partielle sont décrites dans le document SCRS/2013/122. Les postulats du modèle comprenaient un seul stock ne présentant aucun mélange ou migration, huit classes d'âge (âge 1 à 8+, le groupe plus représentant les âges 8 à 15), aucune séparation des sexes, une période de frai commençant le 1er mai, une limite de vulnérabilité appliquée aux 3 années terminales, aucune limite appliquée au recrutement ou à la relation stock-recrutement et aucune donnée de marquage. Huit indices d'abondance ont été inclus dans le modèle :

- Palangre du Japon (âges 3 à 8+) 1975 - 2011.
- Palangre du Taipei chinois (âges 2 à 8+) 1975-1987.
- Palangre du Taipei chinois (âges 2 à 8+) 1999-2011.
- Palangre des États-Unis (âges 3 à 8+) 1987-2011.
- Ligne traînante de l'UE-France (âges 2 et 3), 1975-1979.
- Ligne traînante de l'UE-France (âges 2 et 3), 1980-1987.
- Ligne traînante de l'UE-Espagne (âges 2 et 3), 1981-2011.
- Canne de l'UE-Espagne (âges 1 à 4), 1981-2011.

Les indices ont été pondérés de la même façon et une structure d'erreur multiplicative a été postulée. Les sources de données utilisées dans la présente évaluation diffèrent de celles utilisées dans l'évaluation antérieure réalisée en 2009 comme suit : (1) ajouter des données des canneurs espagnols en faisant référence aux âges 1 à 4, (2) diviser l'indice palangrier du Taipei chinois en deux périodes (1975 à 1987 et 1999 à 2011) afin de tenir compte des changements de l'espèce cible et de la configuration de l'engin, (3) regrouper les données des ligneurs espagnols en faisant référence aux âges 2 et 3, par opposition aux indices séparés de ces deux classes d'âges et (4) faire en sorte que la sélectivité des indices des ligneurs espagnols soient estimés au lieu d'être fixés pour une seule classe d'âge.

La paramétrisation du modèle s'écartait de l'évaluation de 2009 dans le sens où une limite avait été appliquée aux estimations de la vulnérabilité des âges 1 à 8 pour la période 2009-2011 pour pénaliser les écarts importants des estimations de la mortalité par pêche par âge étant donné que les estimations de la VPA pour la période terminale comptent généralement peu d'information. Cette limite n'a pas été appliquée dans l'évaluation précédente et une analyse de sensibilité a été réalisée pour déterminer l'effet de cette paramétrisation. Sur la base d'une recommandation formulée par le Groupe d'espèces, il a été postulé que la saison du frai commence le 1er mai, alors qu'il avait été postulé dans l'évaluation précédente que la saison du frai commençait le 1er juillet. Il est recommandé que ce postulat soit évalué à l'avenir, étant donné que la paramétrisation du modèle VPA dépend de ce postulat. Le modèle de référence a été paramétrisé selon ces postulats et une analyse par bootstrap (500 itérations) a été appliquée pour déterminer l'incertitude entourant les estimations du modèle de référence de la biomasse du stock reproducteur (SSB) et de la mortalité par pêche par âge (FAA).

Diagnostics

Les ajustements du modèle aux indices d'abondance et aux valeurs résiduelles ont été examinés afin de déterminer la pertinence de l'ajustement de la VPA aux différentes données des indices. Plusieurs scénarios alternatifs du modèle ont été réalisés afin de déterminer la sensibilité du modèle de référence aux différents postulats et d'estimer l'effet de la modification de ces postulats sur les résultats de la VPA. Les analyses de sensibilité incluaient:

- Une analyse des indices d'abondance relative obtenus par eustachage dans laquelle chaque indice a été retiré de manière itérative afin de déterminer l'influence des indices individuels sur des estimations du modèle.
- Une analyse de la mortalité naturelle variant avec l'âge (âge-1 $M = 0,63$, âge-2 $M = 0,46$, âge 3 $M = 0,38$, âge 4 $M = 0,34$, âge 5 $M = 0,31$, âge 6 $M = 0,29$, âge-7 $M = 0,31$, âge 8 + $M = 0,50$) a été comparée à la mortalité naturelle constante à travers les âges de 0,3, postulée dans le modèle de référence.
- Une analyse rétrospective dans laquelle les données des cinq dernières années ont été itérativement retirées pour examiner l'influence des années les plus récentes sur les estimations du modèle et pour comparer l'état du stock estimé dans le modèle de référence en 2011 avec un état du stock estimé rétrospectivement de 2001 projeté jusqu'en 2011.
- Ajout de la prise par âge, de la prise partielle par âge et des données de l'indice d'abondance relative de la période 1959-1974 afin de déterminer si l'ajout de cette série temporelle historique a donné lieu à une différence de l'estimation de l'état du stock et des points de référence (production maximale équilibrée, biomasse du stock reproducteur (SSB_{PME}) et mortalité par pêche selon une production maximale équilibrée (F_{PME})).

Résultats

Les estimations de l'abondance par âge (NAA) à partir du modèle de référence de la VPA indiquaient une forte baisse entre 1978 et 1984 (**Figures 58 et 59**) comme suite à une diminution des prises par unité d'effort des flottilles palangrières du Japon et du Taipei chinois (**Figure 60**). Les estimations de la mortalité par pêche par âge (FAA) oscillaient entre 0,1 et 0,8, la plus forte FAA étant estimée pour les âges 2, 3 et 4. La mortalité par pêche des classes des âges plus avancés a atteint un sommet en 1986, 1995 et 2000, et n'a cessé de diminuer au cours des 10 dernières années (**Figure 61**). Le modèle de référence a affiché un ajustement relativement bon aux indices palangriers du Japon et du Taipei chinois (début de la série) et un ajustement relativement faible aux données palangrières des États-Unis et du Taipei chinois (fin de la série) (**Figures 60 et 61**). L'ajustement du modèle aux indices des pêcheries de surface (ligneurs et canneurs) était moins cohérent que les indices palangriers de la première partie de la période, même si les tendances estimées entre les indices et les estimations du modèle étaient similaires. Les analyses par bootstrap ont fait preuve de stabilité dans les tendances estimées à long terme, mais ont présenté une incertitude entourant les estimations de la NAA et de la FAA de jeunes classes d'âges (âges 1 à 3) au cours de la période terminale, ainsi qu'une incertitude entourant la NAA et la FAA des classes d'âges plus avancés (âges 6 à 8+) au cours de la première partie de la période (**Figures 62 et 63**). Dans l'ensemble, les estimations de la NAA et de la FAA étaient moins variables pour les plus jeunes âges (à l'exception de la période terminale de 5 ans) et plus variables pour le groupe + (âges 8+) dans les itérations par bootstrap (**Figures 62 et 63**).

Les résultats du modèle VPA étaient sensibles au postulat de la mortalité naturelle (**Figure 64**), aux indices palangriers du Japon (**Figure 65**) et aux paramètres du F-ratio initial. Ils étaient moins sensibles aux paramètres du F terminal, à la mise à l'échelle de la variance et aux postulats de limite de vulnérabilité. Le passage du postulat d'une mortalité naturelle d'un âge constant (modèle de référence) à une mortalité variant avec l'âge a entraîné une augmentation de l'ampleur estimée de recrutement, de l'abondance des reproducteurs et de la biomasse du stock reproducteur, mais n'a pas modifié la tendance de la population à long terme (**Figure 64**). Les analyses par eustachage ont démontré que la tendance estimée à long terme était plus sensible à la suppression de l'indice des palangriers japonais, ce qui met en lumière l'influence de cet indice sur les estimations de stocks (**Figure 65**). La suppression de l'indice des palangriers japonais a donné lieu à une inversion de la tendance à long terme estimée, passant d'une diminution des stocks à une augmentation de l'abondance des stocks et de la biomasse de 1975 à 2011. L'indice palangrier des États-Unis a eu une grande influence sur la tendance estimée du stock de la période récente (2000 à 2011, **Figure 65**). Les indices du Taipei chinois et de la flottille de surface avaient une influence beaucoup plus réduite sur les estimations de l'abondance du stock. L'analyse rétrospective (suppression des prises et de l'abondance relative des dernières années) a indiqué que les estimations du modèle du recrutement et de la SSB ne sont pas sensibles aux données de la période récente (**Figure 66**).

L'estimation de l'état actuel du stock à partir du modèle de référence indique que le stock est surexploité et qu'il ne fait actuellement pas l'objet de surpêche (**Tableau 12, Figures 67 et 68**), la probabilité estimée de $SSB < SSB_{PME}$ et $F < F_{PME}$ s'élevant à 70 % (14 % de probabilité estimée d'être surexploité et de faire l'objet de surpêche $SSB < SSB_{PME}$ et $F > F_{PME}$, 15% de probabilité estimée de ne pas être surexploité et de ne pas faire l'objet de surpêche $SSB > SSB_{PME}$ et $F < F_{PME}$ et 1% de probabilité de ne pas être surexploité et de faire l'objet de surpêche $SSB > SSB_{PME}$ et $F > F_{PME}$). La biomasse estimée du stock reproducteur de 2011 s'élevait à 41.600 tonnes (intervalle de confiance à 80% de 35.400 à 51.100), avec une mortalité par pêche apicale estimée en 2011 de 0,26 (intervalle de confiance à 80% de 0,23 à 0,30). La PME estimée s'élevait à 36.500 tonnes (intervalle de confiance à 80% de 35.600 à 37.300). La biomasse du stock reproducteur pouvant soutenir la prise maximale équilibrée (SSB_{PME}) a été estimée à 50.800 tonnes (intervalle de confiance à 80% de 41.800 à 60.300), avec une F_{PME} estimée de 0,35 (intervalle de confiance à 80% de 0,32 à 0,41). La trajectoire du stock à long terme (**Figure 67**) à partir du modèle de référence indiquait que la SSB était supérieure à SSB_{PME} , que F était inférieur à F_{PME} en 1975, que F était supérieur à F_{PME} entre 1976 et 2007 et que la SSB était inférieure à la PME en 1985.

Les comparaisons de l'état du stock entre le modèle de référence et les scénarios de sensibilité influents ont mis en évidence l'incertitude entourant l'estimation de SSB_{2011} par rapport à SSB_{PME} (**Tableau 12, Figures 67 et 68**), alors que la médiane des estimations de la mortalité par pêche était plus solide dans les scénarios du modèle (**Tableau 12, Figures 67 et 68**). À titre d'exemple, le modèle de référence indiquait que SSB_{2011} se rapprochait de SSB_{PME} , par rapport à la mortalité variant avec l'âge et les scénarios obtenus par eustachage de l'indice palangrier des États-Unis qui estimaient que SSB était supérieure à SSB_{PME} en 2011, et également par rapport au scénario de la période historique qui estimait que SSB_{2011} était inférieure à SSB_{PME} . En revanche, la médiane des estimations de F_{2011} était inférieure à F_{PME} pour tous les scénarios du modèle. Alors que la suppression de l'indice palangrier japonais a entraîné une tendance de stock différant des autres scénarios du modèle, les ajustements de la courbe du recrutement du stock au recrutement estimé du modèle et à la SSB étaient pauvres, donnant lieu à des estimations biologiquement non plausibles de SSB_{2011}/SSB_{PME} et F_{2011}/F_{PME} . Il convient de noter que les estimations de l'état des stocks obtenues à partir de l'analyse de sensibilité par eustachage excluant l'indice japonais sont plus optimistes. Par conséquent, le scénario de sensibilité des données de la période historique représente le cas le plus pessimiste de la SSB actuelle, par rapport à SSB_{PME} . Cette analyse a été réalisée après la réunion de préparation des données et les données d'entrée historiques et la paramétrisation du modèle ont fait l'objet d'un examen plus approfondi. Par conséquent, ce scénario doit être considéré comme exploratoire et une évaluation plus rigoureuse est nécessaire (par exemple, la précision des données des captures historiques et les paramètres du F-ratio initial). En raison de l'incertitude entourant les données d'entrée et la paramétrisation du modèle, le modèle historique n'a pas été projeté dans l'avenir.

Sur la base des sensibilités et du modèle de référence de la VPA, il a été prédit que les captures de 32.000 tonnes ou moins se traduiraient par une diminution de la mortalité par pêche et conduiraient le stock sur la voie du rétablissement. Ces prévisions étaient fiables pour tous les scénarios du modèle (**Figure 69**). En résumé, alors qu'une incertitude considérable entourait la SSB estimée du germon de l'Atlantique Nord à partir de la VPA, les stratégies de ponction soutenable prédites étaient cohérentes de manière générale.

4.1.6 Résumé de l'état du stock

Les points communs et les différences des résultats des différentes plates-formes de modélisation (MFCL, SS, VPA et ASPIC) ont été examinés. Bien que la gamme des paramètres de gestion estimés soit relativement large, presque tous les modèles indiquaient que le stock était surexploité, mais qu'il ne faisait actuellement pas l'objet

de surpêche (**Figure 70**). Toutefois, les scénarios SS étaient plus cohérents les uns avec les autres qu'avec le modèle de référence de MFCL. La plupart des modèles de toutes les plates-formes affichaient une baisse de la biomasse du stock de 1930 à environ 1990 et une tendance croissante de la biomasse à partir de l'année 2000 environ. De même, la plupart des modèles dans toutes les configurations présentaient un niveau record de la mortalité par pêche en 1990 environ et une tendance à la baisse par la suite (**Figure 71**). En outre, les estimations de F/F_{PME} de la plupart des modèles des différentes plateformes étaient plus précises que les estimations de B/B_{PME} . Cela est également démontré par une projection rétrospective réalisée avec la VPA des 10 dernières années. Cette projection donnait à penser que les tendances de F/F_{PME} étaient plus prévisibles que les tendances de SSB/B_{PME} (**Figure 72**).

4.2 Stock du germon de l'Atlantique Sud

4.2.1 ASPIC

Méthodes

Le document SCRS/2013/118 présentait un modèle de production excédentaire en conditions de non-équilibre pour le stock de germon de l'océan Atlantique Sud, en utilisant le logiciel ASPIC (version 5.34). Les flottilles ont été classées de la même manière que dans l'évaluation de 2009 (**Tableau 13**). Les prises de chaque flottille (**Tableau 14**) ont été calculées sur la base des données de la Tâche I préparées lors de la réunion de 2013 de l'ICCAT de préparation des données sur le germon de l'Atlantique. Le **Tableau 15** présente les indices de CPUE utilisés dans les modèles. Plusieurs indices de CPUE utilisés dans la dernière évaluation n'ont pas été utilisés conformément aux décisions prises lors de la réunion de préparation des données sur le germon de l'Atlantique de 2013. Par conséquent, plusieurs flottilles n'ont pas d'indice de CPUE. Quatre modèles ont été examinés (**Tableau 16**). L'intervalle confiance de la trajectoire F/F_{PME} du scénario 7 présenté dans le document SCRS/2013/118 semblait peu ordinaire, c'est pourquoi la configuration du modèle a été modifiée lors de la réunion, ce qui a donné lieu à des intervalles de confiance plus raisonnables. Le Groupe a convenu que le modèle ASPIC doit être mis à jour avec les dernières données de capture et de CPUE.

État et diagnostics

En règle générale, tous les modèles ont prédit qu'à un moment donné dans le passé récent, le stock de germon du Sud avait fait l'objet de surpêche et avait été surexploité. Dans ces cas, hormis un modèle (scénario 7), la pression exercée par la pêche semble avoir diminué ces dernières années, ce qui s'est traduit par une augmentation ultérieure de la biomasse du stock.

Les résultats fondés sur les quatre cas de base suggèrent que le niveau d'exploitation de ces dernières années variait d'un cas à l'autre (B_{2012}/B_{PME} oscillait entre 0,813 et 0,950 et F_{2011}/F_{PME} entre 1,047 et 1,301, **Figure 82 et Tableau 17**). Afin d'élaborer des intervalles de confiance, 500 essais de bootstrap ont été réalisés pour chaque modèle. Les résultats obtenus par bootstrap des quatre cas sont présentés à la **Figure 83** (diagramme de Kobe I) et à la **Figure 84** (diagramme circulaire). Dans le cas du scénario 7, la majorité des résultats obtenus ont abouti dans le quadrant rouge du diagramme de Kobe (surexploité et faisant l'objet de surpêche), tandis que selon d'autres scénarios, les résultats étaient plus optimistes et aboutissaient dans le quadrant vert. Il est estimé que la PME oscille entre 22.620 t et 28.060 t (**Tableau 17**), ce qui se rapproche de la prise totale de 2011 (24.122 t).

Plusieurs analyses rétrospectives et de sensibilité ont été réalisées pour un scénario (scénario 8) du modèle ASPIC (**Tableau 18, Figure 73**). Les scénarios contenant l'indice palangrier de l'Uruguay divisé en deux périodes (1981-1991 et 1992-2011) sont inclus car cette pêcherie ciblait le thon obèse pendant la première période et l'espadon pendant la seconde période. En ce qui concerne les analyses de sensibilité, le B-ratio de la période initiale changeait pour chaque K et l'utilisation exclusive de l'indice de l'Uruguay ou du Japon (période de prises accessoires) a donné lieu à des résultats plus pessimiste et optimiste, respectivement. En ce qui concerne les analyses rétrospectives, des différences significatives ont été observées lorsque les données des six dernières années ont été supprimées.

4.2.2 Modèle de production excédentaire bayésien (BSP)

Le document SCRS/2013/123 présente une mise à jour du modèle de production excédentaire bayésien (BSP) qui avait été appliqué au stock de germon de l'Atlantique Sud dans l'évaluation de 2011 en ayant recours à deux années supplémentaires de données de capture et à la série de CPUE recommandée lors de la réunion de préparation des données sur le germon de 2013. Les priors informatifs de 2011 ont été utilisés ainsi qu'un prior

alternatif pour r qui était moins informatif. Les modèles alternatifs ont été utilisés afin de prédire la probabilité que les stocks atteignent une biomasse supérieure à B_{PME} selon divers scénarios de gestion. Des diagrammes de Kobe ont également été élaborés. Les estimations de l'état actuel dépendent en grande mesure du type de méthode utilisée pour pondérer les points de données de la CPUE et la pondération de la prise donnait lieu à des estimations plus optimistes. Le choix du prior pour r n'exerce pas de forte influence sur l'estimation de l'état du stock, même si le prior moins informatif produit des intervalles de confiance plus larges.

Méthodes

Le modèle bayésien de production excédentaire (BSP) a été appliqué au germon de l'Atlantique Sud pour les quatre scénarios du modèle de référence qui ont été utilisés pour ASPIC. Les modèles utilisés étaient les suivants : (1) pondération égale des indices, modèle Schaefer, (2) pondération par prise, modèle Schaefer, (3) pondération égale, modèle Fox avec $B_{PME}/K=0,37$ et (4) pondération par prise, modèle Fox avec $B_{PME}/K=0,37$. Les distributions a priori bayésiennes de l'évaluation de 2011 ont été utilisées dans les quatre modèles de référence. La distribution a priori de la biomasse de 1956 par rapport à K était lognormale avec une moyenne de 0,9 et un écart-type logarithmique de 0,1 impliquant que la population était pratiquement non exploitée au cours de la première année de la pêcherie. La distribution a priori de K était uniforme sur l'échelle logarithmique. Un prior informatif du taux intrinsèque de l'augmentation de la population r a été élaboré tel que présenté dans Babcock (2012) et l'évaluation de 2011, et a été calculé par approximation par une distribution t avec une moyenne de 0,2, une variance de 0,025 et df 10.

Le modèle a été ajusté aux données de capture de 1956 à 2011. Il a été postulé que les prises de 2012 et 2013 équivalaient à la moyenne des années 2007-2011. Les indices de CPUE utilisés étaient la première partie de la palangre japonaise, la dernière partie de la palangre japonaise, la palangre du Taipei chinois, la première partie de la palangre uruguayenne et la dernière partie de la palangre uruguayenne.

Outre les quatre scénarios de référence, des analyses de sensibilité ont été réalisées dans le but d'évaluer les implications de l'utilisation de différentes séries de CPUE et de différents priors informatifs sur les paramètres du modèle (**Tableau 19**). Des analyses rétrospectives ont également été réalisées.

Le programme BSP (version 1, disponible dans le catalogue ICCAT de méthodes) a été utilisé pour estimer les distributions marginales postérieures au moyen d'un algorithme de SIR échantillonnage avec rééchantillonnage par importance. Les priors ou une distribution t à variables multiples ont été utilisés pour intégrer la distribution a posteriori, ce qui a produit des diagnostics adéquats de convergence. Un échantillonnage aléatoire de 5.000 échantillons provenant de la distribution conjointe a posteriori a été utilisé pour estimer la médiane de la trajectoire et les intervalles de confiance de 80 %, compte tenu de la gamme de stratégies de pêche constante et de stratégies de taux de mortalité par pêche constante. Un sous-échantillon de 500 échantillons a été utilisé pour élaborer les résultats de la matrice de Kobe.

État et diagnostics

Les quatre modèles de référence BSP ont estimé une baisse historique de l'abondance du germon de l'Atlantique Sud, suivie par une tendance à la hausse au cours des dix dernières années (**Figure 74**). L'état actuel du stock par rapport à B_{PME} et F_{PME} dépendait toutefois de la formulation du modèle (**Figure 82, Tableau 20**). Les modèles incluant une pondération par prise étaient plus optimistes que les modèles incluant une pondération égale. Les formulations du modèle de Schaefer et Fox estimaient des tendances similaires et un épuisement semblable depuis 1956 ; toutefois, étant donné que B_{PME}/K est inférieure dans le modèle Fox, le modèle Fox a estimé des valeurs supérieures de $B_{actuelle}/B_{PME}$. Les intervalles de confiance des estimations de B_{PME} et F_{PME} étaient relativement importants, notamment lorsque les pondérations des captures étaient incluses (**Figure 75**).

Une analyse rétrospective a été appliquée aux cas du modèle de Schaefer, incluant tant une pondération par prise qu'une pondération égale (**Figure 76**). Dans les deux cas, les projections du modèle générées au moyen des données allant jusqu'en 2005 étaient relativement semblables à celles de l'évaluation actuelle, impliquant que le modèle reflète correctement les dynamiques du germon de l'Atlantique Sud.

Les diagrammes des valeurs résiduelles de la CPUE par année indiquent que les valeurs résiduelles présentaient des tendances, notamment dans le cas de la première partie de la série palangrière japonaise et à la fin de la série de l'Uruguay (**Figure 77**). Les valeurs résiduelles se distribuaient normalement conformément aux diagrammes qq-normal. Lorsque les séries de CPUE étaient supprimées du modèle, le modèle le plus optimiste était celui qui incluait uniquement la pêcherie palangrière japonaise et le plus pessimiste celui qui incluait le Taipei chinois et l'Uruguay (**Figure 78**).

Lorsque d'autres priors ont été utilisés, la médiane de la trajectoire de la biomasse était la même que celle du cas de base, sauf pour les cas incluant des priors uniformes dans r et K , avec une pondération de la prise pour chacun des indices (**Figure 79** et **Figure 81**). Dans le cas incluant une pondération égale et le modèle de Schaefer (**Figure 80a**), les distributions a posteriori de r et K présentaient un mode similaire pour les trois distributions a priori de K , avec davantage de priors informatifs fournissant des intervalles de confiance étroits. En revanche, les scénarios incluant une pondération par prise (**Figure 80b**), la distribution postérieure de K est très semblable au prior, ce qui implique que les informations provenant des données étaient limitées pour estimer r et K dans le cas de la pondération par prise. Ces données montrent que les données contenant une pondération égale fournissent davantage d'informations pour estimer les paramètres du modèle. Néanmoins, le modèle incluant une pondération par prise peut refléter plus précisément les tendances réelles, de sorte que les quatre modèles continuent à être utilisés comme cas de base.

4.2.3 Résumé de l'état du stock

Les huit modèles ASPIC et BSP présentent des tendances relativement uniformes de B/B_{PME} et F/F_{PME} au cours du temps (**Figure 82**). La médiane estimée de l'état actuel en 2011 se situe environ à $B/B_{PME}=1$ et $F/F_{PME}=1$ pour tous les modèles (**Figure 83**). Les modèles BSP étaient légèrement plus optimistes dans la médiane que dans les scénarios ASPIC, mais présentaient davantage d'incertitudes. Les diagrammes circulaires de Kobe illustrant la situation de 2011 varient d'un modèle à l'autre (**Figure 84**). Selon la moyenne des huit modèles, la probabilité de $B < B_{PME}$ et $F > F_{PME}$ (rouge) est de 0,57 et la probabilité de $B > B_{PME}$ et $F < F_{PME}$ (vert) est de 0,30 et la probabilité de situer dans le quadrant jaune est de 0,13.

5. Projections

Les résultats des projections utilisées pour formuler un avis sont décrits au titre de ce point de l'ordre du jour.

5.1 Atlantique Nord

Les résultats présentés à ce point ont été obtenus en projetant en avant les populations estimées de 2011 figurant au point 4.1.2 avec d'autres normes de contrôle de la ponction (« HCR »). Les sept scénarios envisagés dans le modèle de production ayant chacun recours à 501 résultats par bootstrap ont été projetés et ils sont tous considérés comme étant tout aussi plausibles les uns que les autres.

Les autres normes de contrôle de la ponction incluent d'autres mortalités par pêche cible $F_{cible} = [0,7, 0,75, 0,8, 0,85, 0,9 \text{ et } 1] \times F_{PME}$, des niveaux seuils de biomasse de $[0,6, 0,8 \text{ et } 1] \times B_{PME}$ et un point limite de référence de la biomasse de $B_{Lim} = 0,4 \times B_{PME}$. Dans le cadre de ces projections vers l'avant, la HCR est évaluée tous les trois ans et la mortalité par pêche est projetée en postulant une mise en œuvre parfaite.

Les résultats des projections sont illustrés à la **Figure 85** et au **Tableau 21**, qui indiquent la probabilité projetée de se situer dans le quadrant vert à l'horizon temporel projeté. La prise moyenne escomptée pour les trois premières années ainsi que la prise cumulée pour chaque future période quinquennale sont également présentées.

5.2 Atlantique Sud

5.2.1 Projections d'Aspic

Sur la base de l'examen par bootstrap (500 fois) de chaque scénario, des projections pour l'avenir ont été réalisées. La période de projection s'étale sur 15 ans (2012-2027). La prise constante future a été établie entre 14.000 et 36.000 t (avec des intervalles de 2.000 t) ou un F constant à $0,75 \times F_{PME}$ jusqu'à $1,00 \times F_{PME}$ (avec des intervalles de $0,05 \times F_{PME}$) a été postulé. Il a été postulé que la prise de 2012 et 2013 équivalait à la moyenne de 2007-2011 (20.937 t) tant dans le cas du scénario de prise constante que du scénario de F constant.

Le programme ASPICP ver. 3.16 a été utilisé pour réaliser les projections futures. Les résultats de ces projections de prise constante et de F constant sont présentés aux **Figures 86 et 87** respectivement, qui illustrent la médiane de la trajectoire selon différents scénarios de prise constante. La **Figure 88** présente la production prévue selon un scénario de F constant. Les matrices de Kobe II (probabilité de ne pas dépasser le niveau de PME) sont présentées au **Tableau 22** pour chaque scénario d'ASPIC. Ces résultats indiqueraient que les prises dépassant 26.000 t, ou qu'un F supérieur à $0,85 \times F_{PME}$, donneraient lieu à la réduction des ressources après 15 ans, selon presque tous les scénarios du modèle. Les scénarios postulant des séries de CPUE non pondérée sont en général plus optimistes que les séries de CPUE pondérée.

5.2.2 Projections de BSP

Les scénarios projetés sont fondamentalement les mêmes que ceux d'ASPIC dans le cas de l'Atlantique Sud. Selon une politique de prise constante, il est escompté que la médiane de la biomasse augmente et dépasse B_{PME} dans dix ans avec 50% de probabilités avec des TAC oscillant entre 18.000 et 34.000 t, selon le scénario (**Tableau 23, Figure 89**). Avec des taux de prise constante, les taux de capture inférieurs à F_{PME} ont permis à la population de rester à un niveau supérieur à B_{PME} avec une probabilité élevée pour tous les scénarios, à l'exception du cas incluant une pondération égale et le modèle de Schaefer. Lorsque F est égal à F_{PME} , la probabilité d'atteindre B_{PME} est presque nulle, car la trajectoire de la population est asymptote avant d'atteindre B_{PME} .

5.2.3 Projections pour l'Atlantique Sud

Les probabilités de la matrice de Kobe combinant les huit scénarios des modèles ASPIC et BSP avec une probabilité identique (**Tableau 24, Figure 90**) indiquent qu'une politique de capture fixant $0,90 F_{PME}$ ou un TAC de 20.000 t ramènerait F à un niveau inférieur à F_{PME} avec plus de 70 % de probabilité au cours des trois prochaines années. Augmenter B à un niveau supérieur à B_{PME} implique des réductions plus élevées de la mortalité par pêche. Une politique fixant $0,75F/F_{PME}$ permettrait $B > B_{PME}$ avec 85% de probabilité d'ici 2026. Un TAC de 20.000 t permettrait le rétablissement d'ici 2026 avec 70 % de probabilité. Le diagramme de Kobe de l'évaluation du stock de l'Atlantique Sud est présenté à la **Figure 91**.

6. Recommandations

6.1 Recherche et statistiques

- Le Groupe a recommandé que le cadre MSE en cours d'élaboration soit affiné pour le germon. Même si le Groupe a reconnu que des progrès ont été réalisés, les travaux devraient se poursuivre afin de mieux définir l'incertitude de l'état actuel et futur du stock.
- Le Groupe a reconnu qu'il était nécessaire d'intégrer des études environnementales dans les évaluations du germon et les évaluations similaires. Le Groupe a été confronté à de nouvelles informations donnant à penser que la profondeur de la couche mixte peut avoir une incidence sur la capturabilité des pêcheries de surface. Le Groupe a recommandé que des recherches soient réalisées plus en profondeur afin de confirmer cette question et a recommandé d'examiner des sources d'informations environnementales historiques susceptibles de contribuer à intégrer cette information dans les standardisations de CPUE des pêcheries de surface.
- Le Groupe a également recommandé de poursuivre les recherches afin de mieux définir la nature et, dans la mesure du possible, de quantifier les taux de mélange entre les océans Atlantique et Indien.
- Le Groupe a recommandé d'accroître les efforts en vue d'obtenir des séries historiques de capture, d'effort, de prise par taille, de distribution géographique et d'autres informations halieutiques connexes de la pêcherie des chalutiers semi-pélagiques français et d'autres pêcheries.
- Le Groupe s'est montré préoccupé par le fait que les déplacements des pêcheries palangrières peuvent avoir eu une incidence sur les tendances de leurs séries standardisées de CPUE. Par conséquent, le Groupe a recommandé de chercher de façon approfondie de meilleurs moyens pour intégrer les effets spatiaux dans la standardisation de la CPUE.
- Le Groupe a observé que les données d'échantillonnage de tailles de la palangre du Taipei chinois présentaient certains schémas qui peuvent ne pas refléter les changements de la population. Par conséquent, le Groupe a demandé d'éclaircir les raisons pouvant expliquer les schémas des données dans la mesure du possible.
- Étant donné que les dynamiques spatio-temporelles des pêcheries palangrières semblent affecter leur schéma de sélectivité, le Groupe a recommandé de redéfinir à l'avenir les pêcheries dans les modèles Multifan-CL et SS, compte tenu de la nature de ces pêcheries.
- De manière générale, le Groupe a fait remarquer que d'importantes incertitudes entourent encore la biologie, les pêcheries et la modélisation du germon de l'Atlantique Nord. Le Groupe continue dès lors de recommander le financement du Programme de recherche sur le germon.

6.2 Avis de gestion

Atlantique Nord

Le **Tableau 24** présente une gamme d'années et de niveaux de probabilité d'atteindre les objectifs de la Commission établis dans la Rec. 11-13. Des délais plus longs offrent davantage de possibilités pour les paramètres HCR qui projettent des probabilités plus élevées de se situer dans le quadrant vert du diagramme de Kobe. Les projections HCR indiquent que si, par exemple, la Commission adopte une « probabilité élevée » de 75% en l'espace d'une période de 10 ans, la HCR présentant un seuil de biomasse à B_{PME} associée à un F_{cible} de $0,9 F_{PME}$ fournirait la prise cumulée escomptée la plus élevée de la période de 10 ans et la prise moyenne escomptée pour 2014-2016 s'élèverait à environ 26.200 t. Par contre, si la Commission estime qu'une « probabilité élevée » de 60% en l'espace d'une période de 5 ans est suffisante, la HCR présentant un seuil de biomasse à B_{PME} associée à un F_{cible} de $0,9 F_{PME}$ atteindrait également cet objectif et donnerait lieu à la prise cumulée escomptée la plus élevée qui fournirait une probabilité d'au moins 60% dans les 5 ans à venir et la prise moyenne pour 2014-2016 resterait à un niveau d'environ 26.200 t. L'examen de la mise en œuvre et d'autres incertitudes de ces projections changerait probablement les estimations des niveaux de probabilité.

Atlantique Sud

Des projections à un niveau conforme au TAC de 2013 (24.000 t) ont fait apparaître que la probabilité de se situer dans le quadrant vert du diagramme de Kobe avec plus de 50% de possibilité ne serait atteinte qu'après 2020. Une probabilité semblable peut être atteinte plus tôt avec des valeurs de TAC inférieures.

Avec un niveau de capture d'environ 20.000 t, les probabilités de 50% seraient dépassées d'ici 2015 et les probabilités de 60% seraient dépassées d'ici 2018. Une réduction supplémentaire de la prise augmenterait la probabilité de rétablissement dans ces délais. De même, il est probable que des augmentations réduisent les probabilités de rétablissement et en prolongent les délais. Les prises supérieures au TAC actuel (24.000 t) ne permettraient pas que le stock se rétablisse avec une probabilité d'au moins 50% selon le calendrier prévu.

7. Autres questions

Le Groupe a discuté de la facilité d'utilisation de différentes approches pour évaluer l'état des stocks de germon de l'Atlantique. Conformément à la procédure établie par l'ICCAT, l'utilisation de plusieurs méthodes par le SCRS pour évaluer les stocks apporte une grande valeur. Cette procédure nécessite toutefois une quantité considérable de travail de préparation des données ainsi qu'une requête importante de données, notamment si des modèles statistiques intégrés sont utilisés. Dans le cas de l'évaluation actuelle du germon de l'Atlantique Nord, l'utilisation de deux modèles statistiques intégrés, VPA et modèles de production, ainsi que la mise en place de la MSE, a été possible car un plan de travail précis et dense avait été préparé par le groupe d'espèces sur le germon. Ce plan a été dirigé avec succès par le rapporteur du groupe d'espèces et a été suivi à la lettre et deux réunions (préparation des données et évaluation) ont été tenues. Néanmoins, la mise en œuvre du plan de travail a également supposé une quantité considérable de travail de préparation pour les scientifiques participant à l'évaluation et pour le Secrétariat. Compte tenu du nombre de réunions prévues chaque année pour lesquelles le Secrétariat doit réaliser un travail de préparation et un travail ultérieur, le Secrétariat pourra difficilement assumer les évaluations de stocks impliquant un tel volume de travail à l'avenir.

Le Groupe a également évalué les avantages et les inconvénients de l'utilisation de méthodes telles que VPA, reposant sur la CAA lorsque d'importantes incertitudes entourent la détermination de l'âge. En ce qui concerne les modèles statistiques intégrés, le Groupe a évalué de manière positive l'utilisation de deux modèles (MFCL et SS3) afin de tester la solidité de ces modèles pour évaluer le germon de l'Atlantique Nord. Le Groupe a toutefois convenu qu'il serait difficile de continuer à réaliser une évaluation aussi complexe à l'avenir et qu'il serait nécessaire de débattre en profondeur des meilleurs modèles d'évaluation du germon de l'Atlantique Nord et Sud. L'évaluation des différentes procédures de gestion dans un cadre MSE pourrait aider le Groupe à prendre des décisions à ce sujet à l'avenir.

En ce qui concerne les travaux futurs, le Groupe a discuté de la façon de mieux tirer profit de la réunion de préparation des données afin de réexaminer et d'évaluer les postulats, les différentes valeurs résiduelles des ajustements et les configurations du modèle de l'évaluation précédente. L'objectif de cette proposition consiste à essayer d'améliorer la continuité entre la réunion d'évaluation et la prochaine réunion de préparation des données.

Il a été fait remarquer que les diagrammes de valeurs résiduelles des données telles que les compositions par taille pourraient être utiles pour détecter par exemple si une zone et/ou un engin a été mal attribué dans la base de données du Secrétariat.

De même, les valeurs résiduelles des séries temporelles de CPUE pourraient servir à l'évaluation ultérieure de ces séries temporelles et contribuer à fournir des informations en ce qui concerne l'inclusion ou l'exclusion de ces données à l'avenir. De cette manière, l'intitulé « réunion de pré-évaluation » pourrait remplacer l'intitulé « réunion de préparation des données » afin de mieux refléter l'objectif plus vaste qui pourrait inclure un réexamen des efforts déployés dans le cadre des évaluations antérieures.

8. Adoption du rapport et clôture

Le rapport a été adopté et la réunion a été levée.

Références

- Anon. 2010, Report of the 2009 ICCAT Albacore Stock Assessment Session (*Madrid, Spain, July 13 to 18, 2009*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 65(4): 1113-1253.
- Anon. 2013, Report of the 2012 ICCAT Working Group on Stock Assessment Methods (*Madrid, Spain, April 16 to 20, 2012*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 69 (in press).
- Anon. 2011, Report of the 2011 joint meeting of the ICCAT Working Group on Stock Assessment Methods and Bluefin tuna Species Group to analyze assessment methods developed under the GBYP and electronic tagging. http://www.iccat.int/Documents/Meetings/Docs/2011_WG%20METHODS-ENG.pdf
- Bard, F.X. 1981, Le thon germon (*Thunnus alalunga*) de l'Océan Atlantique. Ph.D. Thesis presented at the University of Paris, 333 p.
- Domingo, A., Pons, M., Jiménez, S., Miller, P., Barceló, C. and Swimmer, Y. 2012, Circle hook performance in the Uruguayan pelagic longline fishery. *Bulletin of Marine Science*. 88(3):499-511.
- Farley, J.H., Williams, A.J., Hoyle, S.D., Davies, C.R., Nicol, S.J. 2013, Reproductive Dynamics and Potential Annual Fecundity of South Pacific Albacore Tuna (*Thunnus alalunga*). *PLoS ONE* 8(4): e60577. doi:10.1371/journal.pone.0060577.
- Foreman, T.J. 1980, Synopsis of biological data on the albacore tuna, *Thunnus alalunga* (Bonnaterre, 1788), in the Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Spec. Rep.*, 2: 17-70.
- ICCAT, 2012, Report for Biennial Period, 2010-11, Part II.
- ICCAT, 2006-2013, *ICCAT Manual (Chapter 2. Albacore). International Commission for the Conservation of Atlantic Tuna. In: ICCAT Publications [on-line]. Updated 2013. [Cited 01/27/].* <http://www.iccat.int/en/ICCATManual.htm>, ISBN (Electronic Edition): 978-92-990055-0-7
- ICES 2007, Report of the Study Group on Risk Assessment and Management Advice. ICES CM 2007/RMC: 02.
- Kell, L., O'Brien, C., Smith, M. Stokes, T. and Rackham, B. 1999, An evaluation of management procedures for implementing a precautionary approach in the ICES context for North Sea plaice (*Pleuronectes platessa*). *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 56(6): 834-845.
- Kell, L.T., De Oliveira, J.A., Punt, A.E., McAllister, M.K. and Kuikka, S. 2006, Operational management procedures: An introduction to the use of evaluation framework. *Developments in Aquaculture and Fisheries Science*, 36: 379-407.
- Kimura, D.K. and Chikuni, S. 1987, Mixtures of empirical distributions: an iterative application of the age-length key. *Biometrics* 43: 23-35.
- Lee, L.K. and Yeh, S.Y. 2007, Age and growth of South Atlantic albacore – a revision after the revelation of otolith daily ring counts. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 60(2): 443-456.
- Penney, A. 1994. Morphometric relationships, annual catch-at-size for South African-caught South Atlantic albacore (*Thunnus alalunga*). *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 42(1): 371-382.
- Santiago, J. 1993, A new length-weight relationship for the North Atlantic albacore. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 40(2): 316-319.

- Santiago, J. 2004, Dinámica de la población de atún blanco (*Thunnus alalunga*, Bonaterre 1788) del Atlántico Norte. Tesis Doctoral, Univ. País Vasco, 354 pp.
- Santiago, J. and Arrizabalaga, H. 2005, "An integrated growth study for North Atlantic albacore (*Thunnus alalunga* Bonn. 1788)." *Ices J. Mar. Sci.* 62: 740-749.
- Schripa, M.J. 2009, Construction and evaluation of a two-sex assessment model for North Atlantic albacore (SCRS/2009/148).
- Serchuk, F.M. and Grainger, R.J.R. 1992, Development of the basis and form of ICES fisheries management advice: Historical background (1976-1990) and the new form of ACFM advice (1991-??). ICES CM 1992/Assess: 20.
- Williams, A.J., Farley, J.H., Hoyle, S.D., Davies, C.R., Nicol, S.J. 2012, Spatial and Sex-specific Variation in Growth of Albacore Tuna (*Thunnus alalunga*) across the South Pacific Ocean. *PLoS ONE* 7(6): e39318. doi:10.1371/journal.pone.0039318.

INFORME DE LA REUNIÓN ICCAT DE 2013 DE EVALUACIÓN DE ATÚN BLANCO DEL ATLÁNTICO NORTE Y DEL ATLÁNTICO SUR

(Sukarrieta, España, 17-24 de junio de 2013)

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

La reunión se celebró en AZTI-Tecnalia, en Sukarrieta, España, del 17 al 24 de junio de 2013. La Dra. Pilar Pallarés, en nombre del Secretario Ejecutivo de ICCAT, expresó su agradecimiento a AZTI por acoger la reunión y facilitar las disposiciones logísticas.

Presidió la reunión el Dr. Haritz Arrizabalaga (UE-España), relator del Grupo de especies sobre atún blanco. El Dr. Arrizabalaga dio la bienvenida a los participantes (El Grupo) y procedió a revisar el orden del día que fue adoptado con algunos cambios (**Apéndice 1**).

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:

P. Pallarés	Puntos 1 y 7
G. Diaz, H. Arrizabalaga	Punto 2
G. Scott	Punto 3
P. de Bruyn, M. Schrripa, G. Merino, M. Lauretta	Punto 4.1
E. Babcock, T. Matsumoto	Punto 4.2
L. Kell, G. Merino	Punto 5
H. Arrizabalaga, G. Scott, M. Keatinge	Punto 6
H. Arrizabalaga	Punto 7

2 Resumen de los datos disponibles para la evaluación

Los datos disponibles para la reunión de evaluación de stocks de atún blanco se resumen en el informe de la Reunión ICCAT de 2013 de preparación de datos sobre atún blanco del Atlántico norte y del Atlántico sur (SCRS/2013/013). El Grupo examinó la nueva información que se presentó tras la reunión de preparación de datos que se celebró en Madrid del 22 al 26 de abril de 2013.

2.1 Biología

En el documento SCRS/2013/113 se describían las condiciones oceanográficas de la zona de distribución del atún blanco dentro del océano Atlántico nororiental, y se intentaban identificar las condiciones medioambientales que causan las fluctuaciones interanuales en las capturas de esta especie. El análisis se centró en los años en los que las capturas de la flota vasca fueron bajas (a saber, 2000, 2001 y 2009, 2010) en comparación con otros años más favorables (a saber, 2005 y 2006). En el estudio se presentaban algunos resultados preliminares de la importancia potencial del índice de la Corriente del Golfo para la supervivencia y reclutamiento del atún blanco, y se resaltaba la importancia de parámetros como la temperatura de la superficie del mar (SST), las estructuras meso-escala y la estratificación de la columna de agua en la capturabilidad del atún blanco.

El Grupo debatió la necesidad de colocar en su contexto la CPUE de atún blanco del golfo de Vizcaya, dada la información proporcionada en el documento. El Grupo debatió el hecho de que el documento mostrase una serie de correlaciones entre rasgos oceanográficos y capturas de atún blanco realizadas por la flota vasca, pero que no planteara hipótesis que explicasen muchos de los resultados. Sin embargo, el Grupo halló que la correlación negativa entre la profundidad de la capa de mezcla y la capturabilidad del atún blanco constituía una información útil que podría tenerse en cuenta al interpretar las CPUE. Se sugirió que los autores exploren la disponibilidad de series temporales de datos históricos de profundidad de la capa de mezcla para su posible uso en la estandarización de la CPUE.

En el documento SCRS/2013/103 se presentaban los resultados preliminares de un estudio reproductivo del atún blanco en el océano Atlántico suroccidental. Se analizó un total de 14 ejemplares: 10 machos y 4 hembras. Se recogieron órganos reproductivos (ovarios y testículos) y se conservaron en formol al 10%. Se realizaron cortes

histológicos de entre 8 y 10 μm de grosor con un micrótopo y se les aplicó una tinción de hematoxilina de Mayer y eosina. En todas las gónadas masculinas, se observaron zonas acidófilas oscuras que evidenciaban la acumulación de material genético (ADN), que indicaban que los machos estaban en condición de reproducirse. Sin embargo, en las hembras sólo se observaron oogonias y oocitos de las fases I (inmadura) y II (descanso), lo que indica que todas las hembras analizadas eran maduras, pero inactivas. El resultado de los análisis de las gónadas de las hembras es coherente con la hipótesis de que la reproducción tiene lugar en latitudes más bajas. El Grupo instó a los autores a ampliar el estudio mediante el incremento del tamaño de la muestra.

En el documento SCRS/2013/126 se presentaban los resultados de una revisión bibliográfica de la identificación de las poblaciones de atún blanco entre y dentro de las regiones oceánicas (océanos Atlántico, Pacífico e Índico y mar Mediterráneo). Este documento es el primer paso de una revisión global del atún blanco realizada mediante el uso de la base de datos acuática internacional (ASFA). En el documento se examinaban 367 publicaciones, sobre todo compuestas de artículos (64%), pero también incluía la revisión de documentos, actas e informes de conferencias (24%) y libros (12%). Los autores concluyeron que, debido a las divergencias en los resultados, el concepto de stock y su delimitación sigue siendo un tema controvertido. Los autores indicaron que en la mayoría de las regiones del mundo existe una necesidad urgente de que se realicen más estudios sobre atún blanco para examinar y mejorar las unidades de ordenación actuales utilizadas por las Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera.

Considerando la ordenación utilizada para el atún blanco en el Atlántico, el Grupo debatió la posibilidad de que los atunes blancos inmaduros hallados en las aguas atlánticas de Sudáfrica sean migradores procedentes del océano Índico y que, por tanto, sean parte del stock de dicho océano. El Grupo reconoció que en la actualidad no hay información cuantitativa disponible que proporcione información sobre este tema a los modelos de evaluación. Por tanto, cualquier intento de incluir este tipo de información en una evaluación debería realizarse como escenarios de “que sucedería si” para examinar la sensibilidad de las evaluaciones a este hipótesis. El Grupo también debatió la migración potencial del atún blanco desde aguas sudafricanas a aguas sudamericanas. Se indicó que los cambios estacionales en las zonas en las que opera la flota de palangre de Taipei Chino en el Atlántico sur podrían ser una respuesta a la hipotética migración del atún blanco.

2.2 Captura, esfuerzo, talla y captura por edad (CAA)

En el documento SCRS/2013/122 se presentaba una CAA de atún blanco preparada por la Secretaría para su utilización en análisis de población virtual (VPA). En el documento se describía el procedimiento utilizado para estimar la CAA a partir de la captura por talla, los cambios realizados en el algoritmo de determinación de la edad utilizado en la evaluación de stock de 2009 y las diferencias entre la CAA generada para las evaluaciones de 2009 y para la evaluación actual. En el documento se indicaba que el número total de ejemplares estimados para la CAA era el mismo en las dos evaluaciones (2009 y 2013). Sin embargo, se hallaron diferencias en el número de peces por edad. El autor indicó que estas diferencias pueden explicarse en su mayor parte, aunque no completamente, por dos factores principales: (1) un cambio en el valor de *epsilon* (que controla el número de iteraciones) utilizado en el protocolo de determinación de la edad y (2) cambios en la definición de trimestre (dado que se asume que los peces nacen el 1 de abril, el trimestre abril-junio se definió como el primer trimestre). Sin embargo, el autor también indicó que el cambio en la definición de trimestre puede tratarse con la talla media por edad (MLAA) y recomendó que se emprendiesen las siguientes acciones:

- a) Seguir utilizando la MLAA tal y como se desarrolló originalmente.
- b) Utilizar el trimestre civil e informar al modelo VPA de que el mes de nacimiento para el atún blanco del Norte es el 4.
- c) En todos los casos introducir la CAA, Captura, WAA, PCAA, madurez, etc., en el año civil (enero a diciembre).

La CAA estimada se presenta en la **Tabla 1**, la **Figura 1** y la **Figura 2**. La MLAA se muestra en la **Tabla 2**.

2.3 Estimaciones de abundancia relativa

En la reunión de preparación de datos se presentó una actualización de las series de CPUE de la pesquería española de curricán (SCRS/2013/053), que cubría el periodo 1981-2011. En el proceso de creación de archivos de entrada para el análisis de Multifan (MFCL), esta serie reciente de CPUE se fusionó con dos series anteriores de curricán: series de CPUE estandarizadas de curricán de Francia (1967-1986) y una serie de CPUE nominal entre 1931 y 1975 (Bard 1977) para crear una serie de CPUE compuesta que permitiese estimar el esfuerzo para la Pesquería 2 entre 1930 y 2011. La metodología utilizada para producir esta serie compuesta se describe en

Anon. (2010). En este caso, se utilizó GLM que controla la fuente de datos (pesquería), el trimestre y el año para fusionar las tres fuentes diferentes en una escala común para su utilización en los análisis MFCL. En el caso de modelos de evaluación que utilicen escalas temporales anuales para el ajuste, el GLM aplicado controló el año y la fuente de información. En las **Figuras 3 y 4** se muestran los patrones resultantes.

El Grupo debatió las series de CPUE correspondientes a la flota palangrera pelágica uruguaya que se presentaron a la reunión de preparación de datos (SCRS/2013/043). Tras considerar los cambios en las especies objetivo de esta flota en el tiempo, el Grupo acordó dividir esta serie en dos periodos: 1982-1991, cuando la flota se dirigía al patudo, y 1992-2012 cuando el objetivo de la flota era el pez espada.

Durante la reunión de preparación de datos, el Grupo examinó las series de CPUE disponibles y decidió no utilizar algunas de ellas como entrada en los modelos de evaluación de stock (por ejemplo, los periodos de transición para Japón y Taipei Chino, así como el cebo vivo de Sudáfrica y el palangre brasileño, véase Anón. 2013) Aún así, el Grupo constató que los índices de palangre japonés y de Taipei Chino, aunque son los principales índices de palangre para el stock del norte y el stock del sur, mostraban algunas tendencias contradictorias y correlaciones negativas (**Figuras 5 y 6**). El Grupo indicó que la inclusión de ambos índices en los modelos de evaluación podría inducir a confusión, y decidió seguir explorando la naturaleza de estos índices. En el Atlántico norte, ambas pesquerías muestran claras diferencias en sus zonas de operaciones (**Figura 7**). En latitud, ambas flotas se solapan sobre todo en la zona 20°N-40° N, pero la flota de Taipei Chino opera sobre todo al oeste de 30°W. El Grupo indicó que los indicios proporcionados por las CPUE nominales de Japón y Taipei Chino eran muy similares en la zona delimitada por 20°N-40° N y al oeste de 30°W (**Figura 8**). El Grupo manifestó su preocupación por el hecho de que la estandarización de la CPUE podría no tener plenamente en cuenta los efectos espaciales. Considerando que la flota de palangre de Taipei Chino se ha dirigido con más constancia al atún blanco, y que para una alta proporción de su esfuerzo el atún blanco era la especie predominante en la captura (**Figura 9**), y dado que su zona de operaciones no ha cambiado mucho en comparación con la flota japonesa y que su nivel de capturas de atún blanco se ha mantenido en un nivel notablemente más elevado durante las últimas décadas, el Grupo decidió incluir el índice de Taipei Chino en el ensayo del caso base, reduciendo el índice de palangre japonés.

En el Atlántico sur, el Grupo inspeccionó las zonas de pesca para ambas flotas y observó similitudes y coherencias en las zonas explotadas por Japón en el periodo inicial y por Taipei Chino en los periodos subsiguientes (**Figura 7**), cuando Japón redujo la zona efectiva de pesca de atún blanco (número de cuadrículas de 5°x5° con al menos 1 t de capturas de atún blanco) (**Figura 10**). El Grupo convino en que el índice de Taipei Chino podría reflejar mejor la abundancia de atún blanco en el Atlántico sur, dado que esta flota se dirigió al atún blanco con mayor constancia a lo largo de todo el periodo y realizó menos desplazamientos espaciales en sus operaciones (esta decisión también respalda escenarios en los que las CPUE son ponderadas por la captura). Sin embargo, el Grupo también indicó que, en algunos casos, las pesquerías de captura fortuita pueden hacer un seguimiento de la abundancia de la población y tienen que seguir investigándose estos aspectos espaciales en el proceso de estandarización de la CPUE. Por tanto, en aras de la continuidad, el Grupo decidió considerar escenarios ponderados por la captura y escenarios ponderados igualmente en el Atlántico sur.

3 Puntos de referencia límite y objetivo y marco de asesoramiento de Kobe

Constatando que la Comisión ha solicitado al SCRS que identifique puntos de referencia límite para el atún blanco del norte (Rec. 11-04), el documento SCRS/2013/120 proporcionaba ejemplos de un enfoque para mejorar el diálogo entre el SCRS y la Comisión con miras a avanzar en la aplicación de normas de control de la captura (HCR) incorporando puntos de referencia límite y objetivo. Además, el enfoque proporciona asesoramiento en el marco de la matriz de estrategia de Kobe de un modo coherente con la decisión de la Comisión de elaborar políticas para el desarrollo y aplicación de las medidas de conservación y ordenación (Rec. 11-13). Junto con lo anterior, los principios rectores de la Rec. 11-13 proporcionan una base para diseñar las HCR. El SCRS ha recomendado una HCR genérica (ICCAT 2012), sobre la cual puedan realizarse y se realicen pruebas de robustez específicas del stock mediante una evaluación de estrategias de ordenación (MSE) con el fin de perfilar las HCR con las que se puedan alcanzar los objetivos de la Comisión, considerando al mismo tiempo la incertidumbre en las evaluaciones que puede cuantificar el SCRS.

Con el fin de avanzar en el diálogo entre el SCRS y la Comisión, el Grupo acordó proporcionar información a la Comisión basándose en una gama de valores provisionales de parámetros de HCR que podrían ajustarse a la política de la Comisión basándose en los resultados de la evaluación, tal y como se explica a continuación (véase también la **Figura 11**).

1. Para los stocks que se encuentren en el cuadrante verde del diagrama de Kobe, las medidas de ordenación deberán concebirse de tal modo que tengan como resultado una **elevada probabilidad** de mantener el stock en este cuadrante.
2. Para los stocks que se encuentren en el cuadrante amarillo superior derecho del diagrama de Kobe (sobrepesca), la Comisión deberá adoptar inmediatamente medidas de ordenación, concebidas de tal modo que tengan como resultado una **probabilidad elevada** de poner fin a la sobrepesca **en el plazo más breve posible**.
3. Para los stocks que se encuentren en el cuadrante rojo del diagrama de Kobe (sobrepesca y sobrepescado), la Comisión deberá adoptar medidas de ordenación concebidas de tal modo que tengan como resultado una **probabilidad elevada** de poner fin a la sobrepesca **en el plazo más breve posible**, y la Comisión adoptará un plan para la recuperación de dichos stocks, y
4. Para los stocks que se encuentren en el cuadrante amarillo inferior izquierdo del diagrama de Kobe (sobrepescados pero sin sobrepesca), la Comisión deberá adoptar medidas de ordenación concebidas para recuperar estos stocks **en un plazo lo más breve posible**.

El Grupo constató que los diferentes métodos para cuantificar la incertidumbre en las evaluaciones del estado del stock pueden dar lugar a diferentes previsiones de probabilidad (SCRS/2013/117) y que, dado que no hay todavía un enfoque unificado entre los métodos de evaluación de stock aplicados para cuantificar la incertidumbre, se trata de un campo importante de investigación en el que hay que centrarse y que se tiene que considerar en la MSE. Sin embargo, la Comisión espera un asesoramiento de ordenación basado en incertidumbres cuantificadas en las evaluaciones que realiza el SCRS (Res. 11-14).

El Grupo decidió proporcionar las previsiones de probabilidad del modelo considerando la incertidumbre que el Grupo pudo cuantificar para la evaluación de un rango de valores provisionales para los parámetros de HCR (**Tabla 3**) en la HCR genérica recomendada por el SCRS (véase la **Figura 12**) con el fin de orientar la discusión sobre cuestiones relacionadas con la toma de decisiones de carácter normativo: “elevada probabilidad” y “lo más breve posible”.

Se recomendó un punto de referencia límite **provisional** para la biomasa de $0,4B_{RMS}$, coherente con los límites robustos recomendados para varios stocks de túnidos del Pacífico (por ejemplo, Preece et al. 2011) y otros casos, hasta que pueda realizarse una gama más completa de pruebas de MSE para otras opciones. El Grupo recomendó que el asesoramiento de ordenación se proporcione en el formato K2SM HCR (F) descrito en el documento SCRS/2013/120 con el fin de promover el diálogo sobre las opciones de carácter normativo de la Comisión en el marco de la Rec. 11-13.

4 Evaluación de stock

En el documento SCRS/2013/036, que se presentó por primera vez en la reunión de 2013 del Grupo de trabajo sobre métodos de evaluación de stock, se presentaba un resumen de los métodos para diagnosticar índices de abundancia ajustados como parte de los modelos de evaluación de stock. La implementación práctica de estas técnicas se muestra en los documentos SCRS/2013/056 y SCRS/2013/057.

El documento SCRS/2013/117 proporcionaba una evaluación de los enfoques de modelación de la incertidumbre en el marco de los modelos de dinámica de biomasa. Estos enfoques incluían bootstrapping, *jackknife*, modelación de la incertidumbre basada en la matriz de covarianza, método delta, perfiles de verosimilitud y técnicas MCMC. El documento concluía que las estimaciones de incertidumbre obtenidas a partir de los mismos datos y modelo de evaluación de stock varían en función del método utilizado para estimar la incertidumbre. Por tanto, es necesario realizar evaluaciones adicionales encaminadas hacia las “mejores prácticas”.

4.1 Stock de atún blanco del Atlántico norte

4.1.1 SEAPODYM

El documento SCRS/2013/125 presentaba los resultados del primer experimento de optimización para el stock del Atlántico norte utilizando el modelo SEAPODYM. La configuración del modelo utilizó una cuadrícula de resolución tosca de $2^{\circ} \times 2^{\circ}$ y mes con entradas medioambientales de una simulación retrospectiva realizada mediante un re-análisis atmosférico (NCEP). Con este re-análisis (a saber, basado en la observación) la simulación conjunta física y bio-geoquímica proporcionó una variabilidad estacional, interanual y decenal razonable. Sin embargo, este estudio debería completarse con otras configuraciones con una resolución más elevada que proporcionen condiciones oceánicas más realistas.

En el documento SCRS/2013/121 se debatían varias cuestiones y problemas potenciales relacionados con el análisis SEAPODYM, como la estructura del stock, la incertidumbre en la talla asintótica por sexos, la mortalidad natural como una función de la edad, cambios en la potencia pesquera de la flota palangrera que se dirige al atún blanco, preferencias térmicas de las diferentes edades, etc. El documento sugiere que algunos de los resultados podrían ser más realistas que los obtenidos por otros modelos de evaluación de stock. Sin embargo, sigue existiendo una amplia gama de incertidumbres en este análisis, y sus resultados deben explorarse más detenidamente antes de que puedan considerarse para la provisión de asesoramiento.

El Grupo acogió con satisfacción un enfoque de modelación que consideraba las dinámicas espaciales y las influencias medioambientales, ya que éstos son elementos importantes de la dinámica de la población de atún blanco que no se consideran en los modelos utilizados actualmente para fines de evaluación de stock. El Grupo también convino en que el modelo SEAPODYM podría ser útil en el proceso de generación y comprobación de hipótesis.

4.1.2 Multifan-CL

En el documento SCRS/2013/058 se presentaba una evaluación preliminar de stock realizada con Multifan-CL para el stock de atún blanco del Atlántico norte con un conjunto de análisis exploratorios de datos y de diagnósticos. El documento proponía la aplicación de un diseño factorial para escenarios con el fin de analizar la incertidumbre asociada con el comportamiento dinámico de las flotas pesqueras y los datos disponibles. El documento recomendaba la incorporación de estos diseños en las “mejores prácticas” en evaluaciones de stock y MSE futuras.

Aunque se presentaron los resultados preliminares de este modelo, una investigación adicional de los datos reveló importantes conflictos en los datos de entrada. En primer lugar, se constató que varias series clave de CPUE se habían desarrollado como captura en número por unidad de esfuerzo, mientras que la entrada de captura total en el modelo estaba expresada en peso. Dado que Multifan-CL utiliza las CPUE estandarizadas y la captura total comunicada para calcular el esfuerzo estandarizado, la diferencia en unidades entre la CPUE y la captura puede generar sesgos en las estimaciones de esfuerzo, sobre todo si el peso medio de los peces en una pesquería determinada ha experimentado importantes cambios en el tiempo. Por ello, las estimaciones de esfuerzo incluidas en el modelo preliminar eran menos fiables.

Para solventar esta cuestión, se solicitó la captura total en número para las flotas de palangre. Se recibió esta información con lo cual la CPUE y la información sobre captura fueron coherentes. Para las flotas de superficie, no se disponía de esta información, por lo que hubo que convertir la captura en peso a captura en talla utilizando el peso medio de los peces para cada pesquería por año. Esta información estaba disponible en la base de datos CAS facilitada por la Secretaría desde 1975 en adelante. Para la flota 1, estos datos fueron suficientes para convertir la captura en peso a captura en número, ya que la pesquería comenzó en 1981. Para la flota 2, que comenzó a operar en 1930, se utilizó un promedio del peso medio para esta flota entre 1975 y 1980 para convertir la captura en número para el periodo anterior a 1975.

Una vez hecho esto, se crearon nuevos archivos de entrada MFCL con las mismas unidades para los datos de captura y de CPUE. Se debatieron, propusieron y realizaron diferentes opciones para ejecutar el modelo (**Tabla 4**). Se produjo un largo debate sobre la parametrización del modelo inicial y su estructura. Los autores del documento SCRS/2013/058 propusieron una estructura de modelo inicial que difería de la estructura de modelo utilizada para la evaluación de 2009 esencialmente en que la CPUE de palangre japonés y las frecuencias de talla de palangre de Taipei Chino se habían reducido considerablemente. Esta estructura se detalla y justifica en el documento SCRS/2013/058 (véase también la sección 2 de este informe), y el ensayo del caso base reseñado en el documento solo difería debido a cambios en los archivos de entrada (archivo frq) indicados antes. Dado que esta formulación difería de modelos de evaluación y estructuras de datos anteriores, se realizaron ensayos de sensibilidad para evaluar las implicaciones de estos cambios.

Uno de los principales puntos de discusión fue la exclusión de las series de CPUE japonesas de esta evaluación de base actualizada. Los análisis exploratorios de datos indicaban que las series de CPUE de palangre japonés y de Taipei Chino presentaban una correlación negativa en ciertos periodos de solapamiento. Esto se continuó debatiendo durante la reunión de preparación de datos de atún blanco de 2013, y se llegó a la conclusión de que no sería apropiado incluir las series de CPUE de palangre japonés y de Taipei Chino en el mismo modelo, ya que quizá el modelo MFCL no pueda resolver las tendencias contradictorias a nivel interno. Dado que la pesquería de Taipei Chino opera en la zona principal del área de pesca, mientras que la flota japonesa se desplaza al norte o al sur para dirigirse a otras especies, este movimiento fuera de la zona principal podría significar que esta serie

de CPUE no proporciona ya un índice fiable de abundancia de población en la región principal y, por tanto, se redujo en el modelo de base (véase también el punto 2 del orden del día) para abordar esta cuestión. También se evaluó la sensibilidad de las implicaciones de reducir el índice japonés. No se realizaron evaluaciones similares de CPUE de otras flotas debido a restricciones de tiempo, pero podrían incorporarse en un diseño factorial en futuras evaluaciones.

Otro campo de debate importante fue la utilización de la información de frecuencias de tallas del palangre de Taipei Chino. En el caso base del modelo, esta información se redujo en gran medida, debido a que la talla media de la captura muestreada en esta pesquería era muy variable en algunos periodos y a que no estaba clara la razón de estas variaciones. Los fuertes incrementos en la talla media en los años más recientes podrían estar relacionados con la mayor cobertura de muestreo, pero también con el muestreo espacialmente sesgado (muestras procedentes de regiones más ecuatoriales y, por tanto, menos representativas de la zona total de distribución). Por tanto, el incremento reciente en la talla de los peces probablemente no es coherente con las dinámicas del stock de atún blanco. Como consecuencia, los datos de frecuencias de tallas podrían no ser representativos de la composición por tallas de la población subyacente, al menos de un modo que pueda integrar la estructura espacial actual del modelo. Sin embargo, se acordó que debería realizarse un ensayo de sensibilidad para incluir esta información sobre talla de Taipei Chino con el fin de evaluar su efecto en los resultados del modelo. De hecho, estos datos se ajustaron mediocrementemente asumiendo una selectividad logística, y se realizaron evaluaciones de sensibilidad adicionales asumiendo una selectividad con forma de bóveda. También se realizó una evaluación de sensibilidad de las implicaciones de ignorar esencialmente los datos de frecuencias de tallas de Taipei Chino.

Otros ensayos de sensibilidad incluyeron la consideración de los datos de frecuencia de tallas de Taipei Chino y de la CPUE de Japón, la reducción de todas las series de frecuencias de tallas (SF), el inicio del modelo en un año diferente para probar la influencia que los supuestos de inicio sobre la estructura de la población tendrían en los resultados del modelo, la consideración de supuestos biológicos alternativos como mortalidad natural dependiente de la edad, así como la inclusión de datos de marcado. En este último caso, se consideraron únicamente los datos de marcas colocadas entre 1998 y 1999, ya que esto coincide con un periodo en el cual, con diferencia, se colocaron la mayor parte de las marcas frente al nivel bastante bajo de marcado que tuvo lugar fuera de dicho periodo.

Resultados del modelo MFCL

Aunque los parámetros de la curva de crecimiento en el modelo Multifan-CL fueron fijos (Santiago y Arrizabalaga 2005), las tallas medias de las dos primeras clases de edad se estimaron de forma independiente para considerar las desviaciones de la función de crecimiento de von Bertalanffy (VBGF). En la **Figura 14** se presenta la curva de crecimiento final. En la **Figura 15** se muestra la trayectoria estimada de biomasa para el stock de atún blanco del norte durante el periodo de evaluación, en función del caso base. La biomasa actual estimada se situó en aproximadamente 185.980 t y la SSB/SSB_{RMS} en 0,94.

En la **Figura 16** se proporcionan estimaciones de reclutamiento para el periodo considerado en la evaluación. A diferencia del reclutamiento estimado durante la evaluación de 2009, en la que los reclutamientos de las primeras décadas fueron bajos en comparación con el resto del periodo, los reclutamientos estimados en esta evaluación parecen bastante variables, pero con rangos coherentes durante el periodo de la evaluación. Las series temporales de F por edad se presentan en la **Figura 17**. Se estimó que F se incrementó notablemente en los cincuenta, época que se corresponde con el primer periodo para el que se dispuso de datos de frecuencias de tallas y, por lo tanto, para el cual hubo más información disponible para separar la captura por clases de edad. En este periodo también se produjo un notable incremento en las capturas, justo al terminar la segunda guerra mundial.

En la **Figura 18** se muestran las desviaciones del esfuerzo en el tiempo por pesquería, así como las CPUE observadas y predichas. La coherencia global del modelo con los datos de esfuerzo observados puede examinarse en estos gráficos. Si el modelo es coherente con los datos de esfuerzo, sería de esperar una dispersión uniforme de las desviaciones de esfuerzo por encima y por debajo de cero (aunque también se esperarían algunos datos atípicos). Si hubo una tendencia obvia en las desviaciones del esfuerzo en el tiempo, esto podría indicar que se produjo una tendencia en la capturabilidad y que el modelo no pudo captarla suficientemente (Hampton 2002). Para la mayoría de las pesquerías no hubo tendencias obvias en las desviaciones del esfuerzo, aunque esto podría indicar que el modelo ha extraído la mayor parte de la información presente en los datos sobre variación de la capturabilidad. Sin embargo, no siempre ha sido el caso, y para futuros ensayos sería conveniente mejorar y adaptar el modelo. En particular, la flota 1 parece presentar sobre todo desviaciones positivas.

En la **Figura 19** se presentan las selectividades estimadas. Aunque la mayoría de las selectividades LL se acotaron para adoptar una forma logística, dentro del modelo se estimaron las selectividades del periodo de transición japonés (pesquería 6) y del periodo de captura fortuita japonés (pesquería 7). Es interesante señalar que se estimaron selectividades con forma de bóveda para estas pesquerías, posiblemente debido a que las operaciones de las flotas se desplazaron a los extremos de la zona principal de pesca, dando lugar posiblemente a un incremento de la captura de ejemplares más pequeños, aunque las estimaciones podrían ser también el resultado de confusiones con otros supuestos estructurales del modelo.

El análisis de rendimiento realizado aquí incorporó la relación stock-reclutamiento (**Figura 20**) en estimaciones de rendimiento y de biomasa en equilibrio. Se estimó una inclinación de 0,83, ligeramente diferente de la moda anterior de 0,75. En la **Figura 21** se presenta la curva de rendimiento que estima el rendimiento máximo sostenible de 31.680 t con un multiplicador de esfuerzo de 1,38. En las **Figuras 22, 23 y 24** se muestran, respectivamente, los puntos de referencia correspondientes a B/B_{RMS} , SSB/SSB_{RMS} y F/F_{RMS} . Esto indicaría que la biomasa de la población actual se sitúa por debajo de la biomasa que permite el RMS (0,80), que la biomasa del stock reproductor es también ligeramente inferior a la SSB_{RMS} (0,94), mientras que el nivel de F actual es inferior al nivel de F que permite el RMS (0,72). Por tanto, estos resultados indican que el stock está sobrepescado, pero no está experimentando sobrepesca.

Los ajustes generales del modelo a los datos SF se presentan en la **Figura 25** y los residuos en la **Figura 26**. Los ajustes a los datos de talla no son siempre especialmente buenos, y esto muestra que los supuestos estructurales relacionados con la selectividad no tienen debidamente en cuenta los cambios en SF en el tiempo o las distribuciones de SF con formas inusuales (como distribuciones bimodales en los datos disponibles).

Dado que los datos de entrada y las especificaciones del modelo cambiaron sustancialmente en la evaluación actual con respecto a la evaluación de 2009, se realizaron varios ensayos de sensibilidad para evaluar el efecto que tienen estos cambios en los resultados del modelo. Los principales cambios incluyen reducir o no los datos de la CPUE de LL de Japón, reducir o no los datos SF LL de Taipei Chino y el cambio en el esfuerzo estandarizado debido al uso de la captura total en número para algunas flotas en la evaluación actual frente al uso de la captura total en peso para dichas flotas en la pasada evaluación. El ensayo Alt 8 aborda específicamente la cuestión de la captura en peso o en número. En la **Tabla 5** se muestran los niveles de referencia relativos de SSB/SSB_{RMS} y F/F_{RMS} para el modelo de base actual, junto con los niveles de referencia relativos para todos los ensayos alternativos. Está claro que la utilización de la captura en peso (como se hizo en 2009), que se muestra en el Ensayo Alt 8, tiene como resultado una visión más pesimista del estado actual del stock.

En la **Figura 27** se presentan las trayectorias de la biomasa en el tiempo para el caso base y para todos los ensayos alternativos, mientras que los parámetros clave de salida del modelo, como inclinación y puntos de referencia, se presentan en la **Tabla 5**. El ensayo Alt 7 es muy similar a las especificaciones del modelo del modelo 4B de 2009. Puede observarse que la inclusión de los datos de la CPUE LL de Japón y los datos SF LL de Taipei Chino tiene como resultado una evaluación más pesimista del stock. Esto se refuerza en los ensayos Alt 1 y Alt 4 que incluyen individualmente los datos SF LL de Taipei Chino y la CPUE LL de Japón, respectivamente. En el ensayo 1 se permitió que la selectividad LL de Taipei Chino adoptara una forma no logística. Esto se realizó para intentar captar el hecho de que aunque se construyó la selectividad para que fuera logística, la ausencia de grandes peces en los datos SF dio lugar a ajustes mediocres a los datos SF, y si no se hubiera realizado dicho cambio el modelo no habría convergido. Este ensayo trataba de conceder libertad al modelo para calcular de forma independiente la curva de selectividad basada en los datos SF reales facilitados al modelo. Además, se eliminó la restricción que hacía que las selectividades de todos los peces de edad 10 y superiores fuera la misma. En la **Figura 28** se presentan las nuevas selectividades calculadas mediante este ensayo alternativo para las tres flotas de palangre de Taipei Chino. Esto seguía generando una evaluación pesimista del stock.

El cambio en el año de inicio en el modelo (ALT 2) tuvo poco efecto en la trayectoria de la biomasa o en los niveles de referencia relativos. La reducción de todos los datos SF (ALT 3) para evaluar la influencia de esta información en el ajuste del modelo tuvo como resultado una evaluación de stock ligeramente más pesimista, mientras que la inclusión de un vector específico de la edad de la mortalidad natural (Alt 5) mejoró ligeramente la percepción del estado del stock. En la **Figura 29** se presenta este vector de mortalidad natural. La inclusión de datos de marcado entre 1988 y 1991 (marca), tuvo como resultado estimaciones del estado del stock muy similares a las del modelo del caso base. Para observar cuál podría haber sido el estado del stock en 2009 si se hubiesen utilizado los datos corregidos junto con la especificación actual del modelo, se ejecutó una variación del caso base, excluyendo los cuatro últimos años de datos (para utilizar el mismo periodo que en la evaluación anterior). Este ensayo (Alt 6) muestra que si se hubiesen utilizado los datos corregidos y la parametrización del

modelo modificada actualmente, el estado del stock con respecto a los niveles de referencia habría sido relativamente similar, pero ligeramente más pesimista que el estimado en 2009. También puede inferirse de este ensayo que hay información en los datos sobre los cuatro últimos años (2008-2011) del modelo actual que indica que el estado del stock ha mejorado desde 2007.

En general, las gamas de inclinación estimada oscilaron entre 0,80 y 0,88, cifras todas superiores a la mediana de la distribución previa. Esto implicaría que hay alguna información en los datos sobre una relación entre la biomasa reproductora y el reclutamiento, aunque ésta podría no ser especialmente fuerte. Para todos los modelos, la estimación de RMS fue similar y osciló entre 26.000 y 35.000 t. La mayoría de los ensayos, así como el caso base, indicaban que el stock está ligeramente sobrepescado pero que ya no está experimentando sobrepesca.

Diagnósticos

El Grupo constató que AIC no es útil para comparar ajustes a los datos entre los diferentes modelos, dado que no todos se basan en los mismos conjuntos de datos. Sin embargo, el Grupo consideró que podría ser útil tener algunos diagnósticos sobre cómo se ajustan los diferentes ensayos del caso base y de sensibilidad a las diferentes series de CPUE. A este efecto, se calculó y presentó en una tabla la desviación estándar de residuos de esfuerzo para cada serie de CPUE en cada uno de los modelos (**Tabla 6**). Aunque no todos los ensayos se ajustaron a los mismos índices y, por tanto, los diagnósticos que tienen mejor en cuenta este rasgo serían los más apropiados, esta tabla proporciona una base para comparar la concordancia relativa modelo-dato en los índices comunes que se ajustaron en los diferentes ensayos. Esta tabla mostraba que el caso base es uno de los ensayos que mejor se ajusta a los índices comunes (los ensayos con mortalidad natural específica de la edad y el que incluía información sobre marcado también mostraban valores comparables). Una evaluación adicional de este tipo de diagnóstico sería útil en el futuro para asignar ponderaciones objetivas a los diferentes ensayos: por ejemplo, en un enfoque MSE en el que se consideran numerosas hipótesis. Sin embargo, cabe señalar que modelos como MFCL no solo se ajustan a las series de CPUE sino que también se ajustan a los datos de frecuencias de tallas, por lo que podrían ser útiles para desarrollar diagnósticos similares para los ajustes a datos de frecuencias de tallas.

Se elaboraron perfiles de verosimilitud para el ensayo del caso base F/F_{RMS} (**Figura 30**) y SSB/SSB_{RMS} (**Figura 31**). Los perfiles mostraban una distribución bastante amplia, especialmente para el perfil SSB/SSB_{RMS} . Esto indicaría que la incertidumbre asociada con el estado actual de SSB/SSB_{RMS} es mayor que para F/F_{RMS} . El perfil para SSB/SSB_{RMS} presenta una asimetría hacia la derecha. Sin embargo, el perfil indicaría que el modelo converge en una solución global.

El Grupo no dispuso de pares de estimaciones de F/F_{RMS} y B/B_{RMS} que representen la incertidumbre asociada con el estado actual del stock, pero dispuso de desviaciones estándar para los parámetros así como de su correlación. Por tanto, el Grupo caracterizó la incertidumbre de un modo similar al de las evaluaciones de 2007 y 2009, a saber, generando 1.000 números aleatorios a partir de una distribución normal de dos variables con medias de las estimaciones de SSB/SSB_{RMS} y F/F_{RMS} del último año y una matriz de covarianza.

	SSB/SSB_{RMS}	F/F_{RMS}
SSB/SSB_{RMS}	0,010404	-0,001916743
F/F_{RMS}	-0,001916743	0,00743044

El diagrama de Kobe generado se presenta en la **Figura 32**, y el gráfico de tarta asociado en la **Figura 33**, lo que sugiere que hay una probabilidad de 0,2% de que el stock esté sobrepescado y experimentado sobrepesca, una probabilidad del 72,4% de que el stock esté sobrepescado pero no experimentando sobrepesca y una probabilidad del 27,4% de que el stock no esté sobrepescado ni experimentando sobrepesca. Sin embargo, el Grupo constató que se trataba sólo de una aproximación para caracterizar la incertidumbre sobre el estado actual del stock, y decidió realizar proyecciones utilizando un programa que no fuera MFCL, tal y como se decidió en las evaluaciones de 2007 y 2009.

4.1.3 ASPIC

Se utilizó ASPIC 5.34 para realizar una evaluación del stock de atún blanco del Atlántico norte.

Diagnóstico del estado del stock

En la **Tabla 7** se presentan los resultados de siete ensayos de escenario para el atún blanco del Atlántico norte. Los escenarios se crearon con combinaciones alternativas de series de CPUE y de captura para informar al modelo de evaluación ASPIC 5.34. Todos los escenarios imponen un nivel de biomasa de 95% K al inicio de la serie temporal. En la **Tabla 8** y en las **Figuras 34 y 35** se muestra que todos los escenarios estiman que el stock se está recuperando y que sólo un escenario estimó que la biomasa actual es inferior al 60% B_{RMS} (Escenario 4) y que dos estimaron que era superior a B_{RMS} (escenario 2 y 6). En cuanto a la tendencia de la mortalidad por pesca, todos los escenarios mostraban que la mortalidad por pesca actual (2011) se sitúa como promedio por debajo del nivel de F_{RMS} , oscilando entre 45% y 89% F_{RMS} .

Los gráficos de Kobe (**Figura 35**) muestran que todos los escenarios siguen el mismo patrón de desarrollo-sobreexplotación y recuperación, con diferencias únicamente en el tiempo que transcurre en el cuadrante rojo (sobrepescado y experimentando sobrepesca) (véase el escenario 4) y en el estado final del stock. Sólo un escenario (escenario 2) mostraba que el stock de atún blanco del norte está predominantemente en el cuadrante verde del diagrama de Kobe.

Sin embargo, la **Figura 36** muestra la probabilidad de que el stock esté actualmente en diferentes cuadrantes del diagrama de Kobe utilizando estimaciones realizadas mediante bootstrap en los siete escenarios. Según este gráfico, la probabilidad de que el stock esté actualmente en cuadrante verde del diagrama de Kobe es del 25%, la probabilidad de que esté en el cuadrante rojo es del 13% y la probabilidad de que esté en el cuadrante amarillo es del 62%.

En la **Figura 37** se muestran los gráficos de densidad del estado actual estimado del atún blanco del Atlántico norte para los siete escenarios utilizados.

Estos resultados coinciden con los obtenidos con otros modelos durante la sesión de evaluación, y mostraban que la elección de las series de CPUE utilizadas para informar al modelo influyen en los resultados de la evaluación. Sin embargo, todos los escenarios estimaron que el stock se está recuperando y que la mortalidad por pesca actual (2011) se sitúa cerca o por debajo de F_{RMS} .

Proyecciones

Se realizaron proyecciones adicionales para complementar la contribución de este modelo a la evaluación de atún blanco del Atlántico norte. En las **Figuras 38 y 39** se muestran proyecciones deterministas con captura constante y mortalidades por pesca constante para todos los escenarios. En la **Figura 39** se presenta un resumen de las implicaciones de cuotas alternativas para los próximos años en el estado de explotación del atún blanco del norte con diferentes escenarios ASPIC. Para arrojar luz a las proyecciones inestables de los escenarios 4 y 5, dos figuras adicionales muestran cómo algunos valores proyectados de captura constante podrían dar lugar al colapso del stock (**Figuras 40 y 41**).

4.1.4 Stock Shynthesis

Fase exploratoria

Antes de la reunión de evaluación se completaron las configuraciones del modelo con el modelo Stock Shynthesis (V3.24L) y éstas se presentaron al Grupo. El modelo Stock Shynthesis (SS) se configuró con doce flotas, temporadas de cuatro trimestres y dos sexos. Para la fase de exploración de datos, los datos de entrada del modelo MFCL se utilizaron también para el modelo SS. Se asumió que la selectividad para todas las pesquerías se basaba en la talla y en una función doble-normal o se asumió que era asintótica. El nivel de reclutamiento sin pesca (R_0) y la inclinación (h) se estimaron libremente. Se presentaron ocho configuraciones (**Tabla 9**), cada una con diferentes grados de complejidad y varias utilidades de conjuntos de datos. Se realizó un esfuerzo para elaborar algunas de las configuraciones con una complejidad decreciente, de tal modo que pudiesen evaluarse los efectos de los diferentes niveles de complejidad en los resultados del modelo. El objetivo primordial del esfuerzo de modelación SS era contribuir a verificar los resultados del modelo MFCL y de otros modelos. Los resultados de los modelos exploratorios SS no se utilizaron formalmente para fines de asesoramiento en materia de ordenación. De tal modo que, aunque se presentaron al Grupo algunos diagnósticos del modelo SS, estos diagnósticos se documentaron aquí de forma limitada.

El error cuadrático medio (RMSE) de cada una de las CPUE para los diez SS exploratorios se utilizó para demostrar el grado de ajuste a cada una de las series individuales (**Tabla 10** y **Figura 42**). De media, los modelos SS tienen el RMSE menor (es decir, el mejor ajuste) con la CPUE tardía de Taipei Chino y el mayor RMSE (es decir, el peor ajuste) a la serie temporal de CPUE del cebo portugués. En un esfuerzo por tener en cuenta las variaciones específicas de la flota en el RMSE, varios ensayos usaban la reponderación de la varianza para aumentar/reducir la ponderación que cada una de las series temporales de CPUE tiene en el ajuste global del modelo. La reponderación de la varianza tendía a reducir las discrepancias en algunas de las series temporales de CPUE.

El rango de configuraciones del modelo SS invertía la matriz hessiana (una característica positiva). En general, la eliminación de la información de tallas (ensayo 5) aunque alteraba la trayectoria de B/B_{RMS} , no producía una marcada diferencia en ese elemento de referencia en el año final (**Figura 43**). La eliminación de las tallas tendía a aumentar la respuesta del modelo a las variaciones anuales en los datos de CPUE. La combinación de la eliminación de las tallas y la reconfiguración a un plazo anual (ensayo 7) tuvo un efecto muy perceptible en la estimación del estado del stock (**Figura 44**). La percepción que proporciona este conjunto de ensayos del modelo es que, en general, la información de talla en su conjunto podría no entrar en conflicto con la información sobre CPUE en su conjunto. Teniendo en cuenta las limitaciones temporales de la reunión, no fue posible concluir cuán complejo debe ser el modelo de evaluación, sin embargo, un examen más en profundidad de los diversos diagnósticos del modelo de los ensayos mencionados más arriba podría ayudar a tomar esta decisión.

Casi todos de los ocho modelos SS llegaron a la misma conclusión de que el stock está sobrepescado, pero que actualmente no sufre sobrepesca. Además, todos los modelos estaban de acuerdo en que la biomasa del stock ha empezado a aumentar desde aproximadamente el año 2000. La excepción a este resultado era la configuración del modelo de producción estructurado por edad (ASPM). Los resultados del ASPM fueron tan diferentes a los de otros ensayos que se consideraron sospechosos y se pensó que necesitaban más trabajo. La discusión del Grupo sugirió que quizás el modelo encontró una solución mínima y podría no haber convergido adecuadamente. Esta sugerencia se basaba en la experiencia con el modelo ASPIC y los mismos datos. Una conclusión podría ser que a este modelo le faltaba la complejidad necesaria para representar de forma adecuada la dinámica de la pesquería. Teniendo en cuenta todas estas características, no se consideró más esta configuración.

Configuraciones de la fase postexploratoria

El Grupo acordó explorar un total de once configuraciones del modelo SS (**Tabla 11**). Muchas de estas configuraciones estaban pensadas para parecerse lo más posible a las de los ensayos alternativos de MFCL.

La mayoría de las configuraciones de SS postexploratorias tuvieron como resultado estimaciones de B/B_{RMS} en un rango de 0,5 a 1,0 (**Figura 45**) y estimaciones de F/F_{RMS} de entre 0,4 y 0,8 (**Figura 46**). Aunque había excepciones a esto, estas fueron consideradas análisis de sensibilidad y no el caso base del modelo. Cada configuración del modelo sugería que la biomasa del stock continuaba aumentando y que la mortalidad por pesca continuaba descendiendo.

El ensayo 12 del SS fue elegido como modelo preferible para discutir los diagnósticos y ajustes globales del modelo. Era un modelo de dos sexos con una tendencia ascendente lineal de la mortalidad natural de las hembras (**Figura 47**). La **Figura 48** presenta las estimaciones de las selectividades basadas en la talla y el ajuste resultante a la información de tallas en los años para cada uno de los artes. En general, la información incluida en las composiciones de talla era incoherente con respecto a cualquier tipo de tendencias definitivas en la señal de reclutamiento. El grupo discutió cómo podría ser este el resultado de que las diversas flotas no pesquen de forma constante en el espacio y el tiempo durante toda la duración del periodo de evaluación. La aparición de franjas en algunos de los patrones residuales sugería patrones bimodales en las frecuencias y por consiguiente, sería útil para el futuro contar con algún uso de selectividad basada en la edad. A partir de los patrones residuales estaba claro también (**Figura 49**) que la selectividad que varía en el tiempo podría ser una consideración útil.

La incapacidad del modelo para proporcionar buenos ajustes a la serie temporal de CPUE era evidente al examinar los residuos del ajuste (**Figura 50**). Se llevaron a cabo varios ensayos de sensibilidad para determinar la influencia individual de las series de CPUE de Japón y Taipei Chino. La fase exploratoria de los ensayos demostró que la serie de CPUE de Taipei Chino proporcionaba un RMSE inferior que el de la CPUE japonesa. Esto estaba respaldado además por el hecho de que la flota japonesa pescaba más al límite de las áreas de distribución del stock que en las zonas centrales. Esto proporcionaba alguna justificación para excluir la serie temporal de CPUE japonesa de los ensayos utilizados para formular el asesoramiento de ordenación.

La mayoría de las configuraciones del modelo eran coherentes con sus estimaciones de reclutamiento virgen e inclinación. Incluso sin el uso de una distribución previa informativa, las estimaciones de inclinación permanecen en el rango de 0,75 a 0,85 para la mayoría de las configuraciones. En el patrón de desviaciones del reclutamiento no había ninguna tendencia clara, sin embargo había una desviación positiva sin explicar el último año de la estimación (**Figura 51**). Si estos ajustes del modelo se utilizaran para el asesoramiento en materia de ordenación, este habría sido investigado con mayor detalle ya que este punto habría tenido una gran influencia en las proyecciones.

Los elementos de referencia de la ordenación estimados a partir del caso base MFCL y los modelos SS configurados de forma más parecida al caso base MFCL (ensayo 17) se muestran en las **Figuras 52 y 53**. Un examen más atento de las estimaciones del reclutamiento (**Figura 54**) y de la biomasa reproductora del stock (**Figura 55**) reveló diferencias en la SSB pero no en el reclutamiento. Tampoco había diferencia en la biomasa total (**Figura 56**). Esto sugiere que MFCL y SS, aunque bien calibrados, es probable que estén utilizando funciones diferentes para estimar la fecundidad absoluta. Aunque esto vale la pena señalarlo, no tiene ningún impacto en los elementos de referencia de la ordenación o en las estimaciones del estado del stock.

Las estimaciones de los casos base del MFCL y el SS de B/B_{RMS} y F/F_{RMS} de la evaluación de 2009 y de esta evaluación se muestran en la **Figura 57**. Las estimaciones de los elementos de referencia de la ordenación eran relativamente coherentes no solo entre las plataformas de modelación sino también en el tiempo.

4.1.5 Métodos de Análisis de población virtual (VPA)

Se llevó a cabo un análisis de población virtual (VPA) del atún blanco del Atlántico norte utilizando el software VPA-2Box (Porch et al. 2001), versión 4.01 para el periodo 1975 a 2011. En el SCRS/2013/013 se describen los índices de abundancia relativa y las entradas de parámetros del ciclo vital, y en el SCRS/2013/122 se describen los datos de captura por edad y captura por edad parcial. Los supuestos del modelo incluían un stock único sin mezcla o migración, ocho clases de edad (edad 1 a 8+ con el grupo plus representando las edades 8 a 15), sin separación de sexos, el periodo de desove empezando el 1 de mayo, limitaciones a la vulnerabilidad aplicada a los 3 años terminales, sin limitaciones aplicadas en el reclutamiento o la relación stock-reclutamiento y sin datos de marcado incluidos. En el modelo se incluyeron ocho índices de abundancia:

- Palangre japonés (Edades 3 a 8+), 1975-2011
- Palangre de Taipei Chino (Edades 2 a 8+), 1975-1987
- Palangre de Taipei Chino (Edades 2 a 8+), 1999-2011
- Palangre de Estados Unidos (Edades 3 a 8+), 1987-2011
- Curricán francés (Edades 2 y 3), 1975-1979
- Curricán francés (Edades 2 y 3), 1980-1987
- Curricán español (Edades 2 y 3), 1981-2011
- Cebo vivo español (Edades 1 a 4), 1981-2011

Los índices se ponderaron igualmente y se asumió una estructura de error multiplicativo. Las fuentes de datos usadas en esta evaluación eran diferentes de las utilizadas en la evaluación de 2009 en lo siguiente: (1) incluyen los datos del cebo vivo español con referencia a las edades 1 a 4, (2) separan el índice de palangre de Taipei Chino en dos periodos (1975 a 1987 y 1999 a 2011) para tener en cuenta los cambios en la especie objetivo y en la configuración del arte, (3) combinan los datos del curricán español con referencia a las edades 2 y 3 en oposición a índices separados para estas dos clases de edad y (4) permiten que se pueda estimar la selectividad de los índices de curricán español en lugar de fijarla para una única clase de edad.

La parametrización del modelo difería de la evaluación de 2009 en que se aplicaba una limitación a las estimaciones de la vulnerabilidad de las edades 1 a 8 para el periodo 2009 a 2011 con el fin de penalizar las desviaciones grandes en las estimaciones de mortalidad por pesca por edad ya que las estimaciones del VPA para el periodo terminal tenían por lo general poca información. Esta limitación no se aplicó en la evaluación anterior y se llevó a cabo un análisis de sensibilidad para determinar el efecto de esta parametrización. Basándose en una recomendación del Grupo de especies, se asumió que la temporada de desove empezaba el 1 de mayo, mientras que en la evaluación anterior se asumió que la temporada de desove empezaba el 1 de julio. Se recomienda evaluar este supuesto en el futuro, ya que la parametrización del modelo VPA depende de este supuesto. El caso base del modelo se parametrizó bajo estos supuestos y se aplicó un análisis de bootstrap (500 iteraciones) para determinar la incertidumbre que rodea a las estimaciones del caso base del modelo de la biomasa reproductora del stock (SSB) y la mortalidad por pesca por edad (FAA).

Diagnósticos

Se examinaron los ajustes del modelo a los índices de abundancia y a los patrones residuales para determinar la conveniencia del ajuste del VPA a los datos de los diversos índices. Se llevaron a cabo varios ensayos alternativos del modelo para determinar la sensibilidad del caso base del modelo a diversos supuestos, y para estimar el efecto que tendría en los resultados del VPA cambiar estos supuestos. Los análisis de sensibilidad incluían:

- Análisis jackknife de índices de abundancia relativa en los que cada índice era iterativamente eliminado para determinar la influencia de índices individuales en las estimaciones del modelo.
- Un análisis de la mortalidad natural que varía con la edad (Edad-1 $M = 0,63$, Edad-2 $M = 0,46$, Edad-3 $M = 0,38$, Edad-4 $M = 0,34$, Edad-5 $M = 0,31$, Edad-6 $M = 0,29$, Edad-7 $M = 0,31$, Edad-8+ $M = 0,50$) se comparó con la mortalidad natural constante en las edades iguales a 0,3 asumidas en el caso base del modelo.
- Un análisis retrospectivo en el que los datos de los 1 a 5 años anteriores fueron iterativamente eliminados para examinar la influencia de los años más recientes en las estimaciones del modelo y para comparar el estado del stock estimado por el caso base del modelo en 2011 con un estado del stock estimado retrospectivo desde 2001 proyectado hasta 2011.
- Añadir datos de captura por edad, captura parcial por edad e índices de abundancia relativa del periodo 1959 a 1974 para determinar si la inclusión de esta serie temporal histórica tiene como resultado una diferencia en el estado del stock y los elementos de referencia estimados (rendimiento máximo sostenible, biomasa del stock reproductor (SSB_{RMS}) y mortalidad por pesca en el rendimiento máximo sostenible (F_{RMS}).

Resultados

Las estimaciones de abundancia por edad (NAA) del caso base del modelo VPA indicaban un brusco descenso entre 1978 y 1984 (**Figuras 58 y 59**) resultantes de un descenso en la captura de las clases de edad más mayores (**Figura 58**) y un descenso en la captura por unidad de esfuerzo de las flotas palangreras de Japón y Taipei Chino (**Figura 60**). Las estimaciones de mortalidad por pesca por edad (FAA) oscilaban entre 0,1 y 0,8 con la mayor FAA estimada para las edades 2, 3 y 4. La mortalidad por pesca en las clases de edad más mayores alcanzó un máximo en 1986, 1995 y 2000 y descendía de forma constante en los últimos 10 años (**Figura 61**). El caso base del modelo demostraba un ajuste relativamente bueno a los índices de palangre de Japón y Taipei Chino (primera parte de la serie) y un ajuste relativamente pobre a los datos de palangre de Estados Unidos y Taipei Chino (última parte de la serie) (**Figuras 60 y 61**). El ajuste del modelo a los índices de la pesquería de superficie (curricán y cebo vivo) era menos coherente que los índices de palangre de la primera parte del periodo, aunque las tendencias estimadas entre los índices y las estimaciones del modelo eran similares. Los análisis de bootstrap demostraron estabilidad en las tendencias estimadas a largo plazo, pero presentaban incertidumbre en las estimaciones de NAA y FAA de las clases de edad jóvenes (edades 1 a 3) durante el periodo terminal, así como incertidumbre en la NAA y FAA de las clases de edad más mayores (edades 6 a 8+) durante la primera parte del periodo (**Figuras 62 y 63**). En general, las estimaciones de NAA y FAA eran menos variables para las edades más jóvenes (con la excepción del periodo terminal de 5 años) y más variables para el grupo plus (edades 8+) en las iteraciones de bootstrap (**Figuras 62 y 63**).

Los resultados del modelo VPA eran sensibles a los supuestos de mortalidad natural (**Figura 64**), a los índices del palangre japonés (**Figura 65**) y a los parámetros iniciales de la ratio de F , y menos sensibles a los parámetros de la F terminal, a la escalación de la varianza y a los supuestos de limitación de la vulnerabilidad. Alterar el supuesto de mortalidad natural desde una mortalidad constante por edad (caso base del modelo) a una mortalidad que varía con la edad tenía como resultado un aumento en la magnitud estimada del reclutamiento, la abundancia de reproductores y la biomasa del stock reproductor, pero no alteraba la tendencia de la población a largo plazo (**Figura 64**). Los análisis Jackknife demostraron que la tendencia estimada a largo plazo era más sensible a la eliminación del índice de palangre japonés, enfatizando la influencia de este índice en las estimaciones del stock (**Figura 65**). La eliminación del índice de palangre japonés tenía como resultado una inversión de la tendencia estimada a largo plazo, desde el descenso del stock hasta un aumento en la abundancia del stock y la biomasa desde 1975 hasta 2011. El índice de palangre de Estados Unidos tenía mucha influencia en la tendencia estimada del stock en el periodo reciente (2000 a 2011, **Figura 65**). Los índices de las flotas de superficie y de Taipei Chino tenían considerablemente menos influencia en las estimaciones de abundancia del stock. El análisis retrospectivo (eliminación de datos de abundancia relativa y de captura de años recientes) indicaba que las estimaciones del modelo del reclutamiento y la SSB no eran sensibles a los datos del periodo reciente (**Figura 66**).

La estimación del estado actual del stock a partir del caso base del modelo es que está sobrepescado y no está sufriendo sobrepesca actualmente (**Tabla 12, Figuras 67 y 68**), con una probabilidad estimada de que $SSB < SSB_{RMS}$ y $F < F_{RMS}$ del 70% (probabilidad estimada del 14% de estar sobrepescado y sufriendo sobrepesca $SSB < SSB_{RMS}$ y $F > F_{RMS}$, probabilidad estimada del 15% de no estar sobrepescado ni sufriendo sobrepesca $SSB > SSB_{RMS}$ y $F < F_{RMS}$, y probabilidad estimada del 1% de no estar sobrepescado y estar sufriendo sobrepesca $SSB > SSB_{RMS}$ y $F > F_{RMS}$). La biomasa del stock reproductor estimada de 2011 era de 41.600 t (intervalo de confianza del 80% de 35.400 a 51.100 t) con una mortalidad por pesca apical estimada en 2011 de 0,26% (intervalo de confianza del 80% de 0,23 a 0,30). El RMS estimado fue de 36.500 t (intervalo de confianza del 80% de 35.600 a 37.300 t). La biomasa del stock reproductor que podría soportar el rendimiento máximo sostenible (SSB_{RMS}) se estimó en 50.800 t (intervalo de confianza del 80% de 41.800 a 60.300) con una F_{RMS} estimada de 0,35 (intervalo de confianza del 80% de 0,32 a 0,41). La representación de la trayectoria del stock a largo plazo (**Figura 67**) a partir del caso base del modelo indicaba que SSB era superior a SSB_{RMS} y que F era inferior a F_{RMS} en 1975, que F aumentaba por encima de F_{RMS} durante 1976 a 2007 y que SSB descendía por debajo de RMS en 1985.

Las comparaciones del estado del stock entre el caso base del modelo y los ensayos de sensibilidad influyentes destacaron la incertidumbre en la SSB_{2011} estimada en comparación con SSB_{RMS} (**Tabla 12, Figuras 67 y 68**), mientras que las estimaciones de la mediana de la mortalidad por pesca eran más robustas en los ensayos del modelo (**Tabla 12 y Figuras 67 y 68**). Por ejemplo, el caso base del modelo indicaba que SSB_{2011} estaba próxima a SSB_{RMS} , en comparación con la mortalidad variable con la edad y los ensayos de jackknife del índice de palangre estadounidense que estimaban que la SSB era superior a SSB_{RMS} en 2011, y también al compararla con el ensayo del periodo histórico que estimaba que la SSB_{2011} estaba por debajo de SSB_{RMS} . Por el contrario, la mediana de las estimaciones de F_{2011} estaba por debajo de F_{RMS} en todos los ensayos del modelo. Aunque la eliminación del índice de palangre japonés tuvo como resultado una tendencia del stock diferente a la de otros ensayos del modelo, los ajustes de la curva stock reclutamiento al reclutamiento estimado por el modelo y a la SSB eran pobres, lo que dio como resultado estimaciones biológicamente no plausibles de SSB_{2011}/SSB_{RMS} y F_{2011}/F_{RMS} . Cabría señalar que las estimaciones del estado del stock a partir del análisis jackknife al eliminar el índice japonés eran más optimistas. Por lo tanto, el ensayo de sensibilidad de los datos del periodo histórico representa el caso más pesimista de la SSB actual en comparación con SSB_{RMS} . Este análisis se realizó después de las jornadas sobre datos, y los datos de entrada históricos y la parametrización del modelo se evaluaron menos exhaustivamente, por lo tanto, este ensayo debería considerarse exploratorio y es necesaria una evaluación más rigurosa (por ejemplo, de la precisión de los datos de captura histórica y de los parámetros de la ratio de F inicial). Debido a la incertidumbre en los datos de entrada y a la parametrización del modelo, el modelo histórico no fue proyectado hacia adelante.

Basándose en el caso base del modelo VPS y en las sensibilidades, se predijo que capturas de 32.000 t o inferiores tendrían como resultado una menor mortalidad por pesca y conducirían a la recuperación del stock. Estas predicciones eran robustas en todos los ensayos del modelo (**Figura 69**). En resumen, aunque existía una incertidumbre considerable en la SSB estimada del atún blanco del Atlántico norte según el VPA, existía una coherencia global en las estrategias de captura sostenible predichas.

4.1.6 Resumen del estado del stock

Se examinaron los resultados para las diversas plataformas de modelación (MFCL, SS, VPA y ASPIC) para buscar puntos comunes y diferencias. Aunque el rango de elementos de referencia de la ordenación estimado es relativamente amplio, casi todos los modelos coincidían en que el stock estaba sobrepescado pero no sufriendo sobrepesca actualmente (**Figura 70**). Sin embargo, los ensayos de SS eran más coherentes entre sí que con el caso base del modelo MFCL. La mayoría de los modelos de las diversas plataformas mostraban una caída en la biomasa del stock desde 1930 a aproximadamente 1990, y una tendencia ascendente en la biomasa aproximadamente desde 2000. Asimismo, la mayoría de los modelos de todas las configuraciones mostraban un pico en la mortalidad por pesca aproximadamente en 1990 con una tendencia descendente a partir de entonces (**Figura 71**). Además, la mayoría de los modelos de las diversas plataformas demostró estimaciones más precisas de F/F_{RMS} que de B/B_{RMS} . Esto quedó demostrado también por una proyección retrospectiva llevada a cabo el VPA en los últimos 10 años que sugería que las tendencias de F/F_{RMS} eran más predecibles que las de SSB/B_{RMS} (**Figura 72**).

4.2 Stock de atún blanco del Atlántico sur

4.2.1 ASPIC

Métodos

El documento SCRS/2013/118 presentaba un modelo de producción excedente en no equilibrio para el stock de atún blanco en el Atlántico sur utilizando ASPIC ver. 5.34. La categorización de la flota (**Tabla 13**) era similar a la utilizada en la evaluación de 2009. La captura para cada flota (**Tabla 14**) se calculó basándose en los datos de Tarea I preparados en la reunión de preparación de datos de atún blanco del Atlántico de 2013. La **Tabla 15** muestra los índices de CPUE usados para los modelos. Varios de los índices de CPUE utilizados en la última evaluación no se utilizaron ahora basándose en las decisiones tomadas durante la Reunión de preparación de datos de atún blanco de 2013. Por lo tanto, varias flotas no tienen índice de CPUE. Se examinaron cuatro modelos (**Tabla 16**). El intervalo de confianza de la trayectoria de F/F_{RMS} para el ensayo 07 presentado en el documento SCRS/2013/118 parecía inusual y por tanto se modificó la configuración del modelo durante la reunión, lo que tuvo como resultado intervalos de confianza más razonables. El Grupo acordó que el modelo de ASPIC debería actualizarse con la última información sobre captura y CPUE.

Estado y diagnósticos

En general, todos los modelos predijeron que en alguna etapa del pasado reciente, el stock de atún blanco del Sur había sido objeto de sobrepesca y había estado sobrepescado. En estos casos, excepto para un ensayo (Ensayo 07), la presión pesquera parece haber descendido en años recientes, lo que se ha traducido en un subsiguiente aumento de la biomasa del stock.

Los resultados basados en los cuatro casos base sugerían que el nivel de explotación en años recientes variaba entre los casos (B_{2012}/B_{RMS} oscilaba entre 0,813 a 0,950 y F_{2011}/F_{RMS} entre 1,047 y 1,301, **Figura 82** y **Tabla 17**). Con el fin de generar intervalos de confianza, se llevaron a cabo 500 ensayos de bootstrap para cada modelo. Los resultados del bootstrap para los cuatro casos se muestran en la **Figura 83** (diagrama de Kobe I) y la **Figura 84** (diagrama de tarta). Para el ensayo 07, la mayoría de los resultados en el cuadrante rojo del diagrama de Kobe (sobrepescado y sobrepesca) mientras que para los demás ensayos, los resultados eran más optimistas y algunos terminaban en el cuadrante verde. El RMS se estima entre 22.620 t y 28.060 t (**Tabla 17**), cifra cercana a la captura total de 2011 (24.122t).

Se llevaron a cabo varios análisis de sensibilidad y retrospectivos para un escenario (ensayo 08) del modelo ASPIC (**Tabla 18**, **Figura 73**). Se incluyen los escenarios con el índice de palangre uruguayo separado en dos periodos (1981-1991 y 1992-2011) porque esta pesquería se dirigía al patudo en el primer periodo y al pez espada en el segundo periodo. Respecto a los análisis de sensibilidad, la ratio de B del periodo inicial cambiaba para cada K, y utilizar solo el índice uruguayo y el japonés (periodo de captura fortuita) producía resultados más pesimistas y optimistas respectivamente. En cuanto a los análisis retrospectivos, se observó una gran diferencia cuando se eliminaron los datos para los 6 últimos años o más.

4.2.2 Modelo de producción excedente bayesiano (BSP)

El documento SCRS/2013/123 presentaba una actualización del modelo de producción excedente bayesiano (BSP) que fue aplicado al stock de atún blanco del Atlántico sur en la evaluación de 2011 utilizando dos años adicionales de datos de captura y la serie de CPUE recomendada en la reunión de preparación de datos de atún blanco de 2013. Se utilizaron las mismas distribuciones previas informativas que en 2011, así como una distribución previa alternativa para r que era menos informativa. Los modelos alternativos se utilizaron para predecir la probabilidad de que el stock alcance una biomasa por encima de B_{RMS} en un rango de escenarios de ordenación. Se realizaron también diagramas de Kobe. Las estimaciones del estado actual del stock dependían en gran medida del método utilizado para ponderar los puntos de datos de CPUE y ponderando la captura eran más optimistas. La elección de la distribución previa para r no influyó enormemente en la estimación del estado del stock, aunque la distribución previa menos informativa producía intervalos de confianza más amplios.

Métodos

Se aplicó el modelo bayesiano de producción excedente (BSP) al atún blanco del Atlántico sur para los mismos cuatro casos base del modelo que se utilizaron para ASPIC. Los modelos utilizados fueron: (1) ponderación igual de los índices, modelo Schaefer; (2) ponderación por captura, modelo Schaefer, (3) ponderación igual, modelo Fox con $B_{RMS}/K=0,37$ y (4) ponderación por captura, modelo Fox con $B_{RMS}/K=0,37$. Para los cuatro casos base

del modelo se utilizaron las mismas distribuciones previas bayesianas que se utilizaron en la evaluación de 2011. La distribución previa para la biomasa de 1956 relativa a K era lognormal con una media de 0,9 y una desviación estándar logarítmica de 0,1, lo que implica que la población estaba prácticamente sin explotar en el primer año de la pesquería. La distribución previa para K era uniforme en la escala logarítmica. Se desarrolló una distribución previa informativa para la tasa intrínseca de crecimiento de la población r como se muestra en Babcock (2012) y en la evaluación de 2011 y fue aproximada mediante una distribución t con una media de 0,2, una varianza de 0,025 y una df de 10.

El modelo se ajustó a los datos de captura desde 1956 a 2011. Se asumió que las capturas en 2012 y 2013 eran iguales a la media de los años 2007-2011. Los índices de CPUE utilizados fueron el primer periodo del palangre japonés, el periodo tardío del palangre japonés, el palangre de Taipei Chino, el primer periodo del palangre uruguayo y el periodo tardío del palangre uruguayo.

Además de los cuatro ensayos del caso base, se llevaron a cabo análisis de sensibilidad para evaluar las implicaciones de utilizar diferentes series de CPUE y diferentes distribuciones previas informativas sobre los parámetros del modelo (**Tabla 19**). También se llevaron a cabo análisis retrospectivos.

Se utilizó el software del BSP, versión 1, disponible en el catálogo de ICCAT, para estimar las distribuciones posteriores marginales utilizando el algoritmo de sampling-importance resampling (SIR). Se utilizaron o bien las distribuciones previas o bien una distribución t de múltiples variables para integrar la distribución posterior, lo que produjera un diagnóstico de convergencia adecuado. Se utilizó un muestreo aleatorio de 5000 muestras de la distribución posterior conjunta para estimar la mediana de la trayectoria e intervalos de confianza del 80%, teniendo en cuenta un rango de estrategias de captura constante y estrategias de tasa de mortalidad por pesca constante. Se utilizó una submuestra de 500 muestreos para la construcción de los resultados de la matriz de Kobe.

Estado y diagnósticos

Los cuatro casos base del modelo BSP estimaron un descenso histórico en la abundancia de atún blanco del Atlántico sur, seguido de una tendencia ascendente en los últimos 10 años (**Figura 74**). Sin embargo, el estado actual relativo a B_{RMS} y F_{RMS} dependía de la formulación del modelo (**Figura 82, Tabla 20**). Los modelos con ponderación por captura eran más optimistas que los modelos con ponderación igual. Las formulaciones del modelo Schaefer y Fox estimaban tendencias similares y una merma similar desde 1956, sin embargo, dado que B_{RMS}/K es inferior en el modelo Fox, el modelo Fox estimaba valores más elevados de B_{actual}/B_{RMS} . Los intervalos de confianza de las estimaciones si B/B_{RMS} y F/F_{RMS} eran bastante amplios, especialmente en el caso con ponderaciones por captura (**Figura 75**).

Se aplicaron análisis retrospectivos a los casos del modelo Schaefer, con ponderación por captura y ponderación igual (**Figura 76**). En ambos casos, las proyecciones generadas a partir de los modelos con datos hasta 2005 eran bastante similares a la evaluación actual, lo que implica que el modelo está representando adecuadamente la dinámica del atún blanco del Atlántico sur.

Los diagramas de los residuos de CPUE respecto al año muestran que existían tendencias en los residuos, especialmente en la primera parte de la serie de palangre japonés y en la última parte de la serie uruguayo (**Figura 77**). De acuerdo con los diagramas qq-normal, los residuos tenían una distribución normal. Cuando se eliminaron las series de CPUE del modelo, el modelo más optimista era el que incluía solo la pesquería de palangre japonés y el más pesimista incluía tanto la de Uruguayo como la de Taipei Chino (**Figura 78**).

Cuando se utilizaban distribuciones previas alternativas, la mediana de la trayectoria de la biomasa era la misma que la del caso base, excepto en los casos con distribuciones previas uniformes de r y K , con ponderación de captura para cada uno de los índices (**Figura 79** y **Figura 81**). Para el caso con una ponderación igual y el modelo Schaefer (**Figura 80a**), las distribuciones posteriores de r y K tenían una moda similar para las tres distribuciones previas de K , y con más distribuciones previas informativas facilitaban intervalos de confianza más estrechos. Por el contrario, en los ensayos con ponderación por captura (**Figura 80b**), la distribución posterior de K es muy similar a la distribución previa, lo que implica que hay muy poca información en los datos para estimar r y K para el caso de ponderación por captura. Estos resultados demuestran que los datos con ponderación igual proporcionan más información para estimar los parámetros del modelo. No obstante, el modelo con ponderación por captura podría reflejar de forma más precisa las tendencias verdaderas, por lo que los cuatro modelos continuaron usándose como casos base.

4.2.3 Resumen del estado del stock

Los ocho modelos ASPIC y BSP muestran tendencias bastante coherentes en B/B_{RMS} y F/F_{RMS} en el tiempo (**Figura 82**). La mediana estimada del estado actual en 2011 es aproximadamente $B/B_{RMS} = 1$ y $F/F_{RMS} = 1$ para todos los modelos (**Figura 83**). Los modelos BSP eran ligeramente más optimistas en la mediana que los ensayos de ASPIC, pero tenían un rango mayor de incertidumbre. Los diagramas de tarta de Kobe del estado en 2011 varían entre los modelos (**Figura 84**). Haciendo una media entre los ocho modelos, la probabilidad de $B < B_{RMS}$ y $F > F_{RMS}$ (rojo) es del 0,57, la probabilidad de $B > B_{RMS}$ y $F < F_{RMS}$ (verde) es del 0,30, y la probabilidad de amarillo es del 0,13.

5 Proyecciones

En esta sección se describen los resultados de las proyecciones utilizadas para formular el asesoramiento de ordenación.

5.1 Norte

Los resultados que se presentan en esta sección se obtuvieron proyectando hacia adelante las poblaciones estimadas de 2011 presentadas en la sección 4.1.2 con normas de control de la captura (HCR) alternativas. Cada uno de los siete escenarios investigados en los modelos de producción utilizando 501 resultados del bootstrap fue proyectado y se consideró igualmente plausible.

Las normas de control de la captura alternativas incluían mortalidades por pesca objetivo alternativas ($F_{objetivo} = [0,7, 0,75, 0,8, 0,85, 0,9 \text{ y } 1] \times F_{RMS}$), umbrales de biomasa de $[0,6, 0,8 \text{ y } 1] \times B_{MSY}$ y un punto de referencia límite de la biomasa de $B_{Lim} = 0,4 \times B_{RMS}$. En las proyecciones hacia adelante, la HCR se evalúa cada tres años y la mortalidad por pesca se proyecta asumiendo una implementación perfecta.

Los resultados de las proyecciones se muestran en la **Figura 85** y la **Tabla 21**, que indican la probabilidad proyectada de encontrarse en el "verde" en el plazo indicado. Se muestra también la captura media prevista para los 3 primeros años, así como la captura acumulada para periodo futuro de 5 años.

5.2 Sur

5.2.1 Proyecciones de ASPIC

Basándose en el bootstrap (500 veces) de cada escenario, se llevaron a cabo proyecciones de futuro. El periodo de la proyección es 15 años (2012-2027). La captura constante futura se estableció en 14.000 a 36.000 t (con intervalos de 2000 t) o se asumió una F constante en $0,75 \times F_{RMS}$ a $1,00 \times F_{RMS}$ (en $0,05 \times F_{RMS}$ intervalo). Se asumió que la captura para 2012 y 2013 era igual a la media de 2007-2011 (20.937 t) para ambos escenarios de captura constante y de F constante.

Se utilizó el paquete de software ASPIC ver. 3.16 para las proyecciones futuras. Los resultados de estas proyecciones bajo una captura constante y una F constante se muestran en las **Figuras 86 y 87**, respectivamente, que muestran la mediana de la trayectoria en los diferentes escenarios de captura constante. La **Figura 88** muestra el rendimiento predicho en el escenario de F constante. Las matrices de Kobe II (probabilidad de no superar el nivel de RMS) para cada escenario de ASPIC se muestran en la **Tabla 22**. Estos resultados indicarían que las capturas que superen las 26.000 t o una F que supere $0,85 \times F_{RMS}$ resultarían en una reducción del recurso en 15 años en casi todos los ensayos del modelo. Los ensayos que asumen series de CPUE sin ponderar son, en general, más optimistas que los que asumen series de CPUE ponderadas.

5.2.2 Proyecciones de BSP

Básicamente, los escenarios de la proyección son los mismos que los del ASPIC para el Atlántico sur. Bajo una política de captura constante, se prevé que la mediana de la biomasa aumente por encima de B_{RMS} en un plazo de 10 años, con un 50% de probabilidades para TAC desde 18.000 a 34.000 t, dependiendo del escenario (**Tabla 23, Figura 89**). Con tasas de captura constante, las tasas de captura por debajo de F_{RMS} permitieron a la población permanecer por encima de B_{RMS} con una elevada probabilidad para todos los escenarios excepto en el caso con una ponderación igual y el modelo Schaefer. Cuando F es igual a F_{RMS} , la probabilidad de lograr B_{RMS} es próxima a cero, porque la trayectoria de la población se convierte en asíntota antes de alcanzar B_{RMS} .

5.2.3 Proyecciones para el Atlántico sur

Combinando los ocho escenarios de los modelos ASPIC y BSP con una probabilidad igual, las probabilidades de la matriz de Kobe (**Tabla 24, Figura 90**) indican que una política de captura de $0,90 F_{RMS}$ o un TAC de 20000 t reducirían F por debajo de F_{RMS} con más de un 70% de probabilidad en tres años. Aumentar B por encima de B_{RMS} requiere mayores reducciones en la mortalidad por pesca. Una política de $0,75 F/F_{RMS}$ tendría un 85% de posibilidades de $B > B_{RMS}$ desde ahora a 2026. Un TAC de 20.000 t tendría el 70% de probabilidades de recuperación desde ahora hasta 2026. La **Figura 91** presenta el diagrama de Kobe para la evaluación del stock del Atlántico sur.

6 Recomendaciones

6.1 Investigación y estadísticas

- El Grupo recomendó que se continúe elaborando el marco MSE para el atún blanco. Aunque el Grupo reconoció avances, debe llevarse a cabo más trabajo para permitir una mejor representación de la incertidumbre en la condición actual y futura del stock.
- El Grupo reconoce la necesidad de incorporar estudios medioambientales en las evaluaciones de atún blanco y similares. El Grupo recibió nueva información que sugería que la profundidad de la capa de mezcla podría tener algún impacto en la capturabilidad de las pesquerías de superficie. El Grupo recomienda más investigaciones para confirmarlo, así como una inspección de las fuentes de información medioambiental histórica que podrían ayudar a integrar esta información en las estandarizaciones de la CPUE de las pesquerías de superficie.
- El Grupo recomendó asimismo más investigaciones para describir mejor la naturaleza de posibles tasas de mezcla y, si es posible, cuantificarlas, entre los océanos Atlántico e Índico.
- El Grupo recomienda mayores esfuerzos para obtener las series históricas de captura, esfuerzo, captura por talla, distribución geográfica y otra información pesquera relacionada de la pesquería de arrastre semipelágico francesa y otras pesquerías.
- El Grupo manifestó su inquietud respecto a que los cambios espaciales en las pesquerías de palangre podrían haber afectado a las tendencias de sus series de CPUE estandarizadas. Por lo tanto, el Grupo recomienda explorar de forma más completa otras maneras de incorporar los efectos espaciales en la estandarización de la CPUE.
- El Grupo indicó que los datos del muestreo de tallas de palangre de Taipei Chino presentaban algunos patrones que podrían no reflejar cambios en la población. Por ello, el Grupo solicitó una aclaración, en la medida de lo posible, de las razones de los patrones de los datos.
- Teniendo en cuenta que la dinámica espacio-temporal de las pesquerías de palangre parece afectar a su patrón de selectividad, el Grupo recomienda redefinir las pesquerías en las aplicaciones de Multifan-CL y SS en el futuro, considerando la naturaleza de estas pesquerías.
- En general, el Grupo señaló las importantes incertidumbres que sigue habiendo en cuanto a biología, pesquerías y modelación del atún blanco del Atlántico norte. Por lo tanto, el Grupo continúa recomendando que se financie un Programa de investigación sobre atún blanco.

6.2 Recomendaciones de ordenación

Atlántico norte

En la **Tabla 24** se facilita un rango de plazos y niveles de probabilidad para lograr los objetivos de la Comisión establecidos en la Rec. 11-13. Plazos más largos facilitan más opciones para parámetros de HCR que proyectan probabilidades más elevadas de encontrarse en el cuadrante verde del diagrama de Kobe. Las proyecciones de HCR indican que si, por ejemplo, la Comisión adopta una "elevada probabilidad" del 75% en un plazo de 10 años, entonces la HCR con un umbral de biomasa en B_{RMS} junto con una F objetivo de $0,9 F_{RMS}$, proporcionaría la mayor captura acumulativa prevista en 10 años entre todas las opciones y la captura media prevista de 2014-2016 sería de aproximadamente 26.200 t. Por el contrario, si la Comisión considera una "elevada probabilidad" de 60% suficiente en un plazo de 5 años, entonces la HCR con un umbral de biomasa en B_{RMS} junto con una F objetivo de $0,9 F_{RMS}$ también cumpliría el objetivo y proporcionaría la mayor captura acumulativa prevista entre todas las opciones que proporcionaría al menos un 60% de probabilidades en 5 años y la captura media de 2014-2016 permanecería en aproximadamente 26.200 t. La consideración de la implementación y otras incertidumbres en estas proyecciones cambiaría probablemente las estimaciones del nivel de probabilidad.

Las proyecciones a un nivel coherente con el TAC de 2013 (24.000 t) demostraron que las probabilidades de encontrarse en el cuadrante verde del diagrama de Kobe superarían el 50% solo después de 2020. Con valores inferiores del TAC podrían obtenerse probabilidades similares.

Con capturas de aproximadamente 20.000 t, desde ahora a 2015 se superaría el 50% de probabilidades y desde ahora a 2018 se superaría el 60%. Mayores reducciones en las capturas aumentarían la probabilidad de recuperación en estos plazos. Asimismo, un aumento reduciría las probabilidades de recuperación y ampliaría los plazos de la misma. Capturas que superen el TAC actual (24.000 t) no permitirían la recuperación del stock, con al menos un 50% de probabilidades, en el plazo de la proyección.

7 Otros asuntos

El Grupo discutió la conveniencia de utilizar diferentes enfoques para evaluar el estado de los stocks de atún blanco del Atlántico. De conformidad con el procedimiento establecido en ICCAT, el hecho de que el SCRS utilice diversos métodos para las evaluaciones de stock es algo valioso. Sin embargo, este procedimiento requiere una cantidad importante de trabajo preparatorio, así como una importante petición de datos, especialmente si se utilizan modelos estadísticos integrados. En el caso de la actual evaluación del atún blanco del Atlántico norte, el uso de dos modelos estadísticos integrados, el VPA y el modelo de producción, así como la implementación de la MSE, solo ha sido posible debido al ajustado y detallado plan de trabajo preparado por el Grupo de especies sobre atún blanco, que fue muy bien liderado por el relator del Grupo de especies de atún blanco y estrictamente seguido en las dos reuniones celebradas (de preparación de datos y de evaluación). Sin embargo, la implementación del plan de trabajo ha implicado también un importante volumen de trabajo preparatorio tanto para los científicos implicados en la evaluación como para la Secretaría. Teniendo en cuenta el número de reuniones programadas cada año para las que la Secretaría debe realizar un trabajo preparatorio y posterior, sería difícil que la Secretaría asumiera en un futuro las evaluaciones de stock que implican tal cantidad de trabajo.

El Grupo evaluó también las ventajas y desventajas de utilizar métodos como el VPA, basado en la CAA, cuando existen incertidumbres significativas en la determinación de la edad. Respecto a los modelos estadísticos integrados, el Grupo evaluó de forma positiva el uso de dos modelos (MFCL y SS3) como medio de probar la robustez de estos modelos en la evaluación del atún blanco del Atlántico norte. Sin embargo, el Grupo se mostró de acuerdo en que sería difícil mantener una evaluación tan compleja en el futuro y en que serán necesarios más debates sobre los mejores modelos de evaluación para el atún blanco del Atlántico norte y sur. La evaluación de diferentes procedimientos de ordenación en el marco de una MSE podría ayudar al Grupo a tomar decisiones futuras sobre este asunto.

Respecto al trabajo futuro, el Grupo discutió cómo podría usarse mejor la reunión de preparación de datos para volver a examinar y evaluar las configuraciones previas del modelo de evaluación, los supuestos y los diversos residuos de los ajustes en los datos. El objetivo de esta propuesta es intentar garantizar la mayor continuidad útil desde la reunión de evaluación hasta la próxima reunión de preparación de datos.

Se indicó que diagramas residuales de los datos como composiciones por tallas podría ser bastante útil para detectar, por ejemplo, errores en especificaciones de zonas o artes de pesca que podrían existir en la base de datos de la Secretaría.

De forma similar, los residuos de las series temporales de CPUE podrían ayudar en la posterior evaluación de dichas series temporales y proporcionar información respecto a la futura inclusión o exclusión de dichos datos. De esta forma, la reunión de preparación de datos podría describirse mejor como una reunión de pre-evaluación para reflejar mejor un objetivo más amplio que podría incluir el volver a examinar de forma más directa pasados esfuerzos de evaluación.

8 Adopción del informe y clausura

El informe fue adoptado y la reunión clausurada.

Referencias

- Anon. 2010, Report of the 2009 ICCAT Albacore Stock Assessment Session (*Madrid, Spain, July 13 to 18, 2009*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 65(4): 1113-1253.
- Anon. 2013, Report of the 2012 ICCAT Working Group on Stock Assessment Methods (*Madrid, Spain, April 16 to 20, 2012*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 69 (in press).
- Anon. 2011, Report of the 2011 joint meeting of the ICCAT Working Group on Stock Assessment Methods and Bluefin tuna Species Group to analyze assessment methods developed under the GBYP and electronic tagging. http://www.iccat.int/Documents/Meetings/Docs/2011_WG%20METHODS-ENG.pdf
- Bard, F.X. 1981, Le thon germon (*Thunnus alalunga*) de l'Océan Atlantique. Ph.D. Thesis presented at the University of Paris, 333 p.
- Domingo, A., Pons, M., Jiménez, S., Miller, P., Barceló, C. and Swimmer, Y. 2012, Circle hook performance in the Uruguayan pelagic longline fishery. *Bulletin of Marine Science*. 88(3):499-511.
- Farley, J.H., Williams, A.J., Hoyle, S.D., Davies, C.R., Nicol, S.J. 2013, Reproductive Dynamics and Potential Annual Fecundity of South Pacific Albacore Tuna (*Thunnus alalunga*). *PLoS ONE* 8(4): e60577. doi:10.1371/journal.pone.0060577.
- Foreman, T.J. 1980, Synopsis of biological data on the albacore tuna, *Thunnus alalunga* (Bonaterre, 1788), in the Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Spec. Rep.*, 2: 17-70.
- ICCAT, 2012, Report for Biennial Period, 2010-11, Part II.
- ICCAT, 2006-2013, *ICCAT Manual (Chapter 2. Albacore)*. *International Commission for the Conservation of Atlantic Tuna*. In: *ICCAT Publications* [on-line]. Updated 2013. [Cited 01/27/]. <http://www.iccat.int/en/ICCATManual.htm>, ISBN (Electronic Edition): 978-92-990055-0-7
- ICES 2007, Report of the Study Group on Risk Assessment and Management Advice. *ICES CM 2007/RMC: 02*.
- Kell, L., O'Brien, C., Smith, M. Stokes, T. and Rackham, B. 1999, An evaluation of management procedures for implementing a precautionary approach in the ICES context for North Sea plaice (*Pleuronectes platessa*). *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 56(6): 834–845.
- Kell, L.T., De Oliveira, J.A., Punt, A.E., McAllister, M.K. and Kuikka, S. 2006, Operational management procedures: An introduction to the use of evaluation framework. *Developments in Aquaculture and Fisheries Science*, 36: 379-407.
- Kimura, D.K. and Chikuni, S. 1987, Mixtures of empirical distributions: an iterative application of the age-length key. *Biometrics* 43: 23-35.
- Lee, L.K. and Yeh, S.Y. 2007, Age and growth of South Atlantic albacore – a revision after the revelation of otolith daily ring counts. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 60(2): 443-456.
- Penney, A. 1994. Morphometric relationships, annual catch-at-size for South African-caught South Atlantic albacore (*Thunnus alalunga*). *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 42(1): 371-382.
- Santiago, J. 1993, A new length-weight relationship for the North Atlantic albacore. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 40(2): 316-319.
- Santiago, J. 2004, Dinámica de la población de atún blanco (*Thunnus alalunga*, Bonaterre 1788) del Atlántico Norte. Tesis Doctoral, Univ. País Vasco, 354 pp.
- Santiago, J. and Arrizabalaga, H. 2005, "An integrated growth study for North Atlantic albacore (*Thunnus alalunga* Bonn. 1788)." *Ices J. Mar. Sci.* 62: 740-749.
- Schrippa, M.J. 2009, Construction and evaluation of a two-sex assessment model for North Atlantic albacore (SCRS/2009/148).
- Serchuk, F.M. and Grainger, R.J.R. 1992, Development of the basis and form of ICES fisheries management advice: Historical background (1976-1990) and the new form of ACFM advice (1991-??). *ICES CM 1992/Assess: 20*.
- Williams, A.J., Farley, J.H., Hoyle, S.D., Davies, C.R., Nicol, S.J. 2012, Spatial and Sex-specific Variation in Growth of Albacore Tuna (*Thunnus alalunga*) across the South Pacific Ocean. *PLoS ONE* 7(6): e39318. doi:10.1371/journal.pone.0039318.

TABLEAUX

Tableau 1. Estimation de la prise par âge pour le germon du Nord.

Tableau 2. Moyennes trimestrielles des longueurs à l'âge et déviations standard utilisées pour créer les distributions de longueur à l'âge à l'aide de Kimura-Chikuni.

Tableau 3. Niveaux de F cible, seuil de biomasse, et niveaux des limites de biomasse devant être utilisés pour informer la Commission lorsqu'elle doit décider entre « forte probabilité » et « dès que possible », sous réserve du cadre de décision de la Rec. 11-13.

Tableau 4. Scénarios et spécifications du modèle MFCL (tous les scénarios alternatifs sont les mêmes que les scénarios du cas de base, sauf pour les changements spécifiés).

Tableau 5. Principales sorties estimées par les scénarios du cas de base et les scénarios alternatifs de MFCL (les valeurs rouges indiquent que le point de référence est inférieur à la PME). Les valeurs de F/F_{PME} , B/B_{PME} et SSB/SSB_{PME} sont les moyennes des valeurs des trois dernières années des trajectoires estimées du modèle, sans inclure la dernière année.

Tableau 6. Déviation standard de l'effort pour chaque série de CPUE dans chaque modèle.

Tableau 7. Résumé des séries de CPUE pour informer ASPIC dans chaque scénario.

Tableau 8. Paramètres estimés pour le modèle Schaefer pour les sept scénarios testés.

Tableau 9. Description des scénarios exploratoires Stock Synthèse.

Tableau 10. Erreur quadratique moyenne résiduelle issue des scénarios exploratoires SS.

Tableau 11. Description des scénarios exploratoires Stock Synthèse.

Tableau 12. Estimations du modèle de VPA des paramètres de recrutement de stock Beverton Holt (BH), de la production maximale équilibrée, de l'état du stock de 2011 pour le germon de l'Atlantique Nord et probabilité de $SSB > SSB_{PME}$ et $F < F_{PME}$ (quadrant vert dans le diagramme de phase de Kobe) à partir du cas de base du modèle et des scénarios de sensibilité influents. Il est à noter que les paramètres et les estimations de l'état des stocks pour le scénario de sensibilité de l'indice palangrier japonais ne sont pas présentés en raison de l'absence d'ajustement de la courbe de recrutement du stock à partir des estimations de VPA.

Tableau 13. Descriptions des flottilles utilisées dans les modèles ASPIC pour le germon de l'Atlantique Sud.

Tableau 14. Prises (t) de germon de l'Atlantique Sud pour chaque flottille selon ASPIC figurant au Tableau 13.

Tableau 15. Séries de CPUE standardisées incluses dans les modèles ASPIC pour le germon de l'Atlantique Sud.

Tableau 16. Détails de scénarios du modèle dans ASPIC pour le germon de l'Atlantique Sud.

Tableau 17. Résultats des scénarios du modèle ASPIC pour le germon de l'Atlantique Sud avec ceux de l'évaluation de 2011.

Tableau 18. Scénarios d'analyses de sensibilité pour les scénarios du modèle ASPIC pour le germon de l'Atlantique Sud.

Tableau 19. Spécifications du modèle pour les scénarios du modèle BSP de l'Atlantique Sud. Les scénarios des modèles F1-F4 sont les cas de base. Pour les analyses de sensibilité, les spécifications sont les mêmes que celles des cas de base, sauf indication contraire.

Tableau 20. Valeurs moyennes postérieures marginales des paramètres (CV entre parenthèses) pour les quatre cas de base BSP.

Tableau 21. Probabilité de la matrice de stratégie de Kobe 2 que le germon du Nord se trouve dans le quadrant « vert » au fil du temps en utilisant les paramètres HCR indiqués.

Tableau 22. Matrice de risque de Kobe II pour B-ratio et F-ratio (probabilité de ne pas dépasser le niveau de la PME) sur la base des résultats d'ASPIC pour le germon de l'Atlantique Sud.

Tableau 23. Matrices de stratégie de Kobe II pour chaque scénario du modèle BSP.

Tableau 24. Matrices de Kobe II pour les huit scénarios combinés dans l'Atlantique Sud.

TABLAS

Tabla 1. CAA estimada para el atún blanco del norte.

Tabla 2. Tallas medias por edad trimestrales y desviaciones estándar utilizadas para generar distribuciones de talla por edad utilizando Kimura-Chikuni.

Tabla 3. Nivel de F objetivo, umbral de biomasa y niveles límite de biomasa que tienen que utilizarse para informar a la Comisión para su determinación de "elevada probabilidad" y "lo antes posible", sujeto al marco de decisión de la Rec. 11-13.

Tabla 4. Especificaciones y ensayos del modelo MFCL (todos los ensayos alternativos son como el ensayo base con la excepción de los cambios especificados).

Tabla 5. Resultados clave estimados mediante ensayos base y alternativos de MFCL (los valores en rojo indican que los niveles de referencia se sitúan por debajo de RMS). Los valores de F/F_{RMS} , B/B_{RMS} y SSB/SSB_{RMS} son promedios de los valores de los tres últimos años de las trayectorias estimadas del modelo, sin incluir el año final.

Tabla 6. Desviación estándar del esfuerzo para cada serie de CPUE de cada modelo.

Tabla 7. Resumen de las series de CPUE para aportar información a ASPIC en cada escenario.

Tabla 8. Parámetros estimados para el modelo Schaefer para los siete escenarios probados.

Tabla 9. Descripción de los ensayos exploratorios de Stock Shynthesis.

Tabla 10. Errores cuadráticos medios residuales de los ensayos exploratorios SS.

Tabla 11. Descripción de los ensayos exploratorios de Stock Shynthesis.

Tabla 12. Estimaciones del modelo VPA para el atún blanco del Atlántico norte de los parámetros de reclutamiento del stock Beverton-Holt (BH), rendimiento máximo sostenible, estado del stock en 2011 y probabilidad de $SSB > SSB_{RMS}$ y $F < F_{RMS}$ (cuadrante verde en el diagrama de fase de Kobe) a partir del caso base del modelo y de los ensayos de sensibilidad influyentes. Cabe señalar que los niveles de referencia y las estimaciones sobre el estado del stock para el ensayo de sensibilidad del índice de palangre japonés no se presentaron debido a la ausencia de ajuste de la curva de reclutamiento del stock de las estimaciones realizadas mediante VPA.

Tabla 13. Descripciones de la flota utilizadas en los modelos ASPIC para el atún blanco del Atlántico sur.

Tabla 14. Capturas (t) para cada flota para ASPIC para el atún blanco del Atlántico sur incluidas en la Tabla 13.

Tabla 15. Series de CPUE estandarizadas incluidas en los modelos ASPIC para el atún blanco del Atlántico sur.

Tabla 16. Detalles de los ensayos del modelo de ASPIC para el atún blanco del Atlántico sur.

Tabla 17. Resultados de los ensayos del modelo ASPIC para el atún blanco del Atlántico sur junto con los de la evaluación de 2011.

Tabla 18. Escenarios de análisis de sensibilidad para los ensayos del modelo ASPIC para el atún blanco del Atlántico sur.

Tabla 19. Especificaciones del modelo para los ensayos del modelo BSP del Atlántico sur. Los ensayos del modelo F1-F4 son los casos base. Para los análisis de sensibilidad, las especificaciones son las mismas que las del caso base, a excepción de las indicadas.

Tabla 20. Valores medios posteriores marginales de los parámetros (CV entre paréntesis) para los cuatro casos base BSP.

Tabla 21. Probabilidad según la matriz de estrategia de Kobe II de que el atún blanco del norte se sitúe en el cuadrante verde en el tiempo, utilizando los parámetros HCR indicados.

Tabla 22. Matriz de riesgo de Kobe II para la ratio de B y la ratio de F (probabilidad de no superar el nivel de RMS) basada en los resultados de ASPIC para el atún blanco del Atlántico sur.

Tabla 23. Matrices de estrategia de Kobe II para cada ensayo del modelo BSP.

Tabla 24. Matrices de Kobe II para los ocho escenarios combinados en el Atlántico sur.

FIGURES

Figure 1. Prise par âge (CAA) totale de germon du Nord.

Figure 2. Prise par âge partielle par flottille.

Figure 3. CPUE composite de la ligne traînante sur une échelle temporelle trimestrielle construite à l'aide de la méthodologie appliquée dans Anon. (2009), mais en utilisant un GLM à des fins d'ajustement pour les périodes temporelles chevauchantes.

Figure 4. CPUE composite de la ligne traînante sur une échelle temporelle annuelle construite à l'aide de la méthodologie appliquée dans Anon. (2009), mais en utilisant un GLM à des fins d'ajustement pour les périodes temporelles chevauchantes.

Figure 5. Matrice de corrélation pour les indices des stocks du Nord. Le bleu indique une corrélation positive et le rouge une corrélation négative. L'ordre des indices et les boîtes rectangulaires sont choisis selon une analyse par regroupement hiérarchique utilisant un jeu de dissemblances pour les indices regroupés.

Figure 6. Matrice de corrélation pour les indices des stocks du Sud. Le bleu indique une corrélation positive et le rouge une corrélation négative. L'ordre des indices et les boîtes rectangulaires sont choisis selon une analyse par regroupement hiérarchique utilisant un jeu de dissemblances pour les indices regroupés.

Figure 7. Carte des trois meilleures prises mensuelles de germon (1) pendant la première partie de la période et (2) pendant les dernières années, montrant les principales zones approximatives des principales prises de germon des flottilles palangrières du (a) Taipei chinois et (b) du Japon dans l'Atlantique Nord et Sud (toutes les prises mensuelles de germon de chaque période sont aléatoirement illustrées sous forme de diagrammes à l'intérieur de chaque carré de 5°).

Figure 8. CPUE nominale pour le Taipei chinois et le Japon entre 20°N-40°N et Ouest de 30°W.

Figure 9. Pourcentage de l'effort de pêche avec plus de 50% de prise de germon pour les stocks de l'Atlantique Nord (9a) et Sud (9b).

Figure 10. Tailles des zones où le germon est pêché par les palangriers dans l'Atlantique Nord et Sud : nombre de carrés de 5x5 avec au moins 1 t de germon capturé en un mois pour le stock de l'Atlantique Sud par les palangriers du Taipei chinois et du Japon.

Figure 11. Représentation schématique des éléments-clés de la Recommandation de l'ICCAT sur les principes de la prise de décisions sur des mesures de conservation et de gestion de l'ICCAT [Rec. 11-13].

Figure 12. Format générique des HCR recommandées par le SCRS (SCRS, 2011). Blimit est le point de référence limite de la biomasse. BThreshold (« Bseuil ») est le point de la biomasse auquel des mesures de gestion de plus en plus strictes devraient être prises au fur et à mesure que la biomasse diminue et Ftarget est le taux de mortalité par pêche cible qui sera appliqué de manière à être inférieur à FPME avec une « probabilité élevée » (Rec. 11-13).

Figure 13. Changement des distributions de taille (axe des ordonnées, en cm) de la capture de la flottille du Taipei chinois (axe des abscisses, en années).

Figure 14. Courbe de croissance utilisée dans le cas de base du modèle MULTIFAN-CL.

Figure 15. Biomasse estimée dans le temps par le cas de base du modèle MFCL.

Figure 16. Recrutement estimé dans le temps par le cas de base du modèle MFCL.

Figure 17. F estimé dans le temps par groupe d'âges par le cas de base du modèle MFCL.

Figure 18. Cas de base du modèle MFCL : a) CPUE normalisée et b) déviations de l'effort pour les flottilles utilisées dans l'ajustement du modèle.

Figure 19. Sélectivités estimées pour chaque pêcherie par le cas de base du modèle MFCL.

Figure 20. Relation stock-recrutement estimée par le cas de base du modèle MFCL.

Figure 21. Courbe de production estimée par le cas de base du modèle MFCL.

Figure 22. Biomasse actuelle par rapport à la biomasse correspondant à la PME.

Figure 23. Biomasse actuelle du stock reproducteur par rapport à la biomasse du stock reproducteur correspondant à la PME.

Figure 24. F actuel par rapport à F correspondant à la PME.

Figure 25. Ajustement du cas de base du modèle aux données de fréquence de tailles par pêcherie.

Figure 26. Valeurs résiduelles du cas de base du modèle pour l'ajustement aux données de fréquence de tailles par pêcherie.

Figure 27. Trajectoires de la biomasse estimées par le modèle dans le temps pour les scénarios du cas de base et les scénarios alternatifs.

Figure 28. Sélectivités estimées par le modèle MFCL alt1 pour les trois pêcheries palangrières du Taïpei chinois.

Figure 29. Vecteur spécifique de l'âge de la mortalité naturelle inclus dans le scénario alt5.

Figure 30. Profil de vraisemblance de F/FPME pour le cas de base MFCL.

Figure 31. Profil de vraisemblance de SSB/SSBPME pour le cas de base MFCL.

Figure 32. Diagramme de Kobe créé à partir du cas de base du modèle MFCL. Le point noir indique les plus récents paramètres estimés par le modèle tandis que le nuage bleu de points représente l'incertitude entourant l'estimation actuelle.

Figure 33. Diagramme de Kobe décrivant la probabilité que l'état actuel du stock s'inscrive dans chacun des quadrants du diagramme de Kobe.

Figure 34. Estimation de B/BPME et F/FPME dans les sept scénarios testés.

Figure 35. Diagramme de Kobe pour les sept scénarios testés : En bleu: Tendances estimées de B/BPME et F/FPME. En gris: Coordonnées des bootstraps de B/BPME et F/FPME de 2011.

Figure 36. Probabilité de se trouver dans différentes zones du diagramme de Kobe pour les estimations bootstrappées des sept scénarios testés.

Figure 37. Diagrammes de densité de B/BPME et F/FPME bootstrappés avec les sept scénarios testés.

Figure 38. Projections sur 20 ans avec une mortalité par pêche constante pour les sept scénarios considérés.

Figure 39. Projections sur 20 ans avec une capture constante pour les sept scénarios considérés.

Figure 40. Projections avec une capture constante pour le scénario 4.

Figure 41. Projections avec une capture constante pour le scénario 5.

Figure 42. Erreur quadratique moyenne résiduelle (RMSE) pour les séries temporelles de CPUE utilisées dans les scénarios exploratoires SS (il est à noter que les CPUE des flottilles 11 et 12 n'ont pas été utilisées).

Figure 43. Paramètre de gestion B/BPME pour les dix scénarios exploratoires SS.

Figure 44. Paramètre de gestion F/FPME pour les dix scénarios exploratoires SS.

Figure 45. Paramètre de gestion B/BPME pour les onze configurations SS post-exploratoires.

Figure 46. Paramètre de gestion F/FPME pour les onze configurations SS post-exploratoires.

Figure 47. Croissance et mortalité naturelle utilisées pour le scénario SS 12.

Figure 48. Sélectivités estimées et ajustement résultant aux compositions de taille globales, sexes combinés, pour le scénario SS 12. Il est à noter que les flottilles 11 et 12 n'ont pas été incluses dans l'ajustement du modèle.

Figure 49. Valeurs résiduelles de Pearson, sexes combinés, pour le scénario SS 12.

Figure 50. Ajustement aux séries temporelles de CPUE utilisées pour le scénario SS 12.

Figure 51. Biomasse du stock reproducteur (panneau inférieur gauche), recrutement (panneau supérieur gauche), fonction stock-recrutement (panneau inférieur droit) et valeurs résiduelles du recrutement (panneau supérieur droit) pour le scénario SS 12.

Figure 52. Estimations de B/BPME pour le cas de base MFCL et les scénarios SS 17, 17B et 17C.

Figure 53. Estimations de F/FPME pour le scénario SS 15 (scénario SS semblable à MFCL) et les scénarios SS 17, 17B et 17C.

Figure 54. Estimations de recrutement pour le cas de base MFCL et les scénarios SS 17, 17B et 17C.

Figure 55. Estimations de la biomasse du stock reproducteur pour le cas de base MFCL et les scénarios SS 17, 17B et 17C.

Figure 56. Estimations de la biomasse totale du stock pour le cas de base MFCL et les scénarios SS 17, 17B et 17C.

Figure 57. Comparaison entre B/BPME (en haut) et F/FPME (en bas) du cas de base MFCL SS, scénario SS 12, SS de l'évaluation de 2009 et le MFCL de l'évaluation de 2009. Ceux-ci représentent les scénarios définitifs issus de SS et MFCL en 2009 et 2013.

Figure 58. Données de prise par âge, estimation de l'abondance par âge et estimation de la mortalité par pêche à l'âge à partir du cas de base du modèle de l'analyse de population virtuelle pour le germon de l'Atlantique Nord.

Figure 59. Estimation du recrutement, de l'abondance du stock reproducteur et de la biomasse du stock reproducteur à partir du cas de base du modèle de l'analyse de population virtuelle du germon de l'Atlantique Nord.

Figure 60. Ajustements du cas de base du modèle de l'analyse de population virtuelle aux indices d'abondance du germon de l'Atlantique Nord. JPN_LL = palangre japonaise, CTP_LL_1 = palangre du Taipei chinois période 1, CTP_LL_3 = palangre du Taipei chinois période 3, USA_LL = palangre des États-Unis, ESP_TROLL = ligne traînante espagnole, FRA_TROLL = ligne traînante française, ESP_BB = canneurs espagnols.

Figure 61. Erreur résiduelle du cas de base du modèle de VPA ajusté aux indices d'abondance.

Figure 62. Analyse par bootstrap des estimations de l'abondance par âge du germon de l'Atlantique Nord au moyen du modèle de base VPA. Les lignes noires montrent le scénario déterministe, les bootstraps sont indiqués par des lignes bleues.

Figure 63. Analyse par bootstrap des estimations de la mortalité par pêche à l'âge du germon de l'Atlantique Nord au moyen du modèle de base VPA. Les lignes noires montrent le scénario déterministe, les bootstraps sont indiqués par des lignes bleues.

Figure 64. Analyse de sensibilité de la mortalité naturelle du germon de l'Atlantique Nord par l'analyse de population virtuelle. Mortalité variant avec l'âge : âge-1=0,63, âge -2=0,46, âge -3=0,38, âge -4=0,34, âge -5=0,31, âge -6=0,29, âge -7=0,31, âge -8+=0,50 ; mortalité naturelle constante = 0,3 pour tous les âges.

Figure 65. Analyse de sensibilité de la mortalité naturelle du germon de l'Atlantique Nord par l'analyse de population virtuelle. JPN_LL = palangre japonaise, CTP_LL = palangre du Taipei chinois, USA_LL = palangre des États-Unis, ESP_TROLL = ligneurs de UE-Espagne, FRA_TROLL = palangre de UE-France, ESP_BB = palangre de UE-Espagne.

Figure 66. Analyse de sensibilité rétrospective du recrutement et de la biomasse du stock reproducteur (SSB) estimés à partir du cas de base du modèle VPA pour le germon de l'Atlantique Nord, supprimant de manière itérative de 1 à 5 années les plus récentes de données.

Figure 67. Diagramme de phases de Kobe indiquant l'état du stock de germon de l'Atlantique Nord à partir du modèle de VPA. La croix X bleue indique l'état du stock au début de la série temporelle, le point bleu indique l'état du stock en 2011 et les points en bleu clair indiquent les estimations de l'état du stock à partir des itérations de bootstrap.

Figure 68. Diagramme de phases de Kobe illustrant la probabilité relative de l'état du stock de germon de l'Atlantique Nord à partir du modèle de VPA.

Figure 69. Projections de l'état du stock de germon de l'Atlantique Nord à partir des modèles de VPA. De haut en bas : cas de base du modèle, cas de base du modèle avec les indices palangriers des États-Unis supprimés, et cas de base du modèle avec la mortalité naturelle dépendant de l'âge.

Figure 70. Résumé des estimations de l'état des stocks à l'aide de différents modèles et scénarios.

Figure 71. Comparaison de SSB/SSBPME (en haut) et F/FPME (en bas) des cas de base du modèle à partir des quatre plateformes de modélisation. Dans le cas d'ASPIC, le scénario 5 est représenté, lequel inclut toutes les séries de CPUE.

Figure 72. Projection rétrospective à partir de l'analyse de VPA.

Figure 73. Résultats des analyses de sensibilité et rétrospectives pour le scénario 8 ASPIC pour le germon de l'Atlantique Sud.

Figure 74. Ajustement du modèle BSP pour les quatre scénarios du cas de base.

Figure 75. Distributions postérieures (ligne continue) et a priori (ligne en pointillé) à partir des quatre scénarios du cas de base du modèle BSP pour l'Atlantique Sud.

Figure 76. Analyse rétrospective, avec projection après la dernière année de données utilisant les captures réelles, pour le modèle de Schaeffer (scénario F1 à gauche, F2 à droite) de BSP pour le germon de l'Atlantique Sud.

Figure 77. Valeurs résiduelles de la CPUE (à gauche) et diagrammes qq-normal résiduels (à droite) pour les quatre scénarios du cas de base BSP pour l'Atlantique Sud.

Figure 78. Analyses de sensibilité du BSP de l'Atlantique Sud supprimant certaines séries de CPUE, par rapport aux cas de base avec une pondération égale ou de capture. La forme fonctionnelle de Schaeffer a été utilisée dans tous les cas.

Figure 79. Médiane des trajectoires de la biomasse pour les scénarios du modèle BSP pour l'Atlantique Sud avec des priors alternatifs. « Base » est le cas de base. « Unif » est les priors uniformes sur r et k , et B_0/K fixé à 0,9, pareillement aux scénarios ASPIC. « Unif(K) » a un prior uniforme sur K .

Figure 80. Distributions a priori et a posteriori marginal pour r et K pour des formulations a priori alternatives et B/BPME et F/FPME pour des scénarios avec des priors alternatifs.

Figure 81. Médiane des trajectoires avec des intervalles de confiance de 80%, à partir des quatre cas de distribution alternative a priori du modèle BSP avec des priors uniformes sur r et K , et B_0/K fixé à 0,9 pour le germon de l'Atlantique Sud.

Figure 82. Trajectoires de la biomasse et du taux de mortalité par pêche pour le germon de l'Atlantique Sud.

Figure 83. Diagrammes de phases de Kobe pour le germon de l'Atlantique Sud. La dernière année est 2011 (triangle noir).

Figure 84. Diagrammes circulaires de Kobe illustrant l'état en 2011 pour tous les huit modèles séparément et pour tous les modèles combinés pour le germon de l'Atlantique Sud.

Figure 85. Probabilité projeté de se situer dans le quadrant « vert » dans différentes échelles temporelles pour diverses combinaisons de paramètres HCR, tel qu'indiqué. La colonne de gauche représente un cadre temporel sur 20 ans (1 génération moyenne + 10 ans - valeur parfois utilisée pour les stocks fortement décimés). La colonne centrale représente un cadre temporel de neuf ans (1 génération moyenne) et la colonne tout à fait à droite représente un cadre temporel de cinq ans. Les rangées représentent des niveaux de Bseuils (0,6 BPME, 0,8 BPME et BPME pour les rangées supérieures, du milieu et inférieures, respectivement).

Figure 86. Projection future (15 ans) de B-ratio ($B/BPME$) et F-ratio ($F/FPME$) pour quatre scénarios ASPIC pour le germon de l'Atlantique Sud en vertu d'une prise constante.

Figure 87. Projection future (15 ans) de B-ratio ($B/BPME$) et F-ratio ($F/FPME$) pour quatre scénarios avec le modèle ASPIC pour le germon de l'Atlantique Sud en vertu de F constant.

Figure 88. Production prédite pour la projection future (15 ans) pour les quatre scénarios avec ASPIC pour le germon de l'Atlantique Sud en vertu de F constant.

Figure 89. Médiane des projections avec les quatre scénarios du cas de base BSP pour le germon de l'Atlantique Sud, avec soit une prise constante, soit une politique de capture avec F constant.

Figure 90. Probabilité de se situer dans le quadrant « vert » ($B > BPME$ et $F < FPME$), pour les huit scénarios combinés dans l'Atlantique Sud.

Figure 91. Projections de Kobe pour l'Atlantique Sud pour les modèles ASPIC et BSP.

FIGURAS

Figura 1. Captura por edad total (CAA) para el atún blanco del Atlántico norte.

Figura 2. Captura por edad parcial por flota.

Figura 3. CPUE compuesta de curricán en fases trimestrales elaborada mediante la metodología aplicada en Anon. 2009, pero utilizando un GLM para ajustar los periodos de solapamiento.

Figura 4. CPUE compuesta de curricán en fases anuales elaborada mediante la metodología aplicada en Anon. 2009, pero utilizando un GLM para ajustar los periodos de solapamiento.

Figura 5. Matriz de correlación para los índices del stock septentrional. El color azul indica una correlación positiva y el rojo una correlación negativa. El orden de los índices y los rectángulos se escogió basándose en el análisis jerárquico de conglomerados utilizando un conjunto de diferencias para los índices conglomerados.

Figura 6. Matriz de correlación para los índices del stock meridional. El color azul indica una correlación positiva y el rojo una correlación negativa. El orden de los índices y los rectángulos se escogió basándose en el análisis jerárquico de conglomerados utilizando un conjunto de diferencias para los índices conglomerados.

Figura 7. Mapa de las tres mejores capturas mensuales de atún blanco (1) durante la primera fase del periodo, (2) en años recientes, mostrando las zonas principales aproximadas con mayores capturas de atún blanco de las flotas de palangre (a) de Taipei Chino y (b) de Japón en el Atlántico norte y sur (todas las capturas mensuales de atún blanco de cada periodo se representan aleatoriamente en cada cuadrícula de 5°).

Figure 8. CPUE nominal para Taipei Chino y Japón entre 20°N-40°N y al oeste de 30°W.

Figura 9. Porcentaje de esfuerzo pesquero con más del 50% de captura de atún blanco para los stocks del Atlántico norte (9a) y del sur (9b).

Figura 10. Tallas de las zonas en las que pescan atún blanco los palangreros en el Atlántico norte y Atlántico sur: número de cuadrículas de 5x5 con al menos 1 t de captura de atún blanco en un mes para el stock del Atlántico sur, para los palangreros de Taipei Chino y de Japón.

Figura 11. Representación esquemática de los elementos clave de la *Recomendación de ICCAT sobre los principios para la toma de decisiones sobre medidas de conservación y ordenación de ICCAT* [Rec. 11-13].

Figura 12. Forma genérica de la HCR recomendada por el SCRS (SCRS, 2011). B_{limit} es el punto de referencia límite de la biomasa, $B_{Threshold}$ es el punto de la biomasa en el que deben adoptarse acciones de ordenación cada vez más estrictas a medida que la biomasa descende y F_{target} es la tasa de mortalidad por pesca objetivo que se aplicará de tal forma que sea inferior a F_{RMS} con una "elevada probabilidad" [Rec. 11-13].

Figura 13. Cambio en las distribuciones por tallas (eje Y, en cm) de la captura en la flota de Taipei Chino a lo largo del tiempo (eje X, en años).

Figura 14. Curva de crecimiento utilizada en el caso base de MULTIFAN-CL

Figura 15. Biomasa estimada a lo largo del tiempo estimada mediante el caso base de MFCL.

Figura 16. Reclutamiento a lo largo del tiempo estimado mediante el caso base de MFCL.

Figura 17. F por grupo de edad a lo largo del tiempo estimada mediante el caso base de MFCL.

Figura 18. Caso base de MFCL: a) CPUE normalizada y b) desviaciones del esfuerzo para las flotas utilizadas en el ajuste del modelo.

Figura 19. Selectividades para cada pesquería estimadas mediante el caso base de MFCL.

Figura 20. Relación stock-reclutamiento estimada mediante el caso base de MFCL.

Figura 21. Curva de rendimiento estimada mediante el caso base de MFCL.

Figura 22. Biomasa actual con respecto a la biomasa en RMS.

Figura 23. Biomasa actual del stock reproductor con respecto a la biomasa del stock reproductor en RMS.

Figura 24. F actual con respecto a la F en RMS.

Figura 25. Ajuste del caso base del modelo a los datos de frecuencias de tallas por pesquerías.

Figura 26. Valores residuales del caso base del modelo para el ajuste a los datos de frecuencias de tallas por pesquerías.

Figura 27. Trayectorias de biomasa en el tiempo estimadas mediante el modelo para el caso base y para ensayos alternativos.

Figura 28. Selectividades estimadas en el Alt 1 del modelo MFCL para las tres pesquerías de palangre de Taipei Chino.

Figura 29. Vector de mortalidad natural específico de la edad incluido en el ensayo Alt. 5.

Figura 30. Perfil de verosimilitud de F/FRMS para el caso base del modelo MFCL.

Figura 31. Perfil de verosimilitud de B/BRMS para el caso base del modelo MFCL.

Figura 32. Diagrama de Kobe generado a partir del caso base del modelo MFCL. El punto negro indica los niveles de referencia estimados del modelo más recientes, mientras que la nube de puntos azules representa la incertidumbre de la estimación actual.

Figura 33. Gráfico de tarta de Kobe, que caracteriza la probabilidad de que el estado actual del stock se halle en cada cuadrante del gráfico de Kobe.

Figura 34. B/B_{RMS} y F/F_{RMS} estimadas para los siete escenarios probados.

Figura 35. Diagrama de Kobe para los 7 escenarios probados. En azul: tendencias estimadas de B/B_{RMS} y F/F_{RMS} . En gris: coordenadas de los bootstraps de B/B_{RMS} y F/F_{RMS} de 2011.

Figura 36. Probabilidad de hallarse en diferentes zonas del diagrama de Kobe para las estimaciones sometidas a bootstrap de los siete escenarios probados.

Figura 37. Gráficos de densidad de B/B_{RMS} y F/F_{RMS} obtenidos mediante bootstrap para los siete escenarios probados.

Figura 38. Proyección de 20 años con mortalidad por pesca constante para los siete escenarios considerados.

Figura 39. Proyección de 20 años con captura constante para los siete escenarios considerados.

Figura 40. Proyecciones con captura constante para el escenario 4.

Figura 41. Proyecciones con captura constante para el escenario 5.

Figura 42. Error cuadrático medio residual (RMSE) para las series temporales de CPUE utilizadas en los ensayos exploratorios SS (cabe señalar que no se utilizaron las CPUE de las flotas 11 y 12).

Figura 43. Niveles de referencia de ordenación B/BRMS para los diez ensayos exploratorios SS.

Figura 44. Niveles de referencia de ordenación F/F_{RMS} para los diez ensayos exploratorios SS.

Figura 45. Niveles de referencia de ordenación B/B_{RMS} para las once configuraciones posteriores exploratorias SS.

Figura 46. Niveles de referencia de ordenación F/F_{RMS} para las once configuraciones posteriores exploratorias SS.

Figura 47. Crecimiento y mortalidad natural utilizada para el ensayo 12 de SS.

Figura 48. Selectividades estimadas y ajuste resultante a las composiciones por tallas globales, sexos combinados, para el ensayo 12 de SS. Cabe señalar que no se incluyeron las flotas 11 y 12 en el ajuste del modelo.

Figura 49. Valores residuales Pearson, sexos combinados, para el ensayo 12 de SS.

Figura 50. Ajuste a las series temporales de CPUE utilizadas en el ensayo 12 de SS.

Figura 51. Biomasa del stock reproductor (abajo, izquierda), reclutamiento (arriba, izquierda), función stock-reclutamiento (abajo, derecha) y valores residuales de reclutamiento (arriba, derecha) para el ensayo 12 de SS.

Figura 52. Estimaciones de B/B_{RMS} para el caso base de MFCL y los ensayos 17, 17B y 17 C de SS.

Figura 53. Estimaciones de F/F_{RMS} para el ensayo 15 de SS (el ensayo similar a MFCL de SS) y los ensayos 17, 17B y 17 C de SS.

Figura 54. Estimaciones de reclutamiento para el caso base de MFCL y los ensayos 17, 17B y 17 C de SS.

Figura 55. Estimaciones de biomasa del stock reproductor para el caso base de MFCL y los ensayos 17, 17B y 17 C de SS.

Figura 56. Estimaciones de biomasa total para el caso base de MFCL y los ensayos 17, 17B y 17 C de SS.

Figura 57. Comparación de la B/B_{RMS} (arriba) y F/F_{RMS} (abajo) entre el caso base MFCL y SS, el ensayo 12 de SS y el SS de la evaluación de 2009 y el MFCL de la evaluación de 2009. Representan los ensayos finales considerados a partir de SS y MFCL en 2009 y 2013.

Figura 58. Datos de captura por edad, abundancia por edad estimada y mortalidad por pesca por edad estimada a partir del caso base del análisis de población virtual para el atún blanco del Atlántico norte.

Figura 59. Reclutamiento, abundancia del stock reproductor y biomasa del stock reproductor estimados a partir del caso base del análisis de población virtual para el atún blanco del Atlántico norte.

Figura 60. Ajustes del caso base del análisis de población virtual a los índices de abundancia de atún blanco del Atlántico norte. JPN_LL = palangre de Japón, CTP_LL_1 = palangre de Taipei Chino, periodo 1, CTP_LL_3 = palangre de Taipei Chino, periodo 3, USA_LL = palangre de Estados Unidos, ESP_TROLL = curricán de España, FRA_TROLL = curricán de Francia, ESP_BB = cebo vivo de España.

Figura 61. Error residual del caso base de VPA ajustado a los índices de abundancia.

Figura 62. Análisis de bootstrap de las estimaciones de abundancia por edad del caso base del VPA para el atún blanco del Atlántico norte. Las líneas negras muestran el ensayo determinista, las líneas azules muestran los bootstraps.

Figura 63. Análisis de bootstrap de las estimaciones de mortalidad por pesca por edad del caso base del VPA para el atún blanco del Atlántico norte. Las líneas negras muestran el ensayo determinista, las líneas azules muestran los bootstraps.

Figura 64. Análisis de sensibilidad de la mortalidad natural de atún blanco del Atlántico norte mediante análisis de población virtual. Mortalidad que varía con la edad: Edad-1=0,63, Edad-2=0,46, Edad-3=0,38, Edad-4=0,34, Edad-5=0,31, Edad-6=0,29, Edad-7=0,31, Edad-8+=0,50; mortalidad natural constante= 0,3 en todas las edades.

Figura 65. Análisis de sensibilidad de los índices de atún blanco del Atlántico norte mediante análisis de población virtual. JPN_LL = palangre de Japón, CTP_LL = palangre de Taipei Chino, USA_LL = palangre de Estados Unidos, ESP_TROLL = curricán de España, FRA_TROLL = curricán de Francia, ESP_BB = cebo vivo de España.

Figura 66. Análisis de sensibilidad retrospectivo del reclutamiento y de la biomasa del stock reproductor (SSB) estimados a partir del caso base del VPA para el atún blanco del Atlántico norte, suprimiendo iterativamente de uno a cinco de los años más recientes de datos.

Figura 67. Diagrama de fase de Kobe sobre el estado del stock de atún blanco del Atlántico norte obtenido a partir del VPA. La X azul indica el estado del stock al inicio de la serie temporal, el punto azul indica el estado del stock en 2011, y los puntos en azul claro indican las estimaciones del estado del stock obtenidas a partir de iteraciones de bootstrap.

Figura 68. Diagrama de fase de Kobe que ilustra la probabilidad relativa del estado del stock de atún blanco del Atlántico norte obtenida mediante el VPA.

Figura 69. Proyecciones del estado del stock de atún blanco del Atlántico norte obtenidas a partir del VPA. De arriba a abajo: caso base del modelo, caso base del modelo sin incluir los índices de palangre de Estados Unidos y caso base del modelo con mortalidad natural dependiente de la edad.

Figura 70. Resumen de las estimaciones sobre el estado del stock utilizando diferentes modelos y escenarios.

Figura 71. Comparación de SSB/SSB_{RMS} (arriba) y F/F_{RMS} (abajo) de los casos base del modelo a partir de las cuatro plataformas de modelación. En el caso de ASPIC, se representa el ensayo 5 que incluye todas las series de CPUE.

Figura 72. Proyecciones retrospectivas del VPA.

Figura 73. Resultados de los análisis de sensibilidad y análisis retrospectivos para el Ensayo 8 de ASPIC para el atún blanco del Atlántico sur.

Figura 74. Ajustes del modelo BSP a los cuatro escenarios del caso base.

Figura 75. Distribuciones posteriores (línea continua) y previas (línea punteada) a partir de los cuatro ensayos del caso base del modelo BSP para el Atlántico sur.

Figura 76. Análisis retrospectivo, con proyecciones tras el último año de datos, utilizando las capturas reales, para el modelo Schaeffer (ensayo F1 izquierda, F2 derecha) del BSP para el atún blanco del Atlántico sur.

Figura 77. Valores residuales de CPUE (izquierda) y gráficos residuales qq-normal (derecha) para los cuatro ensayos del caso base del BSP para el Atlántico sur.

Figura 78. Análisis de sensibilidad para el BSP del Atlántico sur eliminando algunas series de CPUE, comparado con los casos base con ponderación igual o por captura. En todos los casos se utilizó la forma funcional Schaeffer.

Figura 79. Mediana de las trayectorias de la biomasa para los ensayos del modelo BSP del Atlántico sur con distribuciones previas alternativas. "Base" es el caso base. "Unif" es las distribuciones previas uniformes en r y K , y B_0/K fijado en 0,9, al igual que en los ensayos de ASPIC. "Unif(K)" tiene una distribución previa uniforme en K .

Figura 80. Distribuciones previas y distribuciones posteriores marginales para K y r para formulaciones alternativas de distribuciones previas, y B/B_{RMS} y F/F_{RMS} actuales para los ensayos con distribuciones previas alternativas.

Figura 81. Mediana de las trayectorias con intervalos de confianza del 80%, a partir de los cuatro casos de distribuciones previas alternativas del modelo BSP con distribuciones previas uniformes en r y K , y B_0/K fijado en 0,9, para el atún blanco del Atlántico sur.

Figura 82. Trayectorias de biomasa y de tasa de mortalidad por pesca para el atún blanco del Atlántico sur.

Figura 83. Diagramas de fase de Kobe para el atún blanco del Atlántico sur. El año terminal es 2011 (triángulo negro).

Figura 84. Gráficos de tarta de Kobe del estado en 2011, para los ocho modelos por separado, y para todos los modelos combinados para el atún blanco del Atlántico sur.

Figura 85. Probabilidad proyectada de situarse en "verde" en diferentes escalas temporales para las diferentes combinaciones de los parámetros HCR, tal y como se ha indicado. La columna de la izquierda representa un marco temporal de 20 años (1 generación media +10 años -un valor utilizado a veces para los stocks muy mermados). La columna central, representa un marco de 9 años (una generación media) y la columna situada en el extremo derecho, un marco temporal de 5 años. Las filas representan los niveles de Bumbral (0,6 B_{RMS} , 0,8 B_{RMS} y B_{RMS} para las filas superior, media e inferior, respectivamente).

Figura 86. Proyección futura (15 años) de la ratio de B (B/B_{RMS}) y la ratio de F (F/F_{RMS}) para cuatro ensayos ASPIC para el atún blanco del Atlántico sur con capturas constantes.

Figura 87. Proyección futura (15 años) de la ratio de B (B/B_{RMS}) y la ratio de F (F/F_{RMS}) para cuatro ensayos ASPIC para el atún blanco del Atlántico sur con F constante.

Figura 88. Rendimiento predicho para proyecciones futuras (15 años) para cuatro ensayos de ASPIC para el atún blanco del Atlántico sur, asumiendo una F constante.

Figura 89. Mediana de las proyecciones en los cuatro ensayos del caso base BSP para el atún blanco del Atlántico sur, con una política de captura constante o de F constante.

Figura 90. Probabilidad de situarse en el cuadrante verde ($B > B_{RMS}$ y $F < F_{RMS}$), para los ocho escenarios combinados en el Atlántico sur.

Figura 91. Proyecciones de Kobe para el Atlántico sur para los modelos ASPIC y BSP.

APPENDICES

Appendice 1. Ordre du jour.

Appendice 2. Liste des participants.

Appendice 3. Liste des documents.

APÉNDICES

Apéndice 1. Orden del día

Apéndice 2. Lista de participantes.

Apéndice 3. Lista de documentos

Table 1. Estimated CAA for N-ALB.

Year	Age_0	Age_1	Age_2	Age_3	Age_4	Age_5	Age_6	Age_7	Age_8	Age_9	Age_10	Age_11	Age_12	Age_13	Age_14	Age_15
1975	11762	477040	1476729	1403321	428884	171347	106435	77139	50028	30553	19154	12770	9125	6990	5821	5384
1976	7530	1069458	2162027	1050125	734451	409380	235539	131192	70741	37873	21074	12623	8260	5891	4580	3802
1977	5299	555836	2295220	1253662	480070	345543	233630	130969	69214	36313	20013	11988	7887	5679	4475	3793
1978	14635	2261986	2459274	1046468	397258	223112	163395	97608	50326	25154	13528	8184	5575	4200	3447	2985
1979	45142	864989	2256061	1600921	578962	252339	111964	53595	29757	18077	12237	9145	7383	6362	5819	5547
1980	9303	1665186	1626685	1137755	317302	141261	83844	52879	28285	14277	8121	5531	4280	3566	3141	2931
1981	10964	1154142	1537500	865646	319489	106636	65871	48303	32430	21265	14856	11444	9689	8887	8769	9070
1982	2005	319894	1666988	1296928	489193	143015	90754	67652	46081	30448	21267	16469	14132	13100	12969	13389
1983	9570	1078560	1617390	1385847	595854	264005	156535	94804	56040	33308	21337	14865	11154	8945	7718	7082
1984	11181	712085	1189973	864252	345454	230093	178911	129154	81106	48346	30185	21109	16791	14931	15017	16375
1985	16045	1124898	1383716	882822	311614	205586	146087	91034	55884	36403	25997	20103	16387	13817	11990	10694
1986	27579	891420	1603745	1103649	399453	211395	161298	113746	75352	51539	37102	27834	21454	16890	13674	11436
1987	4124	443870	2344578	1265790	258370	70305	44221	32264	22895	16369	12244	9646	7897	6632	5662	4810
1988	7364	1706185	2008752	888535	200526	52503	27662	17821	11903	8054	5764	4397	3518	2901	2445	2085
1989	5973	1134350	1743158	1128427	222753	65682	32296	13930	7266	4296	2711	1842	1354	1067	893	779
1990	59056	1153547	2315708	805352	275168	137548	84106	44853	24794	14460	9042	6039	4330	3354	2811	2498
1991	38468	1316900	1990461	576481	171798	108759	58039	18395	6790	3319	1943	1255	874	654	526	444
1992	14876	1291002	1786160	758447	170381	55855	56253	44180	32214	22228	14734	9825	6813	4971	3845	3105
1993	13948	1127445	1862543	1143178	337904	111711	80885	53347	30386	17238	10497	7008	5162	4166	3659	3448
1994	10297	805023	2200656	735078	219600	83426	57612	40908	25703	16201	11685	10787	11810	14189	18338	24756
1995	41328	1320844	2095899	851623	196786	136202	111908	77394	49039	29669	17975	11303	7515	5324	4127	3505
1996	9581	1461998	2150212	356531	117414	86872	71234	45440	26855	15426	9173	5875	4117	3165	2653	2325
1997	81888	1738879	1637256	692943	159463	64672	45093	32215	21056	12722	7622	4787	3250	2411	1960	1704
1998	5695	1992744	1723723	479018	132889	40962	26861	21014	14643	9354	5869	3807	2628	1953	1574	1353
1999	26218	1831244	1435806	977411	307068	106602	56472	36052	23582	14869	9270	5963	4048	2897	2172	1663
2000	8171	1028336	1628418	883153	213893	72001	104145	95383	51261	21810	9035	4177	2315	1546	1209	1032
2001	3094	512027	816461	706100	279328	142596	122536	72921	32847	13886	6397	3362	2022	1379	1060	878
2002	16130	879000	407395	273302	291221	185059	135902	83186	42816	21271	11142	6356	4007	2852	2376	2272
2003	12588	1771368	648364	400566	241757	145376	119504	75653	38875	18955	9806	5630	3598	2522	1919	1542
2004	13415	875023	1342599	547537	184744	115484	81148	49871	28340	16134	9784	6457	4646	3621	3048	2724
2005	31342	1321635	1633779	1016641	312194	132383	87553	49154	25381	13156	7155	4192	2704	1949	1598	1460
2006	23027	1286098	1952190	1084087	375769	92750	54849	35441	20727	11918	7073	4458	3040	2251	1805	1529
2007	8854	343185	1078407	805441	155363	56236	40829	28330	16979	9417	5341	3297	2313	1936	2103	2666
2008	16467	704412	1004616	509434	225008	49382	32392	22546	13637	8572	6073	4914	4417	4295	4527	5129
2009	23572	265416	658744	526662	163547	41789	22187	14519	9770	7587	6385	5427	4651	4052	3603	3262
2010	28197	576691	1207936	393936	166822	54744	34206	30357	21390	13669	8968	6381	4947	4096	3550	3138
2011	17518	995667	755105	641496	114835	59184	39787	28237	18332	11205	7156	5026	3902	3291	2963	2782

Table 2. Quarterly mean lengths at age and standard deviations used to generate length at age distributions using Kimura-Chikuni.

		<i>Age:</i>	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Quarter 1	mean	44.46	59.75	72.06	81.96	89.93	96.35	101.52	105.68	109.03	111.72	113.89	115.63	117.04	118.17	119.08	119.81	
	sigma	2.73	3.05	3.31	3.54	3.73	3.89	4.03	4.14	4.24	4.32	4.39	4.45	4.5	4.54	4.58	4.61	
Quarter 2	mean	30.61	48.60	63.08	74.74	84.12	91.67	97.75	102.65	106.58	109.75	112.31	114.36	116.01	117.35	118.42	119.28	
	sigma	2.73	3.05	3.31	3.54	3.73	3.89	4.03	4.14	4.24	4.32	4.39	4.45	4.5	4.54	4.58	4.61	
Quarter 3	mean	35.48	52.52	66.24	77.28	86.16	93.32	99.08	103.71	107.44	110.45	112.86	114.81	116.37	117.64	118.65	119.47	
	sigma	2.73	3.05	3.31	3.54	3.73	3.89	4.03	4.14	4.24	4.32	4.39	4.45	4.5	4.54	4.58	4.61	
Quarter 4	mean	40.09	56.23	69.22	79.68	88.10	94.88	100.33	104.72	108.26	111.10	113.39	115.23	116.72	117.91	118.87	119.64	
	sigma	2.73	3.05	3.31	3.54	3.73	3.89	4.03	4.14	4.24	4.32	4.39	4.45	4.5	4.54	4.58	4.61	

Table 3. Levels of Target F, Biomass threshold, and Biomass limit levels to be used to inform the Commission for its determination of ‘high probability’ and ‘as soon as possible’, subject to the decision framework of Rec. 11-13.

FTarget:	.75F _{MSY} , .8F _{MSY} , .85F _{MSY} , .9F _{MSY} , .95F _{MSY} , F _{MSY}
BThreshold:	.6B _{MSY} , .8B _{MSY} , B _{MSY}
Blimit:	.4B _{MSY}

Table 4. MFCL model runs and specifications (all alternate runs are the same as the base run except for the changes specified).

<i>Run</i>	<i>Specifications</i>
Base	Model specifications provided in SCRS/2013/058
Alt1	Includes Chinese Taipei LL SF data and allows dome-shaped selectivity for this fleet
Alt2	Model starts in 1950
Alt3	All SF data down-weighted
Alt4	Japanese LL CPUE data no longer down-weighted
Alt5	Includes the Chen and Watanabe age-specific natural mortality vector (Santiago 2004)
Alt6	Excludes final 4 years of data (2008 – 2011)
Alt7	Includes equal weights for Japan and Chinese Taipei LL SF and CPUE data (similar to 2009 continuity run)
Alt8	Includes total catch in weight but effort calculated from CPUE in numbers (incorrect effort data calculation)
Tag	Includes tagging data for release events that occurred between 1988 and 1991

Table 5. Key outputs estimated by the MFCL base and alternate runs (Red values indicate the benchmark is below MSY). Values for F/F_{MSY}, B/B_{MSY} and SSB/SSB_{MSY} are averages of the values for the last 3 years of the model estimated trajectories, not including the final year.

<i>Run</i>	<i>Steepness</i>	<i>MSY</i>	<i>F/F_{MSY}</i>	<i>B/B_{MSY}</i>	<i>SSB/SSB_{MSY}</i>
Base	0.83	31680.00	0.72	0.80	0.94
Alt1	0.83	32780.00	0.99	0.53	0.52
Alt2	0.80	32970.00	0.77	0.72	0.82
Alt3	0.88	31970.00	0.74	0.64	0.57
Alt4	0.84	31460.00	0.78	0.67	0.67
Alt5	0.80	31940.00	0.64	0.87	1.12
Alt6	0.85	34280.00	1.04	0.76	0.50
Alt7	0.88	32780.00	0.87	0.57	0.50
Alt8	0.82	26000.00	0.92	0.66	0.75
Tag	0.82	32440.00	0.70	0.83	0.99

Table 6. Standard deviation of the effort for each CPUE series for each model.

	<i>Fishery 1</i>	<i>Fishery 2</i>	<i>Fishery 3</i>	<i>Fishery 4</i>	<i>Fishery 5</i>	<i>Fishery 7</i>	<i>Fishery 8</i>	<i>Fishery 10</i>
Alt1	0.491	0.446	0.114	1.665			0.174	0.184
Alt4	0.481	0.461	0.126	1.653	0.428	0.446	0.159	0.180
Alt5	0.457	0.458	0.110	1.659			0.155	0.185
Alt7	0.476	0.448	0.127	1.657	0.424	0.445	0.181	0.183
Base	0.458	0.458	0.110	1.658			0.154	0.190
Tag	0.457	0.459	0.106	1.659			0.154	0.187

Table 7. Summary of the CPUE series to inform ASPIC in each scenario.

Scenario	Description
Scenario 1	Composite surface cpue only
Scenario 2	China Taiwan old and new LL only (2 q's)
Scenario 3	CT LL as one only
Scenario 4	Japanese old and new LL only (2 q's)
Scenario 5	5 fisheries (surface comp, Jap old and new LL, ChTail old and new LL)
Scenario 6	Idem 5 but No Ch Tai LL
Scenario 7	Idem 5 but No Jap LL

Table 8. Estimated parameters for the Schaefer model for the 7 scenarios tested.

Scenario	MSY	F_{MSY}	B_{MSY}	K	r	B/B_{MSY}	F/F_{MSY}
1	34045.714	0.0579637	587362.65	1174725.3	0.11592741	0.88824294	0.68642746
2	39733.963	0.1196318	332135.45	664270.91	0.2392636	1.1724812	0.45051188
3	40066.978	0.12789948	313269.28	626538.56	0.25579896	0.93482683	0.56569929
4	43943.931	0.22127385	198595.23	397190.47	0.44254769	0.56026151	0.88679783
5	36649.974	0.08419609	435293.06	870586.11	0.16839218	0.76283489	0.74995673
6	45367.273	0.27587352	164449.54	328899.07	0.55174704	1.0326832	0.4718755
7	45787	0.1032	443680	1083195.2	0.129	0.88599875	0.65403268

Table 9. Description of exploratory Stock Synthesis runs.

Run 1
<ul style="list-style-type: none"> • variance adjustment lengths • use both JPN and TWN CPUE • Recruitment deviations start in 1970
Run 2
<ul style="list-style-type: none"> • Start with Run_1 • variance adjustment on lengths • variance adjustment on all CPUE. • use both JPN and TWN CPUE
Run 3
<ul style="list-style-type: none"> • Start with Run_1 • Variance adjustment lengths • use only JPN CPUE
Run 4
<ul style="list-style-type: none"> • Start with Run_1 • variance adjustment length • use only TWN CPUE
Run 5
<ul style="list-style-type: none"> • Start with Run_1 • Fix all selectivities to 1.0 • lambda on all lth comps = 0.0001 • Start the fishery at F = 0
Run 6
<ul style="list-style-type: none"> • Start with Run_5 • Start the fishery out of equilibrium • estimate starting F with a bound of 2.0
Run 7 Annual
<ul style="list-style-type: none"> • Start with Run_6 • convert data to ANNUAL • Fix male M at 0.56 from previous fits • Estimate recruitment deviations 1970-2010 • increase penalty on recruitment deviations to 10
Run 8 Annual ASPM
<ul style="list-style-type: none"> • Start with Run_7 • put a prior on steepness of 0.75, SD = 0.15 • estimate of steepness went down to about 0.45 • No recruit deviations

Table 10. Residual mean square error from SS exploratory runs.

Fleet Number	Flt Name	RESIDUAL MEAN SQUARE ERROR (RMSE)									
		Run 1	Run 2	Run 3	Run 4	Run 5	Run 6	Run 7	Run 8	Run 10	
(ALBN01	ESP_BBrec)	0.388	0.438	0.390	0.334	0.395	0.395	0.401	0.309	0.450	
(ALBN02	EsFr_TR)	0.517	0.542	0.518	0.533	0.592	0.592	0.443	0.464	0.323	
(ALBN03	EsFr_BBear)	0.302	0.340	0.317	0.323	0.343	0.343	0.341	0.238	0.351	
(ALBN04	PRT_BB)	1.934	2.008	1.929	1.907	1.844	1.844	1.508	1.735	1.773	
(ALBN05	JPN_LLtrg)	0.599	0.602	0.605	0.617	0.604	0.604	0.219	0.298	0.169	
(ALBN06	JPN_LLtra)	0.705	0.632	0.743	0.705	0.686	0.686	0.481	0.394	0.629	
(ALBN07	JPN_LLbyc)	0.703	0.763	0.698	0.808	0.691	0.691	0.353	0.414	0.348	
(ALBN08	TAI_LL)	0.322	0.330	0.354	0.328	0.436	0.436	0.332	0.162	0.237	
(ALBN09	TAI_LL)	0.450	0.406	0.470	0.520	0.517	0.517	0.402	0.374	0.320	
(ALBN10	TAI_LL)	0.281	0.298	0.284	0.291	0.295	0.295	0.191	0.202	0.189	
(ALBN11	KrPaCu_LL)	1.852	1.921	1.842	1.986	1.768	1.768	1.660	1.613	1.562	
(ALBN12	Other_SU)	2.716	2.796	2.710	2.706	2.794	2.794	2.284	2.328	2.301	

Table 11. Description of exploratory Stock Synthesis runs.

<p>Run 12</p> <ul style="list-style-type: none"> • quarterly time step, 2 sex, change from effort to CPUE, deleted some lengths • modified some selectivities by mirroring different fleets (11 and 12) • Remove the JPN CPUE time series
<p>Run 12B</p> <ul style="list-style-type: none"> • remove the CPUE variance reweighting
<p>Run 13</p> <ul style="list-style-type: none"> • Same as model 12 except JPN CPUE is turned on and TIA CPUE turned off
<p>Run 13B</p> <ul style="list-style-type: none"> • remove the CPUE variance reweighting
<p>Run 14</p> <ul style="list-style-type: none"> • Same as model 12 except both JPN and TIA are turned on
<p>Run 14B</p> <ul style="list-style-type: none"> • remove the CPUE variance reweighting
<p>Run 15</p> <ul style="list-style-type: none"> • Start with 12B and try to make the fit more like MFCL • Remove JPN CPUE or lengths • No variance reweighting on CPUE • No variance reweighting on LTHS • Remove the TAI lengths
<p>Run 16</p> <ul style="list-style-type: none"> • Start with Run 15 • split the TAI fishery into winter (season 1,2) and summer (season 3,4) • put the TAI length back in • Change divergence age for M for both sexes from 1 to 5
<p>Run 17</p> <ul style="list-style-type: none"> • Most like MFCL base case • 1 sex, match MFCL growth and M • Leave out the TAI lengths • Start recruitment deviations in 1930, no advanced options • Fix the starting F value at 0.2 • Use the first 10 years of catch for equilibrium
<p>Run 17B</p> <ul style="list-style-type: none"> • Start with 17 and decrease equilibrium catch to 933 • Fix initial F at 0.2
<p>Run 17c</p> <ul style="list-style-type: none"> • Start with 17 and total remove equilibrium catch • Start at F= 0

Table 12. VPA model estimates of North Atlantic albacore Beverton Holt (BH) stock recruitment parameters, maximum sustainable yield, 2011 stock status, and probability of $SSB > SSB_{MSY}$ and $F < F_{MSY}$ (green quadrant in Kobe phase diagram) from the base model and influential sensitivity runs. Note that benchmarks and stock status estimates for the Japan longline index sensitivity run are not presented due to a lack of fit of the stock recruitment curve from VPA estimates.

Run	Quantile	BH-a	BH-b	BH- σ	MSY	SSB/ SSB_{MSY}	F/ F_{MSY}	Pr(Green)
VPA base model	Median	1.1E+07	5.2E+03	0.21	3.65E+04	0.82	0.74	0.14
	80% CI Lower Limit	1.0E+07	6.4E+03	0.20	3.57E+04	0.66	0.51	
	80% CI Upper Limit	1.2E+07	1.4E+04	0.22	3.73E+04	1.06	1.11	
VPA USA longline indices removed	Median	1.1E+07	6.8E+03	0.20	3.60E+04	1.49	0.68	0.95
	80% CI Lower Limit	9.8E+06	2.9E+03	0.19	3.54E+04	1.11	0.41	
	80% CI Upper Limit	1.1E+07	1.1E+04	0.21	3.68E+04	2.16	1.06	
VPA age-varying mortality	Median	2.0E+07	1.3E+04	0.20	3.47E+04	1.28	0.67	0.78
	80% CI Lower Limit	1.8E+07	7.4E+03	0.19	3.36E+04	1.00	0.45	
	80% CI Upper Limit	2.3E+07	2.2E+04	0.22	3.57E+04	1.69	0.96	
VPA historical period included	Median	2.0E+07	4.7E+04	0.24	4.99E+04	0.39	0.95	0.00
	80% CI Lower Limit	1.8E+07	3.3E+04	0.22	4.76E+04	0.33	0.65	
	80% CI Upper Limit	2.2E+07	6.4E+04	0.26	5.21E+04	0.47	1.43	

Table 13. Fleet descriptions used in the ASPIC models for South Atlantic albacore.

Fleet	Fleet 1	Fleet 2 (1956 –1969) Fleet 3 (1970 –1975) Fleet 4 (1976 –2011)	Fleet 5	Fleet 6 (1956 –1998) Fleet 7 (1999 –2011)	Fleet 8
CPUE	Chinese Taipei (LL)	Japan (LL) None (1970-1975)	None	None	Uruguay (LL)
Catch	Chinese Taipei (LL) Korea (LL)	China LL E. C. Spain (LL) E. C. Portugal (LL) Japan (LL) Philippines (LL) St Vincent and Grenadier (LL) USA (LL) USSR (LL) Vanuatu (LL) Honduras (LL) Nei (LL) Côte D'Ivoire (LL) EU. United Kingdom (LL) Seychelles (LL) UK. Sta Helena (LL)	Brazil (LL, SU) Panama (LL) South Africa (LL, UN) Argentina (LL, TW, UN) Belize (LL) Cambodia (LL) Cuba (LL, UN) Namibia (LL)	Brazil (BB, GN, HL, PS, UN) E. C. Spain (PS) E. C. France (PS) E. C. Portugal (BB, PS) Japan (BB, PS) Namibia (BB) Korea (BB) Maroc (PS) Panama (PS) South Africa (BB, HL, PS, RR, SP) USA (PS) USSR (PS, SU) UK St Helena (BB, RR) Chinese Taipei (GN) Nei (PS) Netherlands (PS) Argentina (PS) Belize (PS) Cape Verde (PS) Curaçao (PS) Guatemala (PS)	Uruguay (LL)

Table 14. Catches (t) for each fleet for ASPIC for south Atlantic albacore listed in Table 13.

<i>Year</i>	<i>Fleet 1</i>	<i>Fleet 2</i>	<i>Fleet 3</i>	<i>Fleet 4</i>	<i>Fleet 5</i>	<i>Fleet 6</i>	<i>Fleet 7</i>	<i>Fleet 8</i>
1956		21						
1957		725						
1958		1,047						
1959		3,015			1,700			
1960		8,673			1,802			
1961		8,893			1,872			
1962		16,422			2,549			
1963		15,104			2,281			
1964	115	23,738			2,124	22		
1965	346	28,309			1,190			
1966	5,275	21,023			998			
1967	7,412	7,719			752			
1968	12,489	11,857			1,304	38		
1969	21,732	6,331			430			
1970	17,255		5,898		500			
1971	21,323		3,218		344			
1972	30,640		2,087		352	110		
1973	25,888		277		1,969	100		
1974	19,079		109		365	163		
1975	16,614		306		536	151		
1976	17,976			73	1,129	197		
1977	19,858			105	1,162	330		
1978	21,837			135	867	256		
1979	21,218			105	666	651		
1980	19,400			333	1,024	2,189		
1981	18,869			558	996	3,594		23
1982	23,363			569	1,114	4,391		235
1983	10,101			162	1,360	2,922		373
1984	8,237			224	1,061	4,551		526
1985	20,154			623	517	8,272		1,531
1986	27,913			739	1,263	7,111		262
1987	29,173			357	1,733	9,189		178
1988	20,926			405	816	7,926		100
1989	18,440			450	788	7,450		83
1990	20,461			587	638	6,973		55
1991	19,914			804	1,333	3,930		34
1992	23,068			1,001	3,374	9,089		31
1993	19,420			748	3,753	8,863		28
1994	22,576			923	1,684	10,100		16
1995	18,354			695	941	7,513		49
1996	18,974			785	1,165	7,426		75
1997	18,169			673	769	8,354		56
1998	16,113			487	3,098	10,787		110
1999	17,391			1,560	1,651		6,965	90
2000	17,239			3,041	4,027		6,989	90
2001	15,834			5,235	6,834		10,757	135
2002	17,321			1,142	3,097		10,074	111
2003	17,356			534	2,641		7,364	108
2004	13,325			703	606		7,789	120
2005	10,772			1,446	727		5,905	32
2006	12,359			2,247	3,041		6,712	93
2007	13,202			1,313	538		5,181	34
2008	10,054			2,633	478		5,640	53
2009	9,052			2,470	493		10,133	97
2010	11,105			1,693	649		5,721	24
2011	13,102			1,888	1,417		7,677	37

Table 15. Standardized CPUE series included in the ASPIC models for South Atlantic albacore.

<i>Fleet represented</i>	<i>Fleet 1</i>	<i>Fleet 2</i>	<i>Fleet 3</i>	<i>Fleet 4</i>	<i>Fleet 5</i>	<i>Fleet 6</i>	<i>Fleet 7</i>	<i>Fleet 8</i>
CPUE series flag	Chinese Taipei LL	Japan LL1	(None)	Japan LL3	(None)	(None)	(None)	Uruguay LL
1959		1.888						
1960		1.780						
1961		1.430						
1962		1.025						
1963		0.992						
1964		0.996						
1965		0.671						
1966		0.610						
1967	2.078	0.648						
1968	2.135	0.598						
1969	2.275	0.362						
1970	1.713							
1971	1.730							
1972	1.190							
1973	1.034							
1974	1.172							
1975	1.376			1.040				
1976	1.442			1.220				
1977	1.579			0.781				
1978	1.406			1.421				
1979	1.305			0.580				
1980	1.197			0.852				
1981	0.956			1.761				
1982	0.953			1.396				
1983	0.934			1.105				1.689
1984	1.051			1.143				1.459
1985	0.993			1.902				1.526
1986	0.977			2.212				1.509
1987	0.872			0.906				1.411
1988	0.627			0.649				1.467
1989	0.558			0.808				1.754
1990	0.597			1.111				1.148
1991	0.671			1.286				1.333
1992	0.798			0.707				0.884
1993	0.683			0.608				1.546
1994	0.869			0.878				0.690
1995	0.867			0.563				1.103
1996	0.922			0.614				1.511
1997	0.872			0.813				1.110
1998	0.753			0.793				1.532
1999	0.631			0.834				1.217
2000	0.583			1.435				0.970
2001	0.706			1.477				0.564
2002	0.570			0.950				0.455
2003	0.534			0.996				0.317
2004	0.650			1.067				0.229
2005	0.752			0.818				0.145
2006	0.574			0.438				0.561
2007	0.654			0.332				0.706
2008	0.679			0.691				0.531
2009	0.660			0.839				0.671
2010	0.749			1.039				0.589
2011	0.672			0.936				0.371

Table 16. Details of model runs in the ASPIC for South Atlantic albacore.

<i>Run</i>	<i>Weight</i>	B_1/K (fixed)	<i>Model</i>
2	Equal for all fleets	0.9	Logistic
6	Equal for all fleets	0.9	Fox
7	Weighted by catch	0.9	Logistic
8	Weighted by catch	0.9	Fox

Table 17. Results of the ASPIC model runs for South Atlantic albacore with those of 2011 assessment.

<i>Results</i>				<i>2011 results</i>								
<i>Model run</i>	MSY (t)	F_{MSY}	B_{MSY} (t)	B_{2012}/B_{MSY}	F_{2011}/F_{MSY}	K (t)	r	MSY (t)	F_{MSY}	B_{2009}/B_{MSY}	F_{2009}/F_{MSY}	
Run2	28,060	0.301	93,330	0.813	1.076	186,700	0.60	27,390	0.248	0.624	1.342	
Run6	25,660	0.199	128,800	0.861	1.098	350,000	0.20	25,650	0.204	0.762	1.180	
Run7	22,620	0.070	323,000	0.816	1.301	646,000	0.14	23,630	0.072	0.931	1.038	
Run8	24,250	0.127	191,300	0.950	1.047	520,000	0.13	24,850	0.095	1.204	0.765	

Table 18. Scenarios of sensitivity analyses for the ASPIC model runs for South Atlantic albacore.

<i>Scenario</i>	<i>Abbreviation in the graph</i>
B1/K fix at 0.8	B1/K 0.8
B1/K fix at 1.0	B1/K 1.0
Uruguay index separated (-1991 and 1992-)	sep. Uruguay index
Without index of Japan LL1 (1959-69)	no JPLL1
Only with Chinese Taipei LL index	only TWLL
Only with Chinese Taipei LL and JPN LL1 indices	only TWLL&JPLL1
Only with index of Japan LL3 (1975-2011)	only JPLL3
Only with Uruguay LL indices (separated)	only Uruguay sep.

Table 19. Model specifications for South Atlantic BSP model runs. Model runs F1-F4 are the base cases. For the sensitivity analyses, specifications are the same as the base cases except where indicated.

<i>Run name</i>	<i>Weighting</i>	<i>Model</i>	<i>Series</i>	<i>End year</i>	<i>priors</i>	<i>Note</i>
F1	equal	Schaefer	all	2011	base	Base
F2	catch	Schaefer	all	2011	base	Base
F3	equal	Fox	all	2011	base	Base
F4	catch	Fox	all	2011	base	Base
S3	equal	Schaefer	Chinese Taipei	2011	base	cpue sensitivity
S6	equal	Schaefer	Uruguay	2011	base	cpue sensitivity
S7	equal	Schaefer	Japan	2011	base	cpue sensitivity
S8	equal	Schaefer	CHT+URU	2011	base	cpue sensitivity
S9	equal	Schaefer	CHT+JLL	2011	base	cpue sensitivity
S10	equal	Schaefer	URU+JLL	2011	base	cpue sensitivity
F1p2	equal	Schaefer	all	2011	Unif K	prior sensitivity
F2p2	catch	Schaefer	all	2011	Unif K	prior sensitivity
F3p2	equal	Fox	all	2011	Unif K	prior sensitivity
F4p2	catch	Fox	all	2011	Unif K	prior sensitivity
F1p3	equal	Schaefer	all	2011	Bo/K mean 1	prior sensitivity
F2p3	catch	Schaefer	all	2011	Bo/K mean 1	prior sensitivity
F3p3	equal	Fox	all	2011	Bo/K mean 1	prior sensitivity
F3p3	catch	Fox	all	2011	Bo/K mean 1	prior sensitivity
F1p4	equal	Schaefer	all	2011	Unif K, r	prior sensitivity
F2p4	catch	Schaefer	all	2011	Unif K, r	prior sensitivity
F3p4	equal	Fox	all	2011	Unif K, r	prior sensitivity
F4p4	catch	Fox	all	2011	Unif K, r	prior sensitivity
F1R1-F1R6	equal	Schaefer	all	2004-2010	base	retrospective
F3R1-F3R6	catch	Schaefer	all	2004-2010	base	retrospective

Table 20. Marginal posterior mean values of the parameters (CVs in parentheses) for the four BSP base cases.

<i>Variable</i>	<i>SAf 1</i>	<i>SAf 2</i>	<i>SAf 3</i>	<i>SAf 4</i>
K (1000)	704.25(0.56)	802.68(0.55)	843.49(0.55)	864.04(0.58)
r	0.18(0.62)	0.23(0.61)	0.23(0.83)	0.42(0.85)
MSY (1000)	23.23(0.37)	37.33(0.81)	23.58(0.66)	52.24(1.16)
Bcur (1000)	300.76(0.66)	512.97(0.75)	343.35(0.64)	543.20(0.78)
Binit (1000)	652.58(0.56)	742.42(0.55)	779.03(0.55)	797.23(0.58)
Bcur/Binit	0.47(0.32)	0.68(0.35)	0.45(0.32)	0.67(0.36)
Ccur/MSY	1.00(0.42)	0.78(0.57)	1.08(0.58)	0.75(0.82)
Bcur/Bmsy	0.87(0.32)	1.25(0.35)	1.13(0.31)	1.68(0.36)
Fcur/Fmsy	1.35(0.72)	0.89(1.25)	1.14(0.90)	0.69(1.58)

Table 21. Kobe 2 Strategy Matrix probability of being ‘Green’ over time for Northern albacore using the HCR parameters indicated.

Kobe II Strategy matrix. Future probability of SSB>SSBMSY and F<FMSY for different combinations of Bthreshold and Ftarget values																				Average catch over		Cumulative catch over:				
Bthreshold	Ftarget	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	3 years	5 years	10 years	15 years	20 years		
.6Bmsy	0.75Fmsy	29	32	36	49	54	57	61	65	68	70	73	75	77	78	80	81	82	84	26,969	139,100	293,575	454,716	620,434		
.6Bmsy	0.8Fmsy	29	31	35	45	52	55	58	61	64	67	69	71	74	75	77	78	79	80	28,458	146,274	306,335	472,388	642,668		
.6Bmsy	0.85Fmsy	29	31	33	42	47	52	55	57	59	62	64	67	69	71	72	74	76	77	29,911	153,211	318,349	488,666	662,774		
.6Bmsy	0.9Fmsy	29	30	30	39	42	46	50	52	54	56	58	60	62	64	66	68	70	71	31,330	159,918	329,637	503,591	680,809		
.6Bmsy	0.95Fmsy	29	29	20	36	37	39	42	44	48	50	51	52	54	55	56	58	60	61	32,715	166,398	340,221	517,205	696,835		
.6Bmsy	Fmsy	29	29	0	33	33	0	33	33	0	33	33	0	33	33	0	33	33	0	34,066	172,657	350,123	529,550	710,916		
.8Bmsy	0.75Fmsy	29	32	42	51	55	59	63	67	70	72	75	76	78	80	81	83	86	88	25,260	133,581	289,167	451,760	618,642		
.8Bmsy	0.8Fmsy	29	32	41	50	53	56	59	62	66	69	71	73	75	77	78	80	81	83	26,655	140,496	301,820	469,532	641,152		
.8Bmsy	0.85Fmsy	29	31	39	48	50	53	56	58	61	63	67	69	71	73	75	76	77	79	28,016	147,185	313,734	485,931	661,571		
.8Bmsy	0.9Fmsy	29	30	35	46	48	50	51	54	56	58	60	62	64	67	69	70	72	73	29,346	153,654	324,930	500,996	679,954		
.8Bmsy	0.95Fmsy	29	29	23	45	45	46	47	48	49	51	52	54	55	56	58	59	61	63	30,643	159,905	335,420	514,759	696,359		
.8Bmsy	Fmsy	29	29	1	42	42	0	42	42	0	42	42	0	42	42	0	42	42	0	31,910	165,942	345,222	527,255	710,841		
Bmsy	0.75Fmsy	29	35	47	58	62	68	72	75	78	80	82	84	87	90	92	94	95	96	22,639	123,151	277,783	441,651	610,569		
Bmsy	0.8Fmsy	29	34	46	56	61	66	71	73	76	78	80	82	85	87	90	92	94	95	23,877	129,456	289,836	458,946	632,882		
Bmsy	0.85Fmsy	29	33	45	55	59	63	69	71	74	77	78	80	82	84	87	89	91	93	25,083	135,543	301,142	474,839	653,068		
Bmsy	0.9Fmsy	29	33	42	54	56	60	66	68	71	74	76	77	79	81	83	85	87	89	26,260	141,416	311,703	489,342	671,130		
Bmsy	0.95Fmsy	29	32	32	52	54	57	62	64	67	70	72	73	76	77	78	80	81	83	27,407	147,079	321,520	502,449	687,030		
Bmsy	Fmsy	29	31	21	50	52	11	57	57	5	62	62	5	65	65	3	67	67	2	28,525	152,534	330,547	514,046	700,587		

Table 22. Kobe II risk matrix for B-ratio and F-ratio (probability of not exceeding MSY level) based on ASPIC results for south Atlantic albacore.

Run02 Probability $B > B_{MSY}$

Catch (t)	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027
14,000	23%	29%	38%	70%	90%	95%	95%	96%	96%	96%	96%	96%	96%	96%	96%	96%
16,000	23%	29%	38%	65%	86%	92%	94%	95%	95%	95%	95%	95%	95%	96%	96%	96%
18,000	23%	29%	38%	61%	81%	90%	93%	94%	94%	94%	94%	94%	94%	94%	95%	95%
20,000	23%	29%	38%	57%	72%	84%	89%	91%	92%	93%	93%	93%	93%	93%	93%	93%
22,000	23%	29%	38%	52%	63%	74%	82%	85%	87%	88%	89%	89%	89%	89%	89%	89%
24,000	23%	29%	38%	49%	54%	61%	68%	73%	75%	79%	80%	80%	80%	80%	80%	80%
26,000	23%	29%	38%	43%	47%	49%	50%	53%	55%	56%	59%	59%	60%	61%	61%	61%
28,000	23%	29%	38%	37%	35%	33%	31%	29%	28%	26%	24%	22%	21%	20%	18%	17%
30,000	23%	29%	38%	34%	28%	22%	17%	12%	9%	7%	5%	3%	1%	1%	0%	0%
32,000	23%	29%	38%	30%	22%	14%	9%	5%	3%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
34,000	23%	29%	38%	26%	17%	9%	4%	3%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
36,000	23%	29%	38%	23%	12%	5%	3%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
F	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027
0.75*FMSY	23%	29%	38%	56%	65%	70%	75%	76%	77%	78%	78%	79%	79%	79%	79%	79%
0.80*FMSY	23%	29%	38%	52%	61%	66%	68%	70%	72%	73%	74%	74%	74%	74%	74%	74%
0.85*FMSY	23%	29%	38%	51%	57%	61%	64%	66%	67%	67%	68%	68%	68%	68%	68%	69%
0.90*FMSY	23%	29%	38%	48%	53%	56%	58%	59%	60%	61%	62%	62%	62%	62%	62%	63%
0.95*FMSY	23%	29%	38%	44%	48%	50%	52%	54%	55%	55%	56%	56%	56%	56%	56%	57%
1.00*FMSY	23%	29%	38%	40%	42%	43%	44%	44%	45%	45%	45%	45%	46%	46%	46%	46%

Run02 Probability $F < F_{MSY}$

Catch (t)	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
14,000	71%	88%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
16,000	71%	88%	99%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
18,000	71%	88%	98%	99%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
20,000	71%	88%	96%	98%	99%	99%	99%	99%	99%	99%	99%	99%	99%	99%	99%
22,000	71%	88%	91%	94%	96%	97%	97%	97%	97%	97%	97%	97%	97%	97%	97%
24,000	71%	88%	74%	85%	89%	91%	92%	92%	92%	92%	91%	91%	91%	90%	90%
26,000	71%	88%	58%	60%	63%	66%	69%	71%	73%	74%	73%	74%	73%	72%	72%
28,000	71%	88%	38%	36%	34%	33%	31%	30%	28%	27%	24%	23%	22%	20%	18%
30,000	71%	88%	26%	21%	16%	11%	9%	7%	4%	3%	1%	1%	0%	0%	0%
32,000	71%	88%	16%	10%	7%	4%	3%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
34,000	71%	88%	9%	6%	4%	2%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
36,000	71%	88%	6%	4%	2%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
F	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
0.75*FMSY	71%	88%	89%	89%	89%	89%	89%	89%	89%	89%	89%	89%	89%	89%	89%
0.80*FMSY	71%	88%	81%	81%	81%	81%	81%	81%	81%	81%	81%	81%	81%	81%	81%
0.85*FMSY	71%	88%	73%	73%	73%	73%	73%	73%	73%	73%	73%	73%	73%	73%	73%
0.90*FMSY	71%	88%	66%	66%	66%	66%	66%	66%	66%	66%	66%	66%	66%	66%	66%
0.95*FMSY	71%	88%	60%	60%	60%	60%	60%	60%	60%	60%	60%	60%	60%	60%	60%
1.00*FMSY	71%	88%	52%	52%	52%	52%	52%	52%	52%	52%	52%	52%	52%	52%	52%

Run02 Probability of being green

Catch (t)	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
14,000	23%	29%	38%	70%	90%	95%	95%	96%	96%	96%	96%	96%	96%	96%	96%
16,000	23%	29%	38%	65%	86%	92%	94%	95%	95%	95%	95%	95%	95%	96%	96%
18,000	23%	29%	38%	61%	81%	90%	93%	94%	94%	94%	94%	94%	94%	94%	95%
20,000	23%	29%	38%	57%	72%	84%	89%	91%	92%	93%	93%	93%	93%	93%	93%
22,000	23%	29%	38%	52%	63%	74%	82%	85%	87%	88%	89%	89%	89%	89%	89%
24,000	23%	29%	38%	49%	54%	61%	68%	73%	75%	79%	80%	80%	80%	80%	80%
26,000	23%	29%	38%	43%	47%	49%	50%	53%	55%	56%	59%	59%	60%	61%	61%
28,000	23%	29%	38%	36%	34%	32%	31%	28%	27%	26%	23%	22%	20%	19%	17%
30,000	23%	29%	26%	21%	16%	11%	9%	7%	4%	3%	1%	1%	0%	0%	0%
32,000	23%	29%	16%	10%	7%	4%	3%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
34,000	23%	29%	9%	6%	4%	2%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
36,000	23%	29%	6%	4%	2%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
F	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
0.75*FMSY	23%	29%	38%	56%	65%	70%	75%	76%	77%	78%	78%	79%	79%	79%	79%
0.80*FMSY	23%	29%	38%	52%	61%	66%	68%	70%	72%	73%	74%	74%	74%	74%	74%
0.85*FMSY	23%	29%	38%	51%	57%	61%	64%	66%	67%	67%	68%	68%	68%	68%	68%
0.90*FMSY	23%	29%	38%	48%	53%	56%	58%	59%	60%	61%	62%	62%	62%	62%	62%
0.95*FMSY	23%	29%	38%	44%	48%	50%	52%	54%	55%	55%	56%	56%	56%	56%	56%
1.00*FMSY	23%	29%	38%	40%	42%	43%	44%	44%	45%	45%	45%	45%	46%	46%	46%

Run06 Probability $B > B_{MSY}$

Catch (t)	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027
14,000	24%	28%	33%	50%	73%	90%	98%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
16,000	24%	28%	33%	48%	65%	82%	93%	99%	99%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
18,000	24%	28%	33%	44%	57%	72%	84%	93%	98%	99%	99%	99%	99%	99%	100%	100%
20,000	24%	28%	33%	41%	50%	60%	72%	81%	88%	94%	96%	98%	98%	99%	99%	99%
22,000	24%	28%	33%	37%	42%	49%	54%	62%	70%	76%	82%	85%	90%	92%	93%	93%
24,000	24%	28%	33%	34%	35%	36%	39%	41%	43%	46%	48%	51%	53%	56%	59%	61%
26,000	24%	28%	33%	31%	30%	28%	27%	26%	24%	23%	22%	20%	19%	17%	17%	16%
28,000	24%	28%	33%	28%	25%	22%	18%	15%	13%	11%	8%	7%	5%	4%	4%	3%
30,000	24%	28%	33%	26%	21%	16%	13%	10%	7%	5%	3%	3%	2%	1%	1%	0%
32,000	24%	28%	33%	25%	18%	12%	9%	6%	4%	3%	2%	1%	0%	0%	0%	0%
34,000	24%	28%	33%	23%	16%	11%	6%	4%	3%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%
36,000	24%	28%	33%	20%	13%	8%	5%	3%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
F	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027
0.75*FMSY	24%	28%	33%	43%	52%	61%	69%	74%	77%	79%	81%	82%	83%	84%	84%	85%
0.80*FMSY	24%	28%	33%	41%	49%	56%	61%	67%	71%	73%	74%	76%	77%	77%	77%	78%
0.85*FMSY	24%	28%	33%	39%	46%	51%	55%	59%	62%	65%	66%	69%	70%	71%	71%	72%
0.90*FMSY	24%	28%	33%	37%	42%	47%	50%	52%	54%	56%	57%	58%	59%	59%	61%	61%
0.95*FMSY	24%	28%	33%	36%	39%	42%	45%	47%	48%	49%	49%	50%	51%	52%	52%	52%
1.00*FMSY	24%	28%	33%	34%	36%	37%	38%	39%	40%	40%	41%	41%	41%	42%	43%	43%

Run06 Probability $F < F_{MSY}$

Catch (t)	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
14,000	58%	68%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
16,000	58%	68%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
18,000	58%	68%	97%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
20,000	58%	68%	85%	92%	98%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
22,000	58%	68%	66%	74%	81%	88%	92%	96%	98%	98%	99%	99%	99%	99%	99%
24,000	58%	68%	47%	49%	51%	53%	57%	60%	63%	66%	69%	73%	75%	76%	77%
26,000	58%	68%	29%	27%	26%	25%	24%	23%	21%	20%	19%	17%	16%	15%	15%
28,000	58%	68%	19%	17%	14%	12%	10%	8%	7%	5%	4%	3%	3%	2%	2%
30,000	58%	68%	13%	10%	8%	6%	4%	3%	3%	2%	1%	1%	0%	0%	0%
32,000	58%	68%	8%	6%	4%	3%	2%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
34,000	58%	68%	6%	4%	2%	2%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
36,000	58%	68%	4%	2%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
F	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
0.75*FMSY	58%	68%	89%	89%	89%	89%	89%	89%	89%	89%	89%	89%	89%	89%	89%
0.80*FMSY	58%	68%	81%	81%	81%	81%	81%	81%	81%	81%	81%	81%	81%	81%	81%
0.85*FMSY	58%	68%	74%	74%	74%	74%	74%	74%	74%	74%	74%	74%	74%	74%	74%
0.90*FMSY	58%	68%	63%	63%	63%	63%	63%	63%	63%	63%	63%	63%	63%	63%	63%
0.95*FMSY	58%	68%	53%	53%	53%	53%	53%	53%	53%	53%	53%	53%	53%	53%	53%
1.00*FMSY	58%	68%	45%	45%	45%	45%	45%	45%	45%	45%	45%	45%	45%	45%	45%

Run06 Probability of being green

Catch (t)	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
14,000	24%	28%	33%	50%	73%	90%	98%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
16,000	24%	28%	33%	48%	65%	82%	93%	99%	99%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
18,000	24%	28%	33%	44%	57%	72%	84%	93%	98%	99%	99%	99%	99%	99%	100%
20,000	24%	28%	33%	41%	50%	60%	72%	81%	88%	94%	96%	98%	98%	99%	99%
22,000	24%	28%	33%	37%	42%	49%	54%	62%	70%	76%	82%	85%	90%	92%	93%
24,000	24%	28%	33%	34%	35%	36%	39%	41%	43%	46%	48%	51%	53%	56%	59%
26,000	24%	28%	29%	27%	26%	25%	24%	23%	21%	20%	19%	17%	16%	15%	15%
28,000	24%	28%	19%	17%	14%	12%	10%	8%	7%	5%	4%	3%	3%	2%	2%
30,000	24%	28%	13%	10%	8%	6%	4%	3%	3%	2%	1%	1%	0%	0%	0%
32,000	24%	28%	8%	6%	4%	3%	2%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
34,000	24%	28%	6%	4%	2%	2%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
36,000	24%	28%	4%	2%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
F	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
0.75*FMSY	24%	28%	33%	43%	52%	61%	69%	74%	77%	79%	81%	82%	83%	84%	84%
0.80*FMSY	24%	28%	33%	41%	49%	56%	61%	67%	71%	73%	74%	76%	77%	77%	77%
0.85*FMSY	24%	28%	33%	39%	46%	51%	55%	59%	62%	65%	66%	69%	70%	71%	71%
0.90*FMSY	24%	28%	33%	37%	42%	47%	50%	52%	54%	56%	57%	58%	59%	59%	60%
0.95*FMSY	24%	28%	33%	36%	39%	42%	45%	47%	48%	49%	49%	50%	51%	51%	51%
1.00*FMSY	24%	28%	33%	34%	36%	37%	38%	39%	40%	40%	40%	40%	40%	41%	41%

Run07 Probability $B > B_{MSY}$

Catch (t)	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027
14,000	24%	24%	24%	25%	27%	29%	32%	36%	42%	53%	63%	68%	75%	79%	82%	87%
16,000	24%	24%	24%	24%	26%	27%	28%	31%	33%	38%	42%	50%	60%	66%	70%	75%
18,000	24%	24%	24%	24%	24%	25%	26%	27%	28%	29%	31%	32%	35%	38%	41%	48%
20,000	24%	24%	24%	23%	23%	23%	24%	23%	24%	24%	24%	24%	24%	24%	25%	25%
22,000	24%	24%	24%	23%	22%	22%	21%	20%	20%	19%	18%	17%	16%	15%	14%	13%
24,000	24%	24%	24%	23%	21%	20%	19%	17%	16%	15%	13%	12%	11%	11%	10%	10%
26,000	24%	24%	24%	22%	20%	18%	16%	15%	13%	12%	11%	11%	10%	9%	8%	6%
28,000	24%	24%	24%	21%	19%	16%	14%	13%	12%	11%	10%	9%	8%	6%	5%	4%
30,000	24%	24%	24%	21%	18%	15%	13%	11%	11%	10%	8%	7%	6%	5%	3%	3%
32,000	24%	24%	24%	20%	16%	14%	12%	11%	10%	8%	7%	5%	5%	4%	3%	2%
34,000	24%	24%	24%	19%	16%	13%	11%	10%	8%	7%	5%	5%	4%	3%	2%	1%
36,000	24%	24%	24%	19%	15%	12%	10%	9%	7%	6%	5%	4%	3%	2%	1%	0%
F	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027
0.75*FMSY	24%	24%	24%	25%	27%	29%	30%	34%	38%	42%	47%	55%	60%	65%	67%	70%
0.80*FMSY	24%	24%	24%	24%	26%	28%	29%	32%	34%	38%	41%	45%	52%	56%	60%	64%
0.85*FMSY	24%	24%	24%	24%	26%	27%	28%	29%	32%	33%	36%	39%	42%	46%	50%	55%
0.90*FMSY	24%	24%	24%	24%	25%	26%	27%	28%	29%	31%	33%	34%	36%	38%	40%	42%
0.95*FMSY	24%	24%	24%	24%	25%	26%	26%	27%	28%	29%	29%	30%	32%	32%	33%	35%
1.00*FMSY	24%	24%	24%	24%	24%	24%	25%	26%	26%	27%	28%	28%	29%	29%	29%	31%

Run07 Probability $F < F_{MSY}$

Catch (t)	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
14,000	29%	29%	90%	94%	95%	97%	99%	99%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
16,000	29%	29%	79%	81%	84%	89%	92%	94%	96%	97%	98%	98%	99%	100%	100%
18,000	29%	29%	61%	65%	68%	71%	74%	77%	79%	82%	85%	88%	91%	93%	93%
20,000	29%	29%	36%	37%	38%	39%	40%	41%	43%	44%	47%	52%	56%	59%	61%
22,000	29%	29%	25%	25%	24%	24%	23%	23%	22%	21%	20%	19%	19%	18%	17%
24,000	29%	29%	17%	16%	16%	14%	14%	12%	12%	11%	11%	10%	10%	9%	8%
26,000	29%	29%	12%	11%	11%	10%	10%	9%	8%	7%	6%	6%	5%	4%	3%
28,000	29%	29%	10%	9%	8%	7%	7%	6%	5%	5%	4%	3%	3%	2%	1%
30,000	29%	29%	7%	7%	6%	5%	5%	4%	3%	3%	3%	2%	1%	1%	0%
32,000	29%	29%	6%	6%	5%	4%	3%	3%	2%	1%	1%	0%	0%	0%	0%
34,000	29%	29%	5%	5%	3%	3%	2%	2%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%
36,000	29%	29%	4%	3%	2%	2%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
F	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
0.75*FMSY	29%	29%	86%	86%	86%	86%	86%	86%	86%	86%	86%	86%	86%	86%	86%
0.80*FMSY	29%	29%	81%	81%	81%	81%	81%	81%	81%	81%	81%	81%	81%	81%	81%
0.85*FMSY	29%	29%	78%	78%	78%	78%	78%	78%	78%	78%	78%	78%	78%	78%	78%
0.90*FMSY	29%	29%	70%	70%	70%	70%	70%	70%	70%	70%	70%	70%	70%	70%	70%
0.95*FMSY	29%	29%	63%	63%	63%	63%	63%	63%	63%	63%	63%	63%	63%	63%	63%
1.00*FMSY	29%	29%	51%	51%	51%	51%	51%	51%	51%	51%	51%	51%	51%	51%	51%

Run07 Probability of being green

Catch (t)	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
14,000	24%	24%	24%	25%	27%	29%	32%	36%	42%	53%	63%	68%	75%	79%	82%
16,000	24%	24%	24%	24%	26%	27%	28%	31%	33%	38%	42%	50%	60%	66%	70%
18,000	24%	24%	24%	24%	24%	25%	26%	27%	28%	29%	31%	32%	35%	38%	41%
20,000	24%	24%	24%	23%	23%	23%	24%	23%	24%	24%	24%	24%	24%	24%	25%
22,000	24%	24%	24%	23%	22%	22%	21%	20%	20%	19%	18%	17%	16%	15%	14%
24,000	24%	24%	17%	16%	16%	14%	14%	12%	12%	11%	11%	10%	10%	9%	8%
26,000	24%	24%	12%	11%	11%	10%	10%	9%	8%	7%	6%	6%	5%	4%	3%
28,000	24%	24%	10%	9%	8%	7%	7%	6%	5%	5%	4%	3%	3%	2%	1%
30,000	24%	24%	7%	7%	6%	5%	5%	4%	3%	3%	3%	2%	1%	1%	0%
32,000	24%	24%	6%	6%	5%	4%	3%	3%	2%	1%	1%	0%	0%	0%	0%
34,000	24%	24%	5%	5%	3%	3%	2%	2%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%
36,000	24%	24%	4%	3%	2%	2%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
F	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
0.75*FMSY	24%	24%	24%	25%	27%	29%	30%	34%	38%	42%	47%	55%	60%	65%	67%
0.80*FMSY	24%	24%	24%	24%	26%	28%	29%	32%	34%	38%	41%	45%	52%	56%	60%
0.85*FMSY	24%	24%	24%	24%	26%	27%	28%	29%	32%	33%	36%	39%	42%	46%	50%
0.90*FMSY	24%	24%	24%	24%	25%	26%	27%	28%	29%	31%	33%	34%	36%	38%	40%
0.95*FMSY	24%	24%	24%	24%	25%	26%	26%	27%	28%	29%	29%	30%	32%	32%	33%
1.00*FMSY	24%	24%	24%	24%	24%	24%	25%	26%	26%	27%	28%	28%	29%	29%	29%

Run08 Probability B>B_{MSY}

Catch (t)	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027
14,000	44%	46%	49%	57%	66%	77%	88%	94%	97%	99%	99%	100%	100%	100%	100%	100%
16,000	44%	46%	49%	55%	62%	73%	81%	89%	93%	96%	98%	99%	99%	99%	99%	99%
18,000	44%	46%	49%	53%	58%	64%	74%	79%	86%	91%	94%	95%	97%	98%	99%	99%
20,000	44%	46%	49%	52%	55%	58%	63%	69%	74%	79%	83%	88%	90%	92%	95%	95%
22,000	44%	46%	49%	50%	52%	55%	56%	57%	59%	63%	66%	69%	71%	74%	77%	79%
24,000	44%	46%	49%	49%	49%	48%	48%	48%	48%	48%	47%	47%	47%	47%	46%	46%
26,000	44%	46%	49%	47%	45%	44%	41%	40%	38%	37%	36%	34%	30%	28%	25%	23%
28,000	44%	46%	49%	46%	42%	38%	37%	34%	31%	28%	25%	21%	18%	16%	14%	11%
30,000	44%	46%	49%	44%	39%	35%	33%	29%	25%	21%	17%	14%	11%	9%	8%	6%
32,000	44%	46%	49%	43%	36%	33%	29%	24%	19%	14%	12%	10%	8%	6%	4%	3%
34,000	44%	46%	49%	41%	35%	30%	24%	20%	15%	12%	9%	6%	5%	4%	3%	2%
36,000	44%	46%	49%	40%	33%	28%	22%	15%	12%	9%	6%	5%	4%	3%	2%	1%
F	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027
0.75*FMSY	44%	46%	49%	54%	58%	61%	66%	71%	74%	76%	78%	81%	83%	84%	85%	85%
0.80*FMSY	44%	46%	49%	52%	56%	58%	62%	65%	67%	71%	74%	74%	75%	76%	78%	78%
0.85*FMSY	44%	46%	49%	51%	54%	56%	58%	60%	62%	63%	65%	67%	69%	70%	71%	72%
0.90*FMSY	44%	46%	49%	50%	53%	54%	55%	56%	57%	58%	59%	60%	61%	61%	62%	62%
0.95*FMSY	44%	46%	49%	49%	50%	51%	52%	54%	54%	55%	55%	55%	55%	55%	56%	56%
1.00*FMSY	44%	46%	49%	49%	49%	49%	49%	49%	49%	49%	50%	50%	49%	50%	49%	50%

Run08 Probability $F < F_{MSY}$

Catch (t)	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
14,000	65%	69%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
16,000	65%	69%	99%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
18,000	65%	69%	93%	96%	99%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
20,000	65%	69%	82%	86%	90%	93%	96%	97%	98%	99%	100%	100%	100%	100%	100%
22,000	65%	69%	63%	67%	71%	74%	76%	79%	82%	85%	88%	90%	91%	93%	94%
24,000	65%	69%	50%	50%	50%	50%	51%	51%	51%	50%	50%	49%	49%	49%	48%
26,000	65%	69%	38%	36%	35%	34%	33%	31%	30%	28%	25%	22%	21%	19%	17%
28,000	65%	69%	30%	28%	26%	24%	22%	19%	15%	14%	12%	11%	9%	8%	6%
30,000	65%	69%	24%	21%	19%	15%	13%	11%	9%	8%	6%	5%	4%	3%	3%
32,000	65%	69%	19%	15%	13%	11%	9%	7%	5%	4%	4%	4%	2%	2%	1%
34,000	65%	69%	14%	12%	10%	7%	5%	4%	4%	3%	2%	2%	1%	1%	1%
36,000	65%	69%	12%	8%	6%	5%	4%	4%	3%	2%	2%	1%	1%	0%	0%
F	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
0.75*FMSY	65%	69%	89%	89%	89%	89%	89%	89%	89%	89%	89%	89%	89%	89%	89%
0.80*FMSY	65%	69%	83%	83%	83%	83%	83%	83%	83%	83%	83%	83%	83%	83%	83%
0.85*FMSY	65%	69%	74%	74%	74%	74%	74%	74%	74%	74%	74%	74%	74%	74%	74%
0.90*FMSY	65%	69%	64%	64%	64%	64%	64%	64%	64%	64%	64%	64%	64%	64%	64%
0.95*FMSY	65%	69%	58%	58%	58%	58%	58%	58%	58%	58%	58%	58%	58%	58%	58%
1.00*FMSY	65%	69%	51%	51%	51%	51%	51%	51%	51%	51%	51%	51%	51%	51%	51%

Run08 Probability of being green

Catch (t)	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
14,000	44%	46%	49%	57%	66%	77%	88%	94%	97%	99%	99%	100%	100%	100%	100%
16,000	44%	46%	49%	55%	62%	73%	81%	89%	93%	96%	98%	99%	99%	99%	99%
18,000	44%	46%	49%	53%	58%	64%	74%	79%	86%	91%	94%	95%	97%	98%	99%
20,000	44%	46%	49%	52%	55%	58%	63%	69%	74%	79%	83%	88%	90%	92%	95%
22,000	44%	46%	49%	50%	52%	55%	56%	57%	59%	63%	66%	69%	71%	74%	77%
24,000	44%	46%	49%	49%	49%	48%	48%	48%	48%	48%	47%	47%	47%	47%	45%
26,000	44%	46%	38%	36%	35%	34%	33%	31%	30%	28%	25%	22%	21%	19%	17%
28,000	44%	46%	30%	28%	26%	24%	22%	19%	15%	14%	12%	11%	9%	8%	6%
30,000	44%	46%	24%	21%	19%	15%	13%	11%	9%	8%	6%	5%	4%	3%	3%
32,000	44%	46%	19%	15%	13%	11%	9%	7%	5%	4%	4%	4%	2%	2%	1%
34,000	44%	46%	14%	12%	10%	7%	5%	4%	4%	3%	2%	2%	1%	1%	1%
36,000	44%	46%	12%	8%	6%	5%	4%	4%	3%	2%	2%	1%	1%	0%	0%
F	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
0.75*FMSY	44%	46%	49%	54%	58%	61%	66%	71%	74%	76%	78%	81%	83%	84%	85%
0.80*FMSY	44%	46%	49%	52%	56%	58%	62%	65%	67%	71%	74%	74%	75%	76%	78%
0.85*FMSY	44%	46%	49%	51%	54%	56%	58%	60%	62%	63%	65%	67%	69%	70%	71%
0.90*FMSY	44%	46%	49%	50%	53%	54%	55%	56%	57%	58%	59%	60%	60%	61%	62%
0.95*FMSY	44%	46%	49%	49%	50%	51%	52%	54%	54%	55%	55%	55%	55%	55%	55%
1.00*FMSY	44%	46%	49%	49%	49%	49%	49%	49%	49%	49%	49%	49%	49%	49%	49%

Table 23. Kobe II strategy matrices for each BSP model run.

(a) Run 1

Probability $F < F_{MSY}$

Harvest	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028
14000	0.724	0.744	0.762	0.770	0.770	0.776	0.780	0.786	0.794	0.794	0.794	0.800	0.800	0.802	0.806
16000	0.606	0.614	0.642	0.648	0.656	0.666	0.680	0.704	0.714	0.714	0.726	0.736	0.736	0.738	0.744
18000	0.534	0.536	0.552	0.556	0.564	0.578	0.584	0.588	0.590	0.602	0.606	0.614	0.618	0.626	0.626
20000	0.444	0.456	0.472	0.478	0.484	0.502	0.502	0.502	0.506	0.514	0.522	0.524	0.524	0.524	0.542
22000	0.358	0.376	0.376	0.378	0.386	0.394	0.394	0.404	0.404	0.422	0.422	0.422	0.422	0.424	0.424
24000	0.286	0.290	0.304	0.318	0.326	0.326	0.326	0.330	0.326	0.326	0.326	0.330	0.330	0.332	0.338
26000	0.226	0.222	0.222	0.222	0.222	0.220	0.220	0.220	0.226	0.230	0.226	0.226	0.226	0.226	0.226
28000	0.192	0.182	0.178	0.178	0.170	0.160	0.160	0.158	0.156	0.150	0.142	0.142	0.136	0.132	0.130
30000	0.150	0.136	0.130	0.116	0.110	0.100	0.100	0.090	0.084	0.084	0.074	0.072	0.068	0.068	0.066
32000	0.114	0.098	0.082	0.076	0.074	0.068	0.064	0.062	0.060	0.056	0.054	0.050	0.050	0.050	0.050
34000	0.108	0.098	0.088	0.080	0.074	0.068	0.064	0.060	0.054	0.046	0.046	0.044	0.042	0.040	0.040

Probability $B > B_{MSY}$

Harvest	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028
0.75 Fmsy	0.308	0.338	0.408	0.448	0.508	0.520	0.548	0.578	0.598	0.634	0.648	0.678	0.694	0.710	0.742
0.8 Fmsy	0.298	0.328	0.370	0.422	0.456	0.508	0.522	0.548	0.562	0.584	0.628	0.634	0.652	0.680	0.692
0.85 Fmsy	0.298	0.314	0.332	0.384	0.422	0.448	0.498	0.512	0.532	0.558	0.564	0.580	0.620	0.634	0.646
0.9 Fmsy	0.292	0.300	0.318	0.332	0.366	0.404	0.438	0.448	0.484	0.512	0.512	0.536	0.558	0.564	0.578
0.95 Fmsy	0.290	0.292	0.298	0.308	0.318	0.330	0.340	0.362	0.402	0.422	0.440	0.448	0.468	0.490	0.508
1.0 Fmsy	0.286	0.286	0.286	0.286	0.286	0.286	0.286	0.286	0.286	0.286	0.286	0.286	0.286	0.286	0.286
14000	0.312	0.378	0.406	0.462	0.474	0.512	0.540	0.558	0.586	0.594	0.602	0.624	0.638	0.654	0.668
16000	0.296	0.356	0.394	0.416	0.466	0.470	0.500	0.520	0.538	0.538	0.578	0.582	0.588	0.594	0.600
18000	0.290	0.322	0.362	0.384	0.408	0.426	0.458	0.458	0.478	0.502	0.508	0.522	0.530	0.534	0.568
20000	0.286	0.308	0.346	0.358	0.364	0.384	0.394	0.406	0.416	0.440	0.444	0.448	0.468	0.468	0.478
22000	0.280	0.288	0.306	0.310	0.350	0.352	0.354	0.358	0.368	0.382	0.382	0.384	0.390	0.390	0.390
24000	0.280	0.280	0.278	0.288	0.292	0.298	0.298	0.320	0.320	0.330	0.340	0.338	0.336	0.340	0.340
26000	0.268	0.268	0.264	0.258	0.258	0.256	0.256	0.254	0.248	0.242	0.240	0.248	0.252	0.252	0.252
28000	0.268	0.256	0.244	0.240	0.236	0.232	0.218	0.218	0.218	0.210	0.202	0.202	0.198	0.190	0.188
30000	0.256	0.244	0.230	0.224	0.212	0.202	0.192	0.170	0.158	0.152	0.138	0.126	0.120	0.116	0.112
32000	0.252	0.236	0.220	0.206	0.170	0.156	0.140	0.130	0.118	0.114	0.096	0.090	0.088	0.080	0.076
34000	0.272	0.246	0.204	0.184	0.154	0.130	0.112	0.108	0.102	0.092	0.090	0.080	0.080	0.074	0.070

Probability of being green

Harvest	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028
0.75 Fmsy	0.308	0.338	0.408	0.448	0.508	0.520	0.548	0.578	0.598	0.634	0.648	0.678	0.694	0.710	0.742
0.8 Fmsy	0.298	0.328	0.370	0.422	0.456	0.508	0.522	0.548	0.562	0.584	0.628	0.634	0.652	0.680	0.692
0.85 Fmsy	0.298	0.314	0.332	0.384	0.422	0.448	0.498	0.512	0.532	0.558	0.564	0.580	0.620	0.634	0.646
0.9 Fmsy	0.292	0.300	0.318	0.332	0.366	0.404	0.438	0.448	0.484	0.512	0.512	0.536	0.558	0.564	0.578
0.95 Fmsy	0.290	0.292	0.298	0.308	0.318	0.330	0.340	0.362	0.402	0.422	0.440	0.448	0.468	0.490	0.508
1.0 Fmsy	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
14000	0.310	0.376	0.404	0.460	0.472	0.510	0.538	0.556	0.584	0.592	0.600	0.622	0.636	0.654	0.668
16000	0.294	0.354	0.392	0.414	0.464	0.468	0.498	0.520	0.538	0.538	0.578	0.582	0.588	0.594	0.600
18000	0.284	0.316	0.356	0.380	0.404	0.424	0.456	0.456	0.476	0.500	0.506	0.520	0.528	0.532	0.566
20000	0.280	0.304	0.342	0.354	0.362	0.382	0.392	0.404	0.414	0.438	0.444	0.448	0.468	0.468	0.478
22000	0.272	0.280	0.298	0.304	0.344	0.346	0.350	0.354	0.364	0.378	0.378	0.380	0.386	0.386	0.386
24000	0.262	0.262	0.260	0.270	0.274	0.280	0.280	0.302	0.302	0.312	0.322	0.322	0.322	0.326	0.326
26000	0.226	0.222	0.222	0.222	0.222	0.220	0.220	0.220	0.218	0.218	0.214	0.222	0.226	0.226	0.226
28000	0.192	0.182	0.178	0.178	0.170	0.160	0.160	0.158	0.156	0.150	0.142	0.142	0.136	0.132	0.130
30000	0.150	0.136	0.130	0.116	0.110	0.100	0.100	0.090	0.084	0.084	0.074	0.072	0.068	0.068	0.066
32000	0.114	0.098	0.082	0.076	0.074	0.068	0.064	0.062	0.060	0.056	0.054	0.050	0.050	0.050	0.050
34000	0.108	0.098	0.088	0.080	0.074	0.068	0.064	0.060	0.054	0.046	0.046	0.044	0.042	0.040	0.040

(b) Run 2

Probability $F < F_{MSY}$

Harvest	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028
14000	0.884	0.890	0.890	0.896	0.898	0.898	0.902	0.906	0.906	0.906	0.906	0.908	0.896	0.902	0.902
16000	0.818	0.828	0.828	0.838	0.844	0.844	0.846	0.848	0.848	0.846	0.846	0.846	0.848	0.848	0.848
18000	0.752	0.762	0.786	0.786	0.786	0.786	0.790	0.790	0.794	0.794	0.794	0.800	0.800	0.804	0.804
20000	0.608	0.628	0.628	0.638	0.640	0.662	0.666	0.680	0.686	0.686	0.686	0.686	0.696	0.696	0.710
22000	0.528	0.532	0.536	0.536	0.536	0.540	0.540	0.544	0.544	0.544	0.544	0.544	0.548	0.548	0.548
24000	0.424	0.418	0.416	0.420	0.414	0.414	0.414	0.414	0.414	0.412	0.418	0.428	0.428	0.428	0.428
26000	0.370	0.370	0.362	0.360	0.356	0.352	0.352	0.350	0.350	0.350	0.350	0.348	0.348	0.348	0.348
28000	0.322	0.320	0.314	0.314	0.312	0.298	0.296	0.296	0.296	0.294	0.276	0.262	0.260	0.254	0.254
30000	0.296	0.296	0.282	0.262	0.244	0.242	0.238	0.218	0.210	0.186	0.178	0.172	0.166	0.152	0.144
32000	0.260	0.242	0.234	0.210	0.178	0.168	0.150	0.136	0.128	0.124	0.118	0.110	0.108	0.100	0.094
34000	0.212	0.176	0.166	0.154	0.130	0.122	0.110	0.102	0.084	0.082	0.072	0.064	0.062	0.056	0.052

Probability $B > B_{MSY}$

Harvest	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028
0.75 Fmsy	0.612	0.664	0.722	0.762	0.802	0.818	0.846	0.852	0.862	0.900	0.902	0.932	0.938	0.938	0.944
0.8 Fmsy	0.602	0.660	0.700	0.730	0.762	0.802	0.818	0.846	0.848	0.852	0.894	0.900	0.902	0.932	0.938
0.85 Fmsy	0.596	0.626	0.664	0.712	0.730	0.762	0.786	0.818	0.830	0.846	0.846	0.852	0.876	0.894	0.900
0.9 Fmsy	0.564	0.602	0.628	0.660	0.688	0.716	0.742	0.762	0.774	0.800	0.828	0.836	0.846	0.846	0.850
0.95 Fmsy	0.560	0.564	0.598	0.604	0.622	0.646	0.688	0.698	0.702	0.720	0.734	0.760	0.774	0.774	0.804
1.0 Fmsy	0.530	0.530	0.530	0.530	0.530	0.530	0.530	0.530	0.530	0.530	0.530	0.530	0.530	0.530	0.530
14000	0.610	0.664	0.720	0.780	0.812	0.822	0.846	0.846	0.856	0.870	0.870	0.870	0.884	0.886	0.888
16000	0.598	0.636	0.652	0.716	0.752	0.780	0.806	0.810	0.832	0.832	0.832	0.836	0.842	0.848	0.848
18000	0.598	0.614	0.632	0.644	0.656	0.698	0.736	0.762	0.772	0.784	0.808	0.808	0.814	0.814	0.802
20000	0.580	0.596	0.610	0.630	0.634	0.626	0.636	0.636	0.650	0.640	0.628	0.636	0.650	0.654	0.670
22000	0.568	0.570	0.570	0.574	0.572	0.584	0.578	0.572	0.560	0.560	0.564	0.564	0.564	0.550	0.550
24000	0.548	0.548	0.536	0.524	0.514	0.514	0.480	0.474	0.474	0.474	0.454	0.454	0.458	0.454	0.448
26000	0.528	0.502	0.482	0.468	0.468	0.428	0.428	0.426	0.412	0.404	0.408	0.404	0.400	0.400	0.400

28000	0.520	0.482	0.458	0.444	0.428	0.398	0.386	0.372	0.366	0.342	0.332	0.326	0.326	0.320	0.312
30000	0.488	0.462	0.428	0.420	0.374	0.360	0.322	0.304	0.286	0.274	0.264	0.258	0.246	0.230	0.220
32000	0.488	0.442	0.402	0.386	0.330	0.306	0.280	0.254	0.236	0.204	0.192	0.178	0.166	0.160	0.144
34000	0.476	0.432	0.406	0.370	0.306	0.254	0.222	0.186	0.176	0.168	0.152	0.148	0.134	0.112	0.108

Probability of being green

Harvest	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028
14000	0.598	0.652	0.708	0.768	0.800	0.810	0.834	0.834	0.844	0.858	0.858	0.858	0.860	0.862	0.864
16000	0.574	0.612	0.628	0.692	0.728	0.756	0.782	0.786	0.810	0.806	0.806	0.810	0.816	0.822	0.822
18000	0.554	0.570	0.588	0.600	0.612	0.654	0.694	0.720	0.730	0.742	0.766	0.776	0.790	0.790	0.790
20000	0.520	0.536	0.550	0.570	0.576	0.576	0.586	0.586	0.600	0.600	0.600	0.614	0.628	0.632	0.648
22000	0.484	0.496	0.496	0.510	0.510	0.528	0.532	0.534	0.534	0.534	0.538	0.538	0.536	0.536	0.536
24000	0.408	0.412	0.410	0.416	0.410	0.410	0.410	0.410	0.410	0.408	0.408	0.408	0.412	0.412	0.412
26000	0.370	0.370	0.362	0.360	0.356	0.352	0.346	0.344	0.344	0.344	0.350	0.348	0.348	0.348	0.348
28000	0.322	0.320	0.314	0.314	0.312	0.298	0.296	0.296	0.296	0.294	0.276	0.262	0.260	0.254	0.254
30000	0.296	0.296	0.282	0.262	0.244	0.242	0.238	0.218	0.210	0.186	0.178	0.172	0.166	0.152	0.144
32000	0.260	0.242	0.234	0.210	0.178	0.168	0.150	0.136	0.128	0.124	0.118	0.110	0.108	0.100	0.094
34000	0.212	0.176	0.166	0.154	0.130	0.122	0.110	0.102	0.084	0.082	0.072	0.064	0.062	0.056	0.052

(c) Run 3

Probability $F < F_{MSY}$

Harvest	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028
14000	0.876	0.882	0.888	0.892	0.894	0.894	0.898	0.898	0.898	0.898	0.898	0.904	0.904	0.904	0.906
16000	0.826	0.832	0.838	0.838	0.838	0.850	0.866	0.870	0.872	0.872	0.876	0.878	0.878	0.878	0.882
18000	0.796	0.800	0.804	0.806	0.806	0.808	0.810	0.810	0.810	0.810	0.812	0.816	0.816	0.816	0.816
20000	0.748	0.750	0.754	0.756	0.762	0.774	0.774	0.774	0.776	0.776	0.782	0.788	0.788	0.788	0.792
22000	0.712	0.714	0.714	0.714	0.718	0.720	0.722	0.724	0.724	0.726	0.726	0.726	0.726	0.728	0.732
24000	0.676	0.678	0.684	0.688	0.688	0.688	0.688	0.688	0.684	0.684	0.684	0.684	0.684	0.684	0.686
26000	0.632	0.632	0.630	0.632	0.632	0.632	0.632	0.630	0.628	0.632	0.630	0.630	0.630	0.630	0.630
28000	0.590	0.588	0.586	0.586	0.582	0.580	0.578	0.576	0.574	0.572	0.556	0.552	0.552	0.550	0.548

30000	0.570	0.552	0.548	0.538	0.532	0.524	0.524	0.520	0.514	0.508	0.498	0.488	0.488	0.482	0.476
32000	0.530	0.522	0.518	0.500	0.492	0.476	0.472	0.468	0.458	0.450	0.448	0.434	0.432	0.432	0.424
34000	0.522	0.508	0.502	0.488	0.474	0.462	0.448	0.440	0.428	0.418	0.410	0.408	0.406	0.398	0.390

Probability $B > B_{MSY}$

Harvest	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028
0.75 Fmsy	0.718	0.738	0.758	0.770	0.794	0.798	0.818	0.830	0.838	0.844	0.846	0.852	0.860	0.866	0.880
0.8 Fmsy	0.708	0.732	0.754	0.762	0.772	0.790	0.798	0.814	0.824	0.832	0.840	0.844	0.848	0.854	0.860
0.85 Fmsy	0.708	0.724	0.736	0.754	0.762	0.772	0.786	0.794	0.806	0.814	0.818	0.830	0.840	0.844	0.844
0.9 Fmsy	0.706	0.712	0.724	0.736	0.752	0.756	0.766	0.772	0.778	0.790	0.794	0.802	0.814	0.814	0.828
0.95 Fmsy	0.704	0.706	0.708	0.718	0.724	0.730	0.742	0.750	0.756	0.764	0.770	0.772	0.776	0.778	0.784
1.0 Fmsy	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700	0.700
14000	0.698	0.724	0.734	0.754	0.768	0.782	0.798	0.802	0.812	0.814	0.814	0.816	0.828	0.834	0.842
16000	0.692	0.722	0.730	0.738	0.754	0.760	0.776	0.786	0.794	0.794	0.800	0.808	0.812	0.812	0.812
18000	0.688	0.710	0.722	0.728	0.736	0.742	0.752	0.752	0.764	0.774	0.774	0.788	0.790	0.794	0.800
20000	0.678	0.696	0.716	0.720	0.718	0.724	0.726	0.734	0.736	0.740	0.742	0.744	0.754	0.754	0.764
22000	0.676	0.686	0.698	0.698	0.714	0.714	0.712	0.710	0.716	0.718	0.718	0.720	0.722	0.722	0.722
24000	0.674	0.676	0.674	0.680	0.680	0.686	0.686	0.692	0.694	0.698	0.702	0.702	0.702	0.706	0.704
26000	0.672	0.672	0.664	0.662	0.660	0.660	0.660	0.658	0.652	0.654	0.650	0.650	0.652	0.652	0.646
28000	0.672	0.658	0.650	0.648	0.640	0.640	0.630	0.628	0.624	0.612	0.606	0.600	0.596	0.590	0.590
30000	0.662	0.650	0.640	0.630	0.626	0.612	0.598	0.586	0.568	0.558	0.550	0.548	0.540	0.540	0.534
32000	0.658	0.644	0.630	0.618	0.592	0.574	0.554	0.550	0.534	0.516	0.508	0.502	0.492	0.478	0.474
34000	0.686	0.672	0.658	0.622	0.594	0.578	0.548	0.532	0.524	0.504	0.486	0.478	0.472	0.458	0.452

Probability of being green

Harvest	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028
0.75 Fmsy	0.718	0.738	0.758	0.770	0.794	0.798	0.818	0.830	0.838	0.844	0.846	0.852	0.860	0.866	0.880
0.8 Fmsy	0.708	0.732	0.754	0.762	0.772	0.790	0.798	0.814	0.824	0.832	0.840	0.844	0.848	0.854	0.860
0.85 Fmsy	0.708	0.724	0.736	0.754	0.762	0.772	0.786	0.794	0.806	0.814	0.818	0.830	0.840	0.844	0.844
0.9 Fmsy	0.706	0.712	0.724	0.736	0.752	0.756	0.766	0.772	0.778	0.790	0.794	0.802	0.814	0.814	0.828
0.95 Fmsy	0.704	0.706	0.708	0.718	0.724	0.730	0.742	0.750	0.756	0.764	0.770	0.772	0.776	0.778	0.784
1.0 Fmsy	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
14000	0.696	0.722	0.732	0.752	0.766	0.780	0.796	0.800	0.810	0.812	0.812	0.814	0.826	0.834	0.842
16000	0.690	0.720	0.728	0.736	0.752	0.758	0.774	0.786	0.794	0.794	0.800	0.808	0.812	0.812	0.812
18000	0.684	0.706	0.718	0.724	0.732	0.740	0.750	0.750	0.762	0.772	0.772	0.786	0.788	0.792	0.798
20000	0.670	0.688	0.708	0.712	0.712	0.718	0.720	0.728	0.730	0.734	0.738	0.740	0.750	0.750	0.760
22000	0.664	0.674	0.686	0.688	0.704	0.704	0.704	0.704	0.710	0.712	0.712	0.714	0.716	0.716	0.716
24000	0.656	0.656	0.656	0.662	0.662	0.668	0.668	0.674	0.672	0.676	0.680	0.680	0.680	0.684	0.684
26000	0.632	0.632	0.630	0.630	0.630	0.630	0.630	0.628	0.624	0.626	0.624	0.626	0.630	0.630	0.630
28000	0.590	0.588	0.586	0.586	0.582	0.580	0.578	0.576	0.574	0.572	0.556	0.552	0.552	0.550	0.548
30000	0.570	0.552	0.548	0.538	0.532	0.524	0.524	0.520	0.514	0.508	0.498	0.488	0.488	0.482	0.476
32000	0.530	0.522	0.518	0.500	0.492	0.476	0.472	0.468	0.458	0.450	0.448	0.434	0.432	0.432	0.424
34000	0.522	0.508	0.502	0.488	0.474	0.462	0.448	0.440	0.428	0.418	0.410	0.408	0.406	0.398	0.390

(d) Run 4

Probability $F < F_{MSY}$

Harvest	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028
14000	0.950	0.950	0.952	0.952	0.952	0.954	0.954	0.954	0.954	0.954	0.954	0.954	0.954	0.954	0.954
16000	0.932	0.936	0.938	0.940	0.940	0.942	0.942	0.944	0.944	0.944	0.944	0.944	0.944	0.944	0.944
18000	0.926	0.926	0.928	0.926	0.926	0.926	0.924	0.924	0.924	0.924	0.924	0.924	0.922	0.922	0.922
20000	0.894	0.896	0.896	0.896	0.896	0.898	0.898	0.898	0.898	0.900	0.900	0.900	0.902	0.902	0.902
22000	0.870	0.870	0.870	0.874	0.874	0.878	0.870	0.870	0.872	0.872	0.872	0.872	0.872	0.874	0.874
24000	0.826	0.826	0.830	0.826	0.826	0.826	0.826	0.822	0.822	0.822	0.822	0.816	0.818	0.818	0.814
26000	0.800	0.794	0.792	0.788	0.788	0.786	0.786	0.786	0.786	0.782	0.784	0.778	0.772	0.772	0.772
28000	0.766	0.766	0.764	0.760	0.752	0.750	0.750	0.746	0.746	0.746	0.746	0.736	0.736	0.730	0.730

30000	0.750	0.746	0.744	0.740	0.730	0.726	0.720	0.714	0.704	0.698	0.696	0.688	0.684	0.680	0.674
32000	0.732	0.728	0.720	0.706	0.696	0.686	0.676	0.664	0.642	0.626	0.612	0.598	0.590	0.576	0.568
34000	0.638	0.628	0.612	0.594	0.574	0.556	0.530	0.516	0.498	0.486	0.480	0.474	0.470	0.462	0.458

Probability B>B_{MSY}

Harvest	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028
0.75 Fmsy	0.818	0.840	0.862	0.878	0.890	0.892	0.900	0.910	0.922	0.938	0.948	0.948	0.950	0.950	0.956
0.8 Fmsy	0.814	0.838	0.854	0.864	0.878	0.890	0.892	0.900	0.902	0.922	0.922	0.936	0.948	0.948	0.948
0.85 Fmsy	0.812	0.828	0.842	0.854	0.862	0.876	0.878	0.890	0.894	0.898	0.902	0.920	0.920	0.934	0.940
0.9 Fmsy	0.808	0.814	0.832	0.842	0.854	0.860	0.864	0.876	0.880	0.890	0.894	0.896	0.902	0.906	0.914
0.95 Fmsy	0.798	0.810	0.818	0.826	0.832	0.836	0.842	0.852	0.854	0.862	0.862	0.868	0.878	0.884	0.886
1.0 Fmsy	0.792	0.792	0.792	0.792	0.792	0.792	0.792	0.792	0.792	0.792	0.792	0.796	0.796	0.794	0.796
14000	0.894	0.902	0.916	0.922	0.930	0.934	0.936	0.938	0.938	0.938	0.940	0.948	0.948	0.948	0.948
16000	0.892	0.902	0.910	0.916	0.922	0.926	0.930	0.932	0.932	0.930	0.934	0.934	0.934	0.934	0.936
18000	0.888	0.900	0.902	0.910	0.914	0.916	0.914	0.914	0.922	0.922	0.922	0.928	0.928	0.930	0.930
20000	0.878	0.884	0.894	0.894	0.892	0.894	0.904	0.904	0.904	0.904	0.906	0.908	0.908	0.908	0.908
22000	0.878	0.880	0.884	0.882	0.884	0.888	0.890	0.890	0.890	0.890	0.892	0.896	0.896	0.896	0.896
24000	0.876	0.870	0.870	0.868	0.868	0.868	0.868	0.868	0.868	0.868	0.864	0.864	0.864	0.860	0.854
26000	0.870	0.870	0.866	0.862	0.862	0.862	0.854	0.850	0.844	0.832	0.832	0.822	0.820	0.812	0.804
28000	0.870	0.870	0.854	0.844	0.836	0.828	0.822	0.814	0.804	0.800	0.784	0.766	0.758	0.756	0.752
30000	0.870	0.858	0.834	0.828	0.820	0.804	0.790	0.784	0.762	0.754	0.736	0.732	0.724	0.718	0.710
32000	0.864	0.840	0.832	0.818	0.800	0.778	0.758	0.734	0.714	0.704	0.694	0.684	0.658	0.646	0.642
34000	0.802	0.770	0.752	0.718	0.704	0.670	0.640	0.626	0.596	0.590	0.550	0.536	0.518	0.514	0.506

Probability of being green

Harvest	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028
0.75 Fmsy	0.818	0.840	0.862	0.878	0.890	0.892	0.900	0.910	0.922	0.938	0.948	0.948	0.950	0.950	0.956
0.8 Fmsy	0.814	0.838	0.854	0.864	0.878	0.890	0.892	0.900	0.902	0.922	0.922	0.936	0.948	0.948	0.948
0.85 Fmsy	0.812	0.828	0.842	0.854	0.862	0.876	0.878	0.890	0.894	0.898	0.902	0.920	0.920	0.934	0.940
0.9 Fmsy	0.808	0.814	0.832	0.842	0.854	0.860	0.864	0.876	0.880	0.890	0.894	0.896	0.902	0.906	0.914

0.95 Fmsy	0.798	0.810	0.818	0.826	0.832	0.836	0.842	0.852	0.854	0.862	0.862	0.868	0.878	0.884	0.886
1.0 Fmsy	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
14000	0.890	0.898	0.912	0.918	0.926	0.930	0.932	0.934	0.934	0.934	0.936	0.944	0.944	0.944	0.944
16000	0.888	0.898	0.906	0.912	0.918	0.922	0.926	0.928	0.928	0.930	0.934	0.934	0.934	0.934	0.936
18000	0.884	0.896	0.898	0.904	0.908	0.910	0.908	0.908	0.916	0.916	0.916	0.922	0.920	0.922	0.922
20000	0.862	0.868	0.878	0.878	0.880	0.882	0.892	0.892	0.892	0.892	0.894	0.896	0.896	0.896	0.896
22000	0.856	0.858	0.862	0.864	0.866	0.870	0.864	0.864	0.864	0.864	0.866	0.870	0.870	0.870	0.870
24000	0.824	0.824	0.824	0.822	0.822	0.826	0.826	0.822	0.822	0.822	0.822	0.816	0.816	0.816	0.812
26000	0.800	0.794	0.792	0.788	0.788	0.786	0.786	0.786	0.786	0.782	0.782	0.776	0.770	0.772	0.772
28000	0.766	0.766	0.764	0.760	0.752	0.750	0.750	0.746	0.746	0.746	0.746	0.736	0.736	0.730	0.730
30000	0.750	0.746	0.744	0.740	0.730	0.726	0.720	0.714	0.704	0.698	0.696	0.688	0.684	0.680	0.674
32000	0.732	0.728	0.720	0.706	0.696	0.686	0.676	0.664	0.642	0.626	0.612	0.598	0.590	0.576	0.568
34000	0.638	0.628	0.612	0.594	0.574	0.556	0.530	0.516	0.498	0.486	0.480	0.474	0.470	0.462	0.458

Table 24. Kobe II matrices for the 8 scenarios combined in the South Atlantic

(a) Probability $F < F_{MSY}$

Harvest	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
14000	0.909	0.914	0.919	0.922	0.923	0.924	0.926	0.928	0.929	0.929	0.930	0.932	0.931
16000	0.857	0.863	0.871	0.874	0.878	0.882	0.887	0.892	0.895	0.897	0.899	0.901	0.902
18000	0.799	0.808	0.819	0.825	0.830	0.834	0.838	0.841	0.843	0.846	0.848	0.851	0.852
20000	0.680	0.698	0.708	0.719	0.728	0.740	0.746	0.753	0.759	0.765	0.772	0.776	0.781
22000	0.590	0.603	0.610	0.618	0.626	0.634	0.637	0.644	0.648	0.654	0.656	0.659	0.662
24000	0.506	0.511	0.519	0.526	0.530	0.534	0.537	0.540	0.541	0.542	0.545	0.547	0.550
26000	0.414	0.413	0.414	0.414	0.415	0.415	0.417	0.418	0.419	0.419	0.420	0.419	0.418
28000	0.339	0.332	0.325	0.322	0.316	0.311	0.306	0.304	0.301	0.299	0.292	0.287	0.284
30000	0.286	0.272	0.261	0.247	0.236	0.227	0.221	0.213	0.207	0.200	0.193	0.188	0.185
32000	0.240	0.220	0.206	0.192	0.182	0.175	0.170	0.166	0.161	0.157	0.154	0.149	0.148
34000	0.201	0.182	0.171	0.165	0.157	0.151	0.144	0.140	0.133	0.129	0.126	0.124	0.123

(b) Probability $B > B_{MSY}$

Harvest	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
0.75 Fmsy	0.470	0.539	0.598	0.637	0.678	0.700	0.728	0.753	0.778	0.809	0.824	0.841	0.851
0.8 Fmsy	0.465	0.526	0.576	0.610	0.641	0.675	0.693	0.717	0.735	0.755	0.782	0.796	0.810
0.85 Fmsy	0.464	0.510	0.547	0.584	0.609	0.634	0.658	0.676	0.696	0.712	0.723	0.738	0.757
0.9 Fmsy	0.459	0.490	0.522	0.548	0.570	0.592	0.610	0.625	0.642	0.658	0.671	0.681	0.694
0.95 Fmsy	0.457	0.475	0.493	0.513	0.526	0.542	0.557	0.568	0.581	0.591	0.600	0.609	0.618
1.0 Fmsy	0.451	0.459	0.464	0.471	0.475	0.480	0.482	0.487	0.490	0.493	0.496	0.499	0.500
14000	0.477	0.581	0.643	0.696	0.734	0.762	0.790	0.815	0.836	0.848	0.855	0.864	0.872
16000	0.472	0.562	0.615	0.660	0.700	0.724	0.750	0.767	0.788	0.802	0.822	0.833	0.840
18000	0.471	0.541	0.590	0.623	0.650	0.678	0.703	0.719	0.737	0.750	0.763	0.775	0.787
20000	0.465	0.519	0.564	0.592	0.610	0.627	0.644	0.658	0.671	0.680	0.688	0.696	0.709
22000	0.463	0.495	0.529	0.549	0.570	0.583	0.591	0.599	0.606	0.615	0.623	0.628	0.635
24000	0.460	0.475	0.488	0.501	0.511	0.522	0.524	0.534	0.538	0.542	0.544	0.548	0.551
26000	0.455	0.453	0.451	0.449	0.449	0.444	0.443	0.443	0.439	0.436	0.437	0.437	0.438
28000	0.454	0.432	0.412	0.398	0.384	0.372	0.361	0.352	0.347	0.337	0.327	0.321	0.316
30000	0.447	0.409	0.373	0.350	0.326	0.308	0.285	0.269	0.253	0.242	0.231	0.226	0.218
32000	0.445	0.386	0.342	0.307	0.265	0.239	0.221	0.209	0.201	0.193	0.187	0.182	0.176
34000	0.442	0.368	0.308	0.257	0.224	0.205	0.191	0.182	0.175	0.169	0.160	0.155	0.151

(c) Probability of green status ($B > B_{MSY}$ and $F < F_{MSY}$).

Harvest	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
0.75 Fmsy	0.469	0.538	0.597	0.637	0.677	0.699	0.728	0.753	0.778	0.809	0.824	0.841	0.851
0.8 Fmsy	0.465	0.525	0.575	0.610	0.641	0.675	0.693	0.717	0.735	0.755	0.782	0.796	0.810
0.85 Fmsy	0.464	0.509	0.547	0.583	0.609	0.634	0.658	0.676	0.696	0.712	0.723	0.738	0.757
0.9 Fmsy	0.458	0.489	0.522	0.547	0.570	0.592	0.610	0.625	0.642	0.658	0.671	0.681	0.694
0.95 Fmsy	0.456	0.474	0.492	0.513	0.526	0.541	0.557	0.568	0.581	0.591	0.600	0.609	0.618
1.0 Fmsy	0.160	0.169	0.174	0.181	0.186	0.190	0.193	0.197	0.201	0.203	0.207	0.209	0.211
14000	0.474	0.578	0.641	0.693	0.731	0.760	0.788	0.812	0.833	0.846	0.853	0.861	0.868
16000	0.468	0.557	0.610	0.656	0.695	0.720	0.746	0.763	0.785	0.798	0.819	0.829	0.837
18000	0.463	0.533	0.583	0.615	0.642	0.672	0.697	0.713	0.730	0.744	0.757	0.770	0.783
20000	0.454	0.508	0.553	0.581	0.601	0.618	0.635	0.650	0.663	0.673	0.682	0.692	0.704
22000	0.446	0.480	0.514	0.536	0.558	0.572	0.580	0.590	0.598	0.608	0.615	0.620	0.627
24000	0.428	0.445	0.459	0.475	0.484	0.496	0.503	0.513	0.517	0.521	0.526	0.529	0.532
26000	0.394	0.395	0.399	0.400	0.402	0.403	0.405	0.406	0.407	0.409	0.411	0.412	0.413
28000	0.336	0.329	0.324	0.321	0.315	0.309	0.305	0.302	0.300	0.298	0.291	0.285	0.283
30000	0.286	0.272	0.261	0.247	0.236	0.227	0.221	0.213	0.207	0.200	0.193	0.188	0.185
32000	0.240	0.220	0.206	0.192	0.182	0.175	0.170	0.166	0.161	0.157	0.154	0.149	0.148
34000	0.201	0.182	0.171	0.165	0.157	0.151	0.144	0.140	0.133	0.129	0.126	0.124	0.123

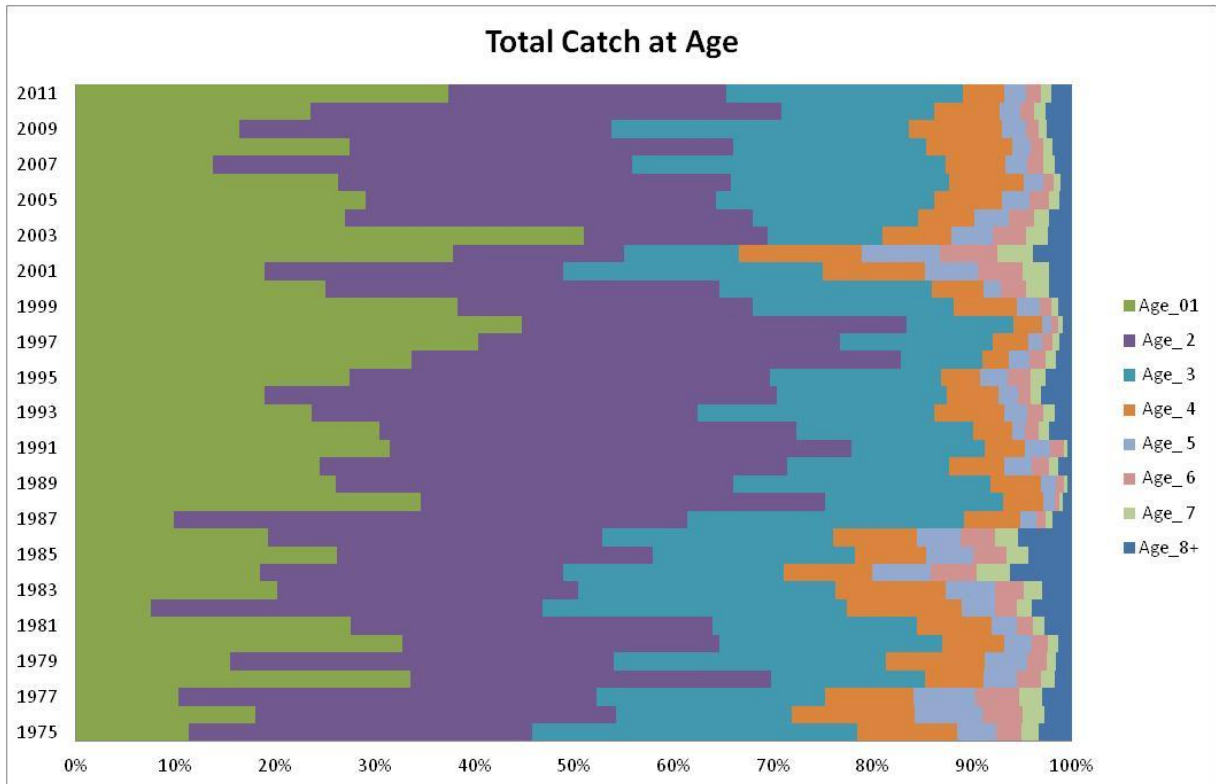


Figure 1. Total N-ALB catch-at-age (CAA).

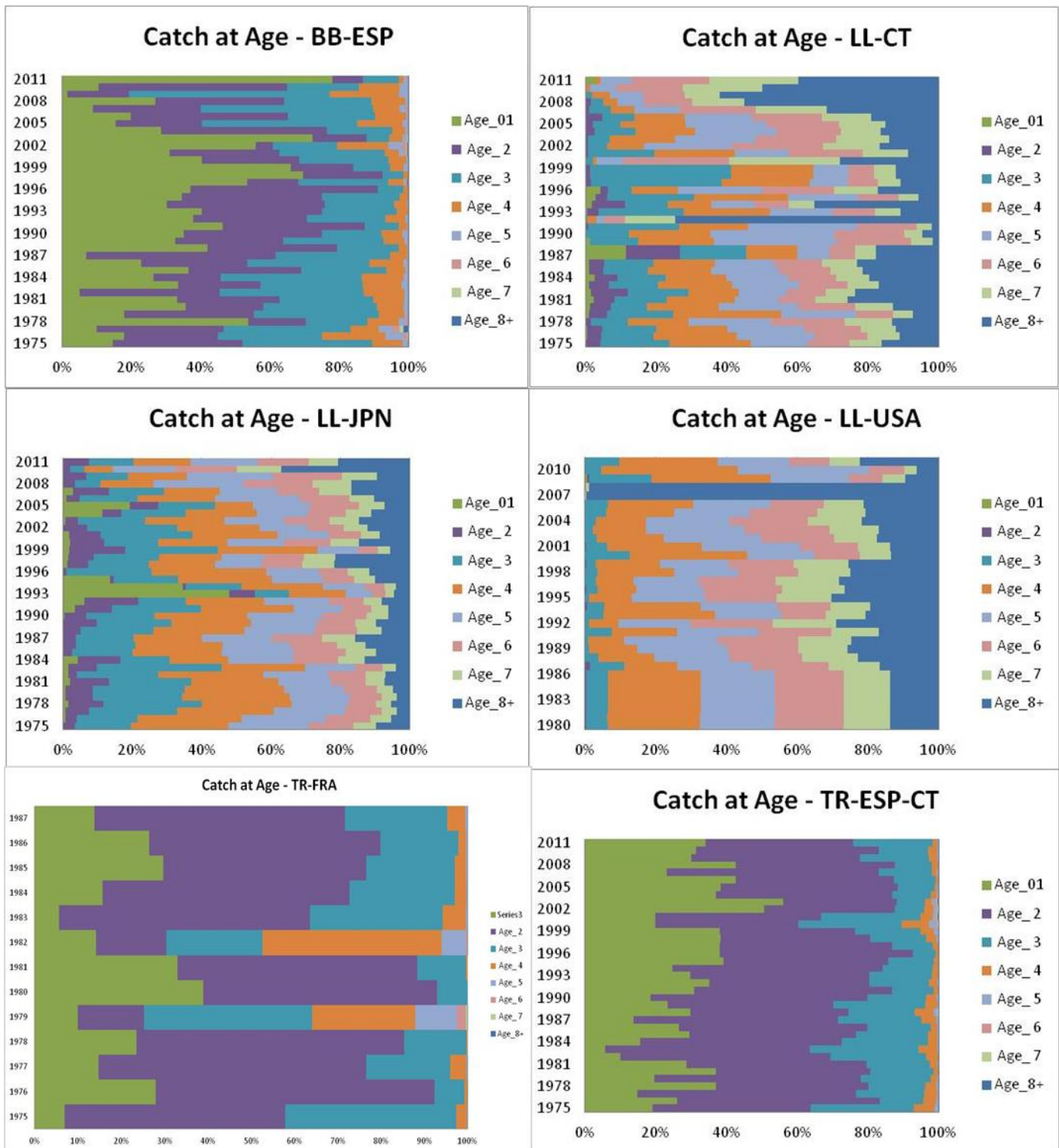


Figure 2. Partial catch-at-age by fleet.

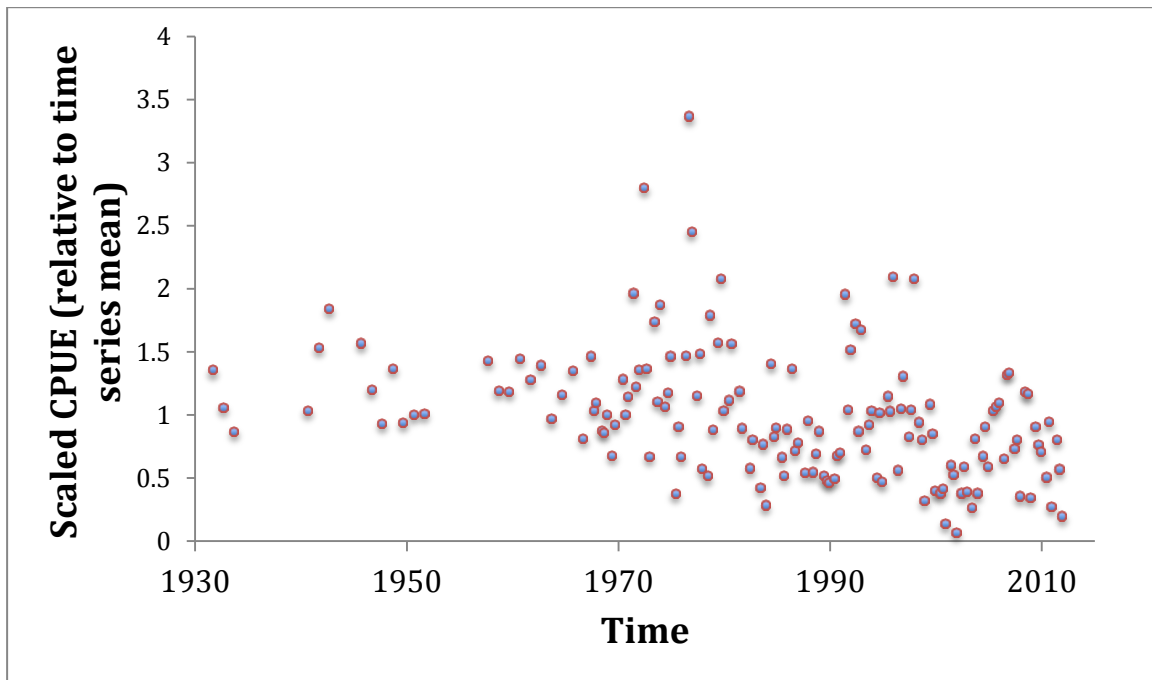


Figure 3. Composite troll CPUE on a quarterly time step constructed using the methodology applied in Anon (2009), but using a GLM to adjust for overlapping time periods.

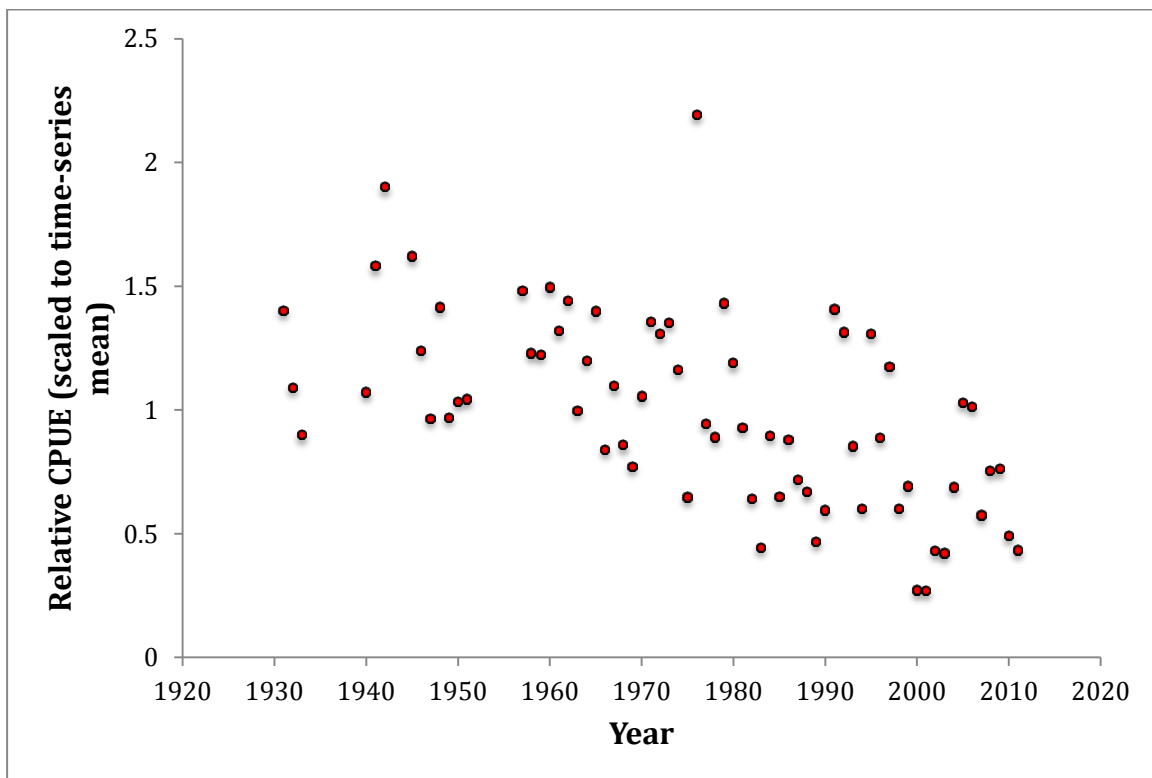


Figure 4. Composite troll CPUE on an annual time step constructed using the methodology applied in Anon (2009), but using a GLM to adjust for overlapping time-periods.

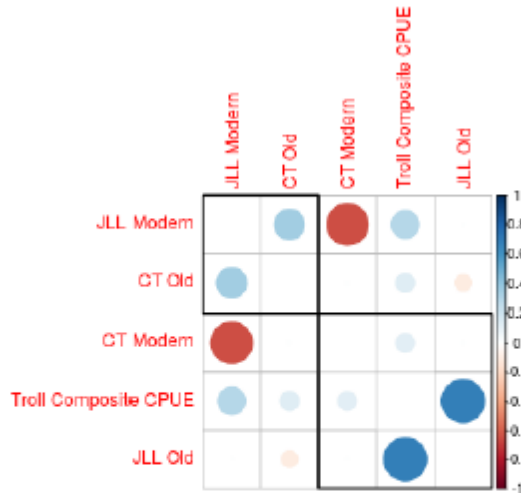


Figure 5. Correlation matrix for the northern stock indices. Blue indicates a positive correlation and red, a negative correlation. The order of the indices and the rectangular boxes are chosen based on a hierarchical cluster analysis using a set of dissimilarities for the indices being clustered.

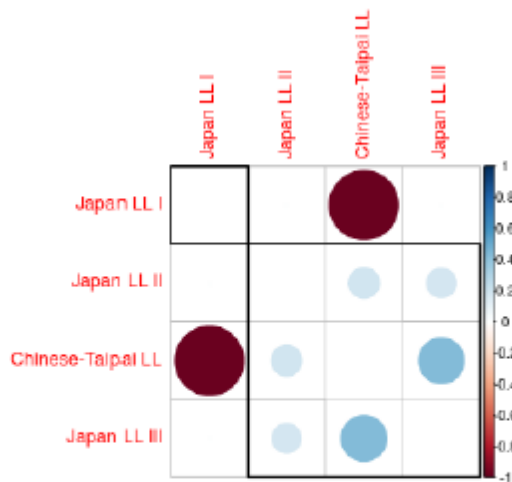


Figure 6. Correlation matrix for the southern stock indices. Blue indicates a positive correlation and red, a negative correlation. The order of the indices and the rectangular boxes are chosen based on a hierarchical cluster analysis using a set of dissimilarities for the indices being clustered.

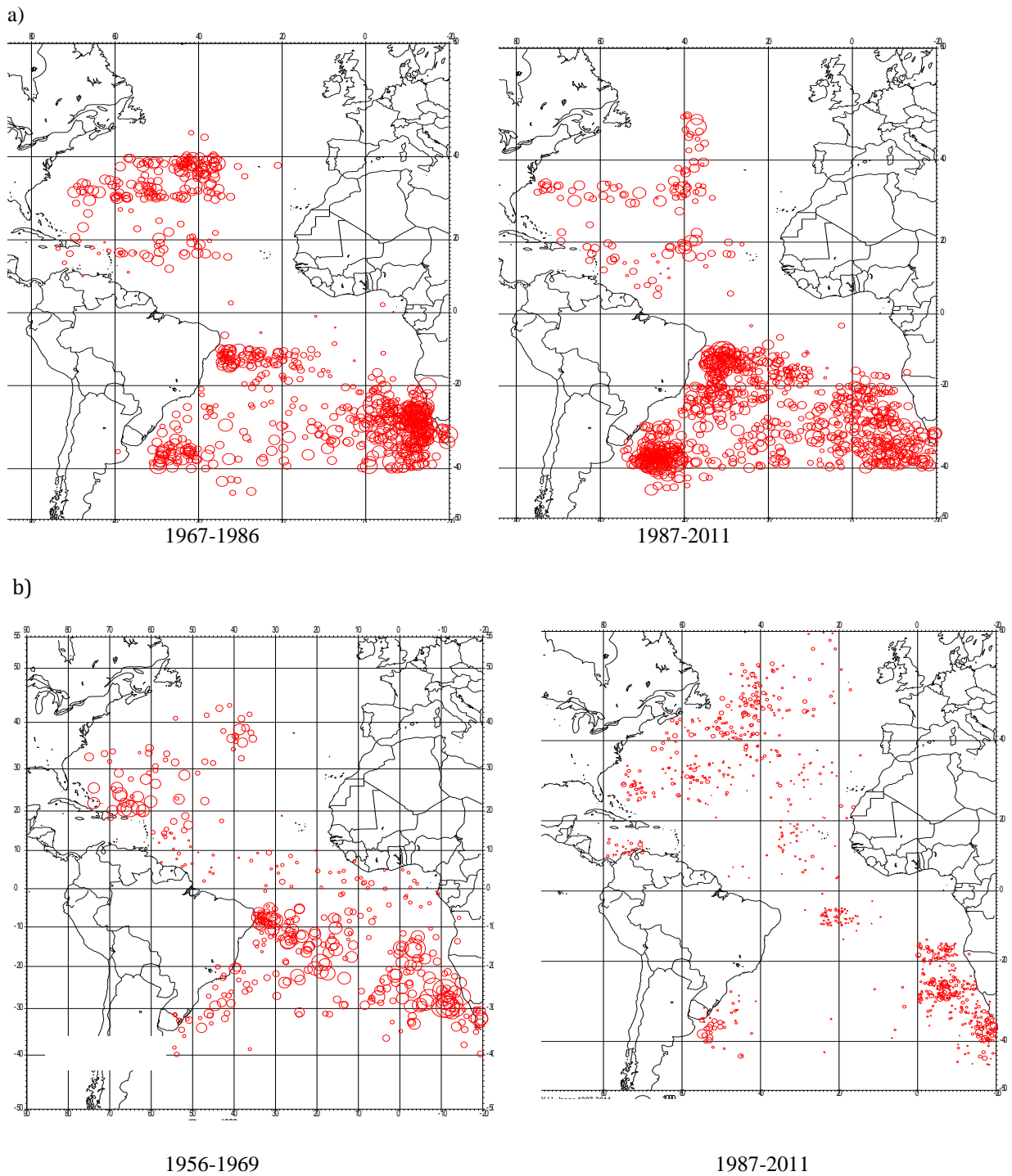


Figure 7. Map of the 3 best monthly catches of albacore (1) during the early period, and (2) during recent years showing the approximate main areas of major ALB catches of the (a) Chinese Taipei, and b) Japanese longline fleets in the North and South Atlantic (all the albacore monthly catches of each period are randomly plotted within each 5° square).

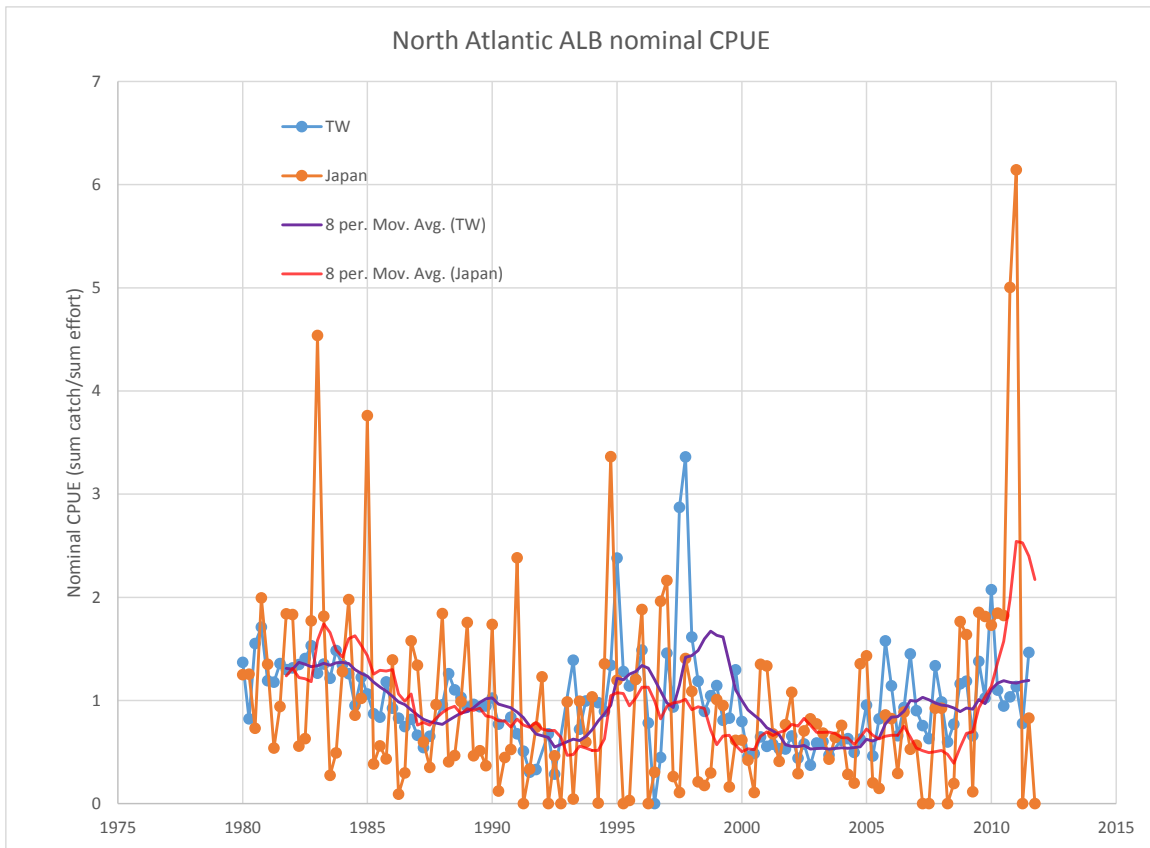
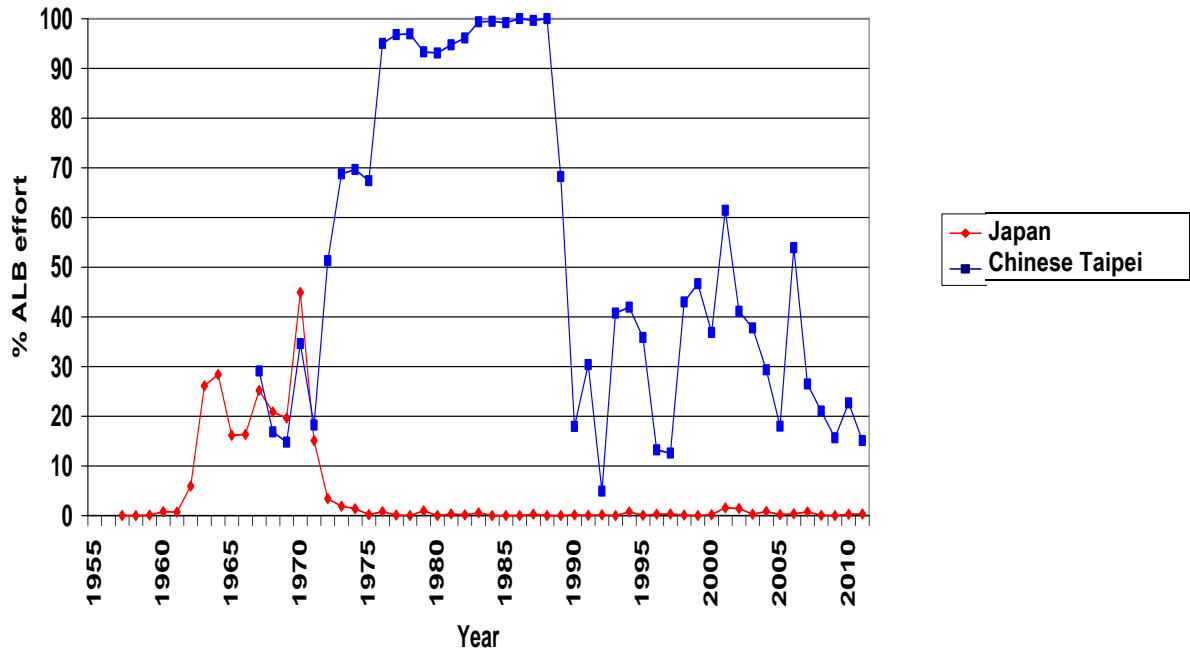


Figure 8. Nominal CPUE for Chinese Taipei and Japan between 20°N-40°N and west of 30°W.

N Atl ALB: % of effort with dominant ALB catches in weight



S Atl ALB: % of effort with dominant ALB catches in weight

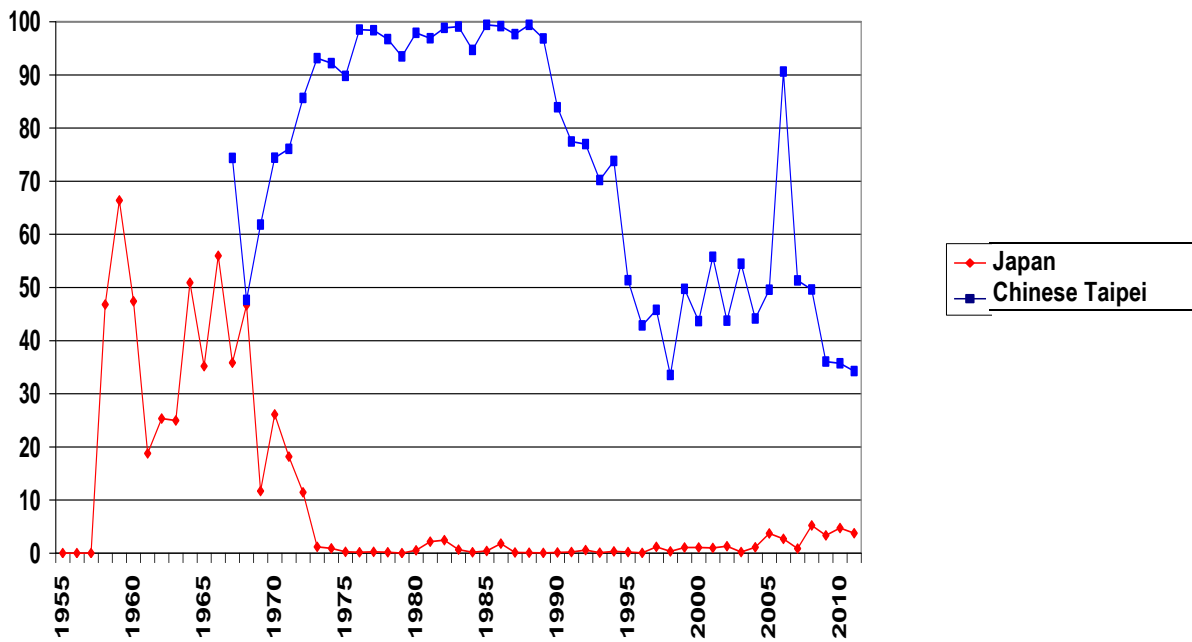


Figure 9. Percent of fishing effort with more than 50% ALB catch for the North (9a) and South (9b) Atlantic stocks.

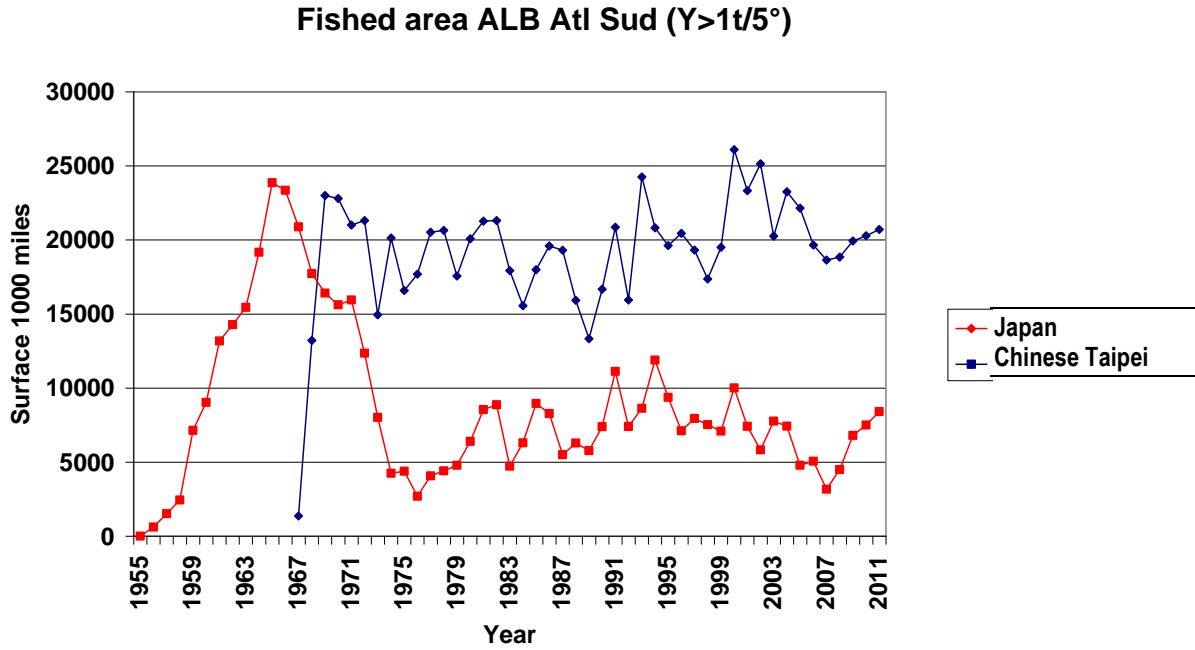


Figure 10. Sizes of the areas fished for albacore by longliners in the northern and southern Atlantic: number of 5x5 quadrants with at least 1 t of ALB catch in a month for the South Atlantic stock, for the Chinese Taipei and Japanese longliners.

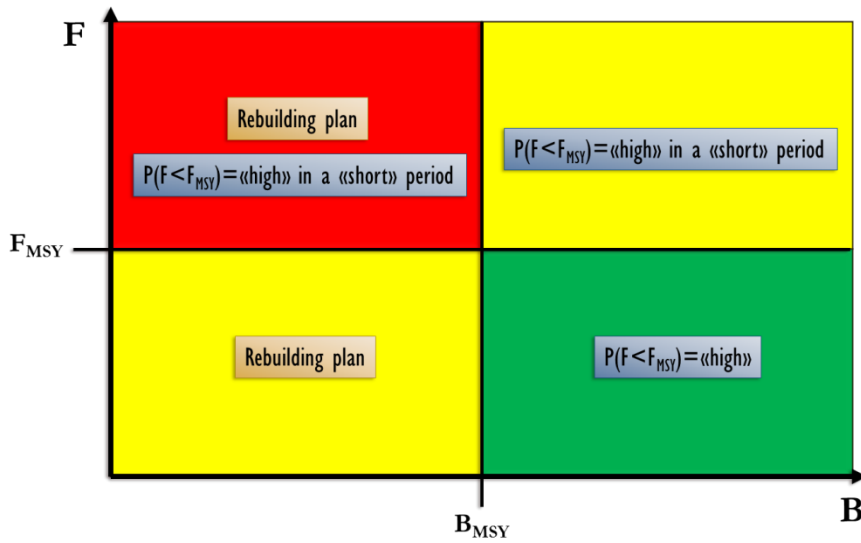


Figure 11. Schematic representation of the key elements of the Recommendation by ICCAT on the principles of decision making for ICCAT conservation and management measures (Rec. 11-13).

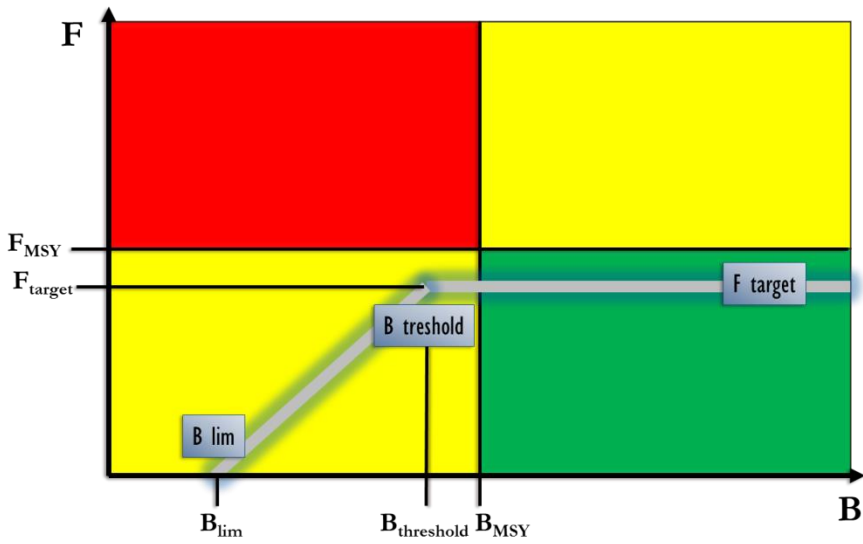


Figure 12. Generic form of the HCR recommended by SCRS (SCRS, 2011). B_{lim} is the limit biomass reference point, $B_{threshold}$ is the biomass point at which increasingly strict management actions should be taken as biomass decreases and F_{target} , the target fishing mortality rate to be applied such that it is lower than F_{MSY} with ‘high probability’ (Rec [11-13]).

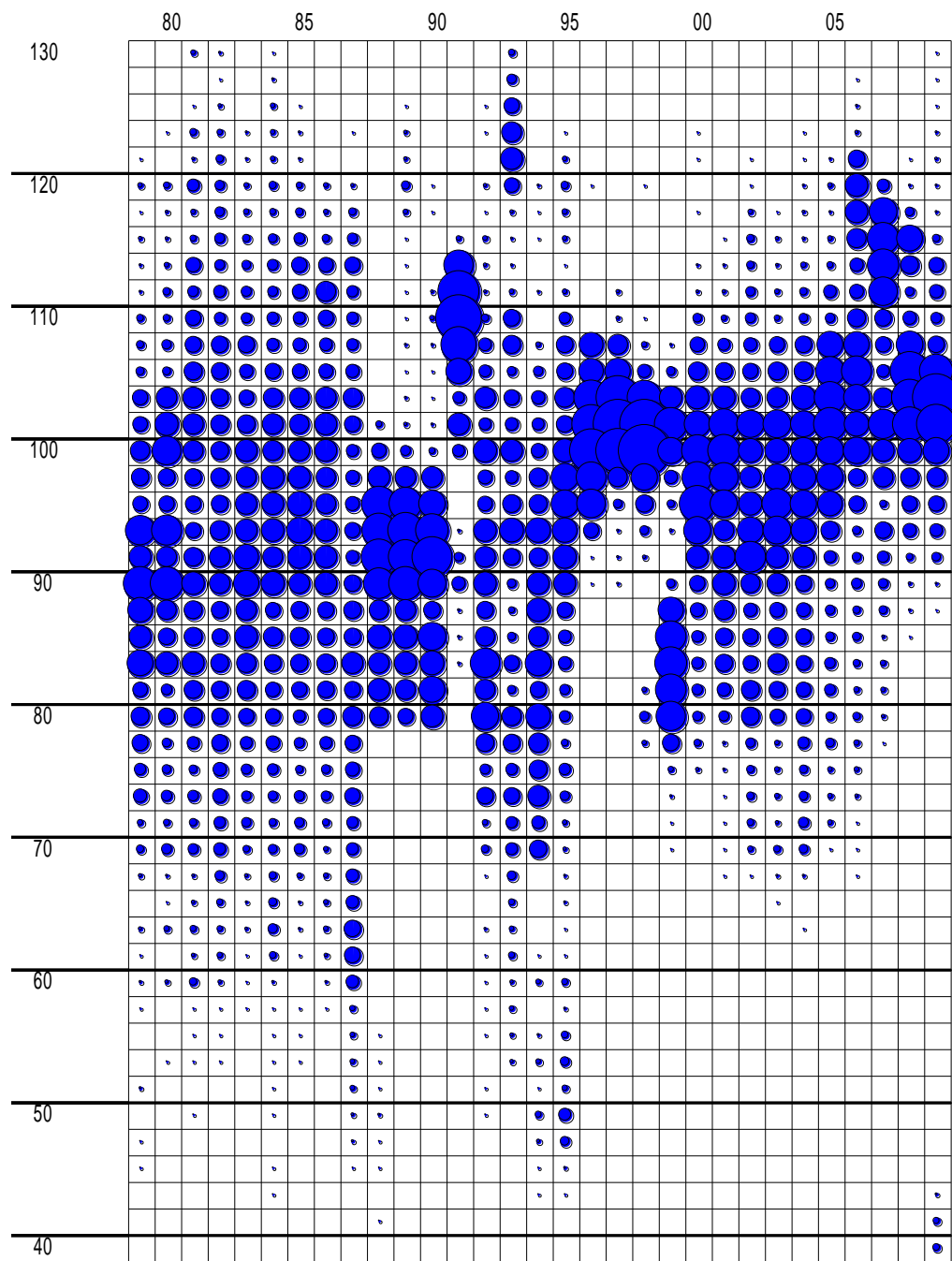


Figure 13. Change in size distributions (Y axis, in cm.) of catch in the Chinese Taipei fleet over time (X axis, in years).

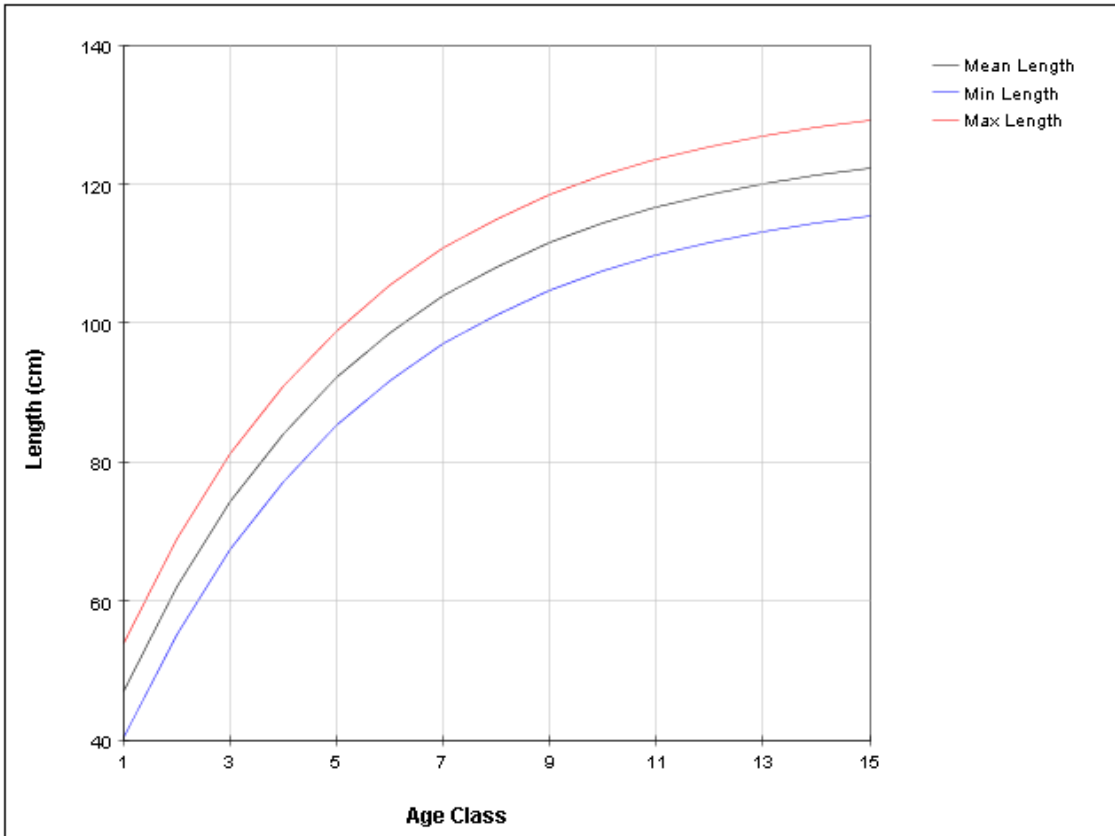


Figure 14. Growth curve used in the MULTIFAN-CL base model.

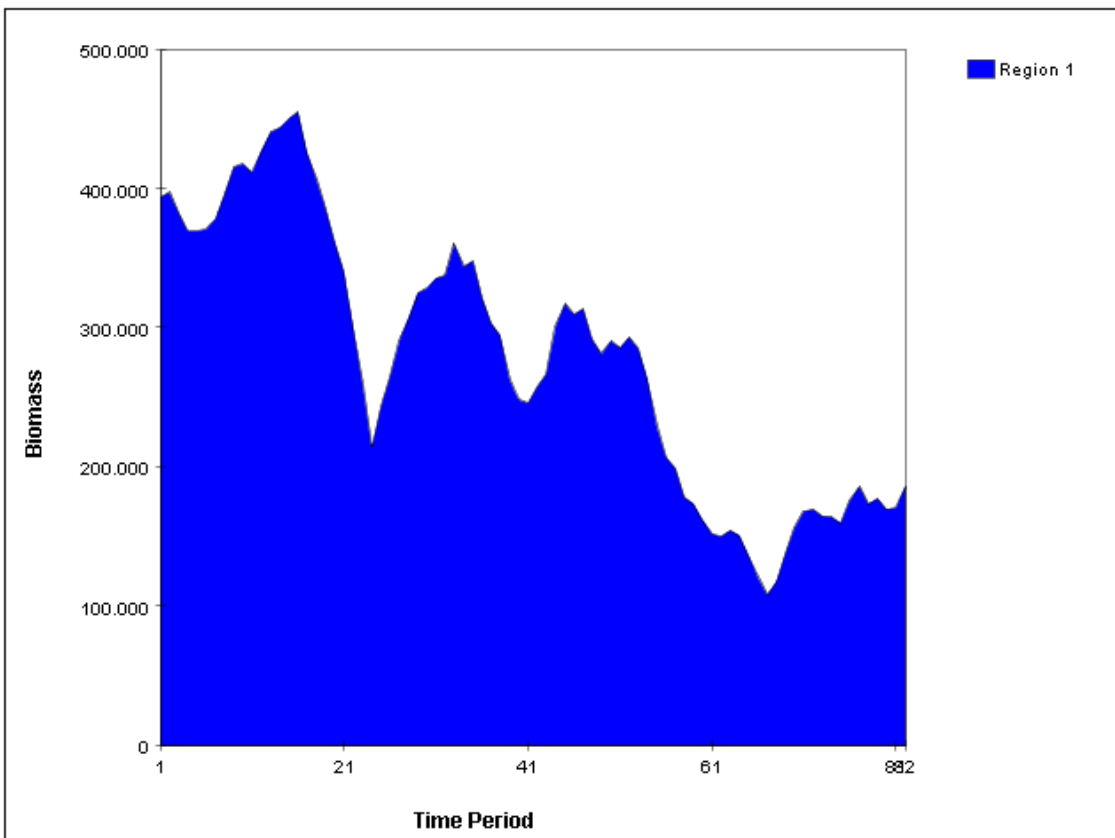


Figure 15. MFCL base model estimated biomass over time.

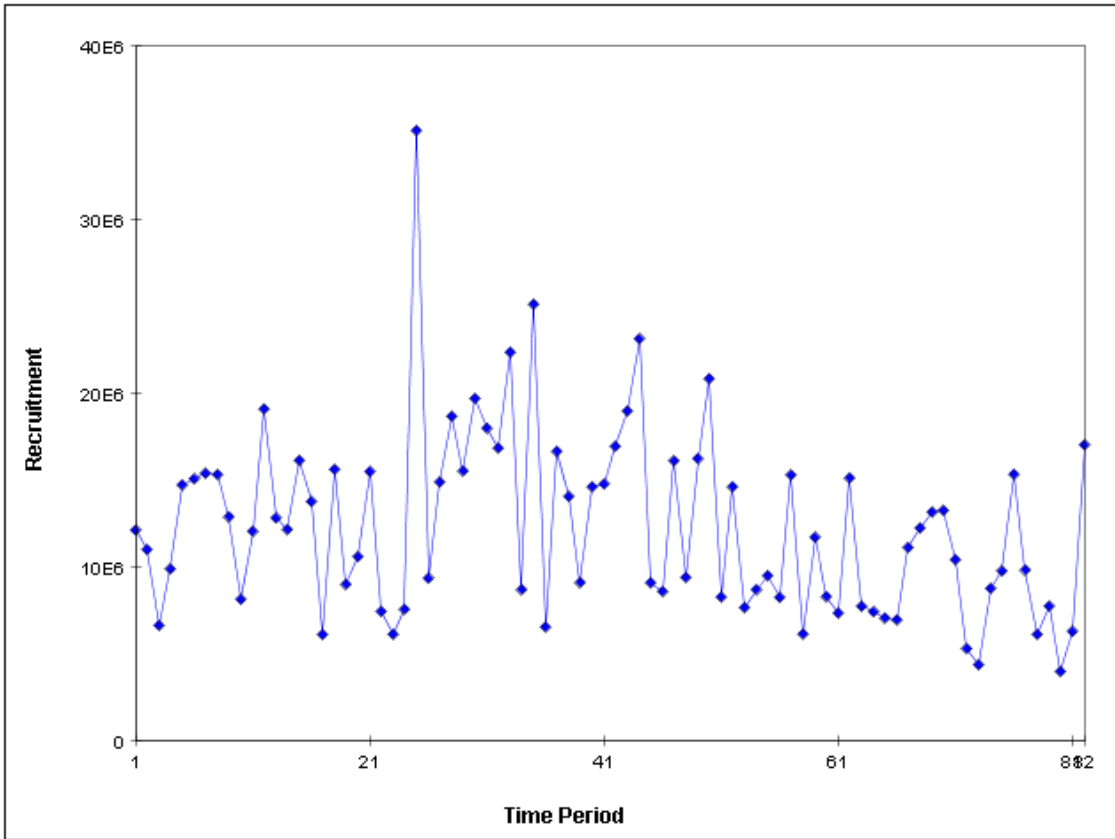


Figure 16. MFCL base model estimated recruitment over time.

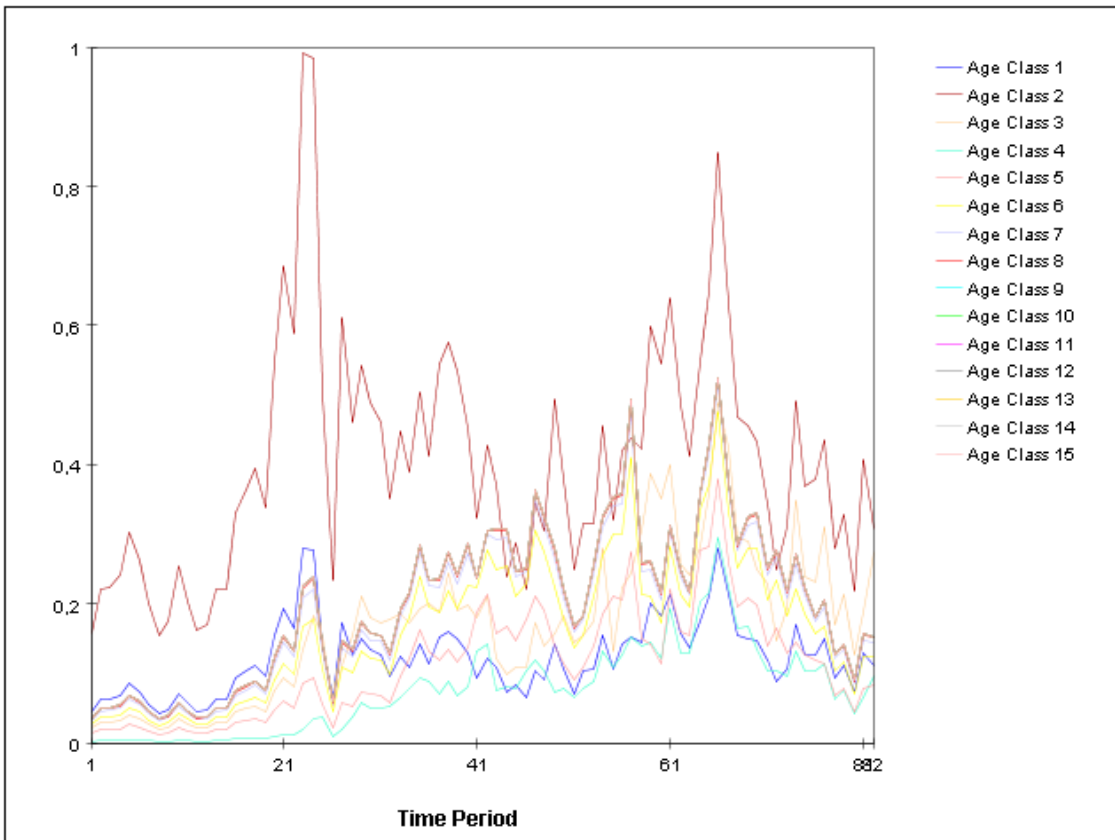
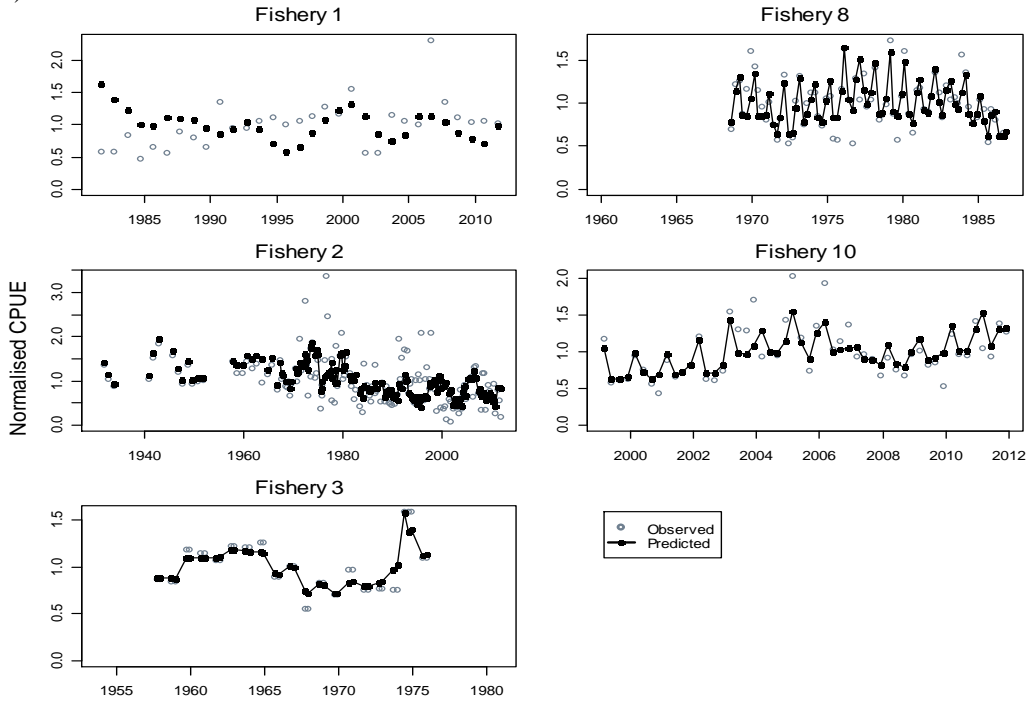


Figure 17. MFCL base model estimated F per age group over time.

a)



b)

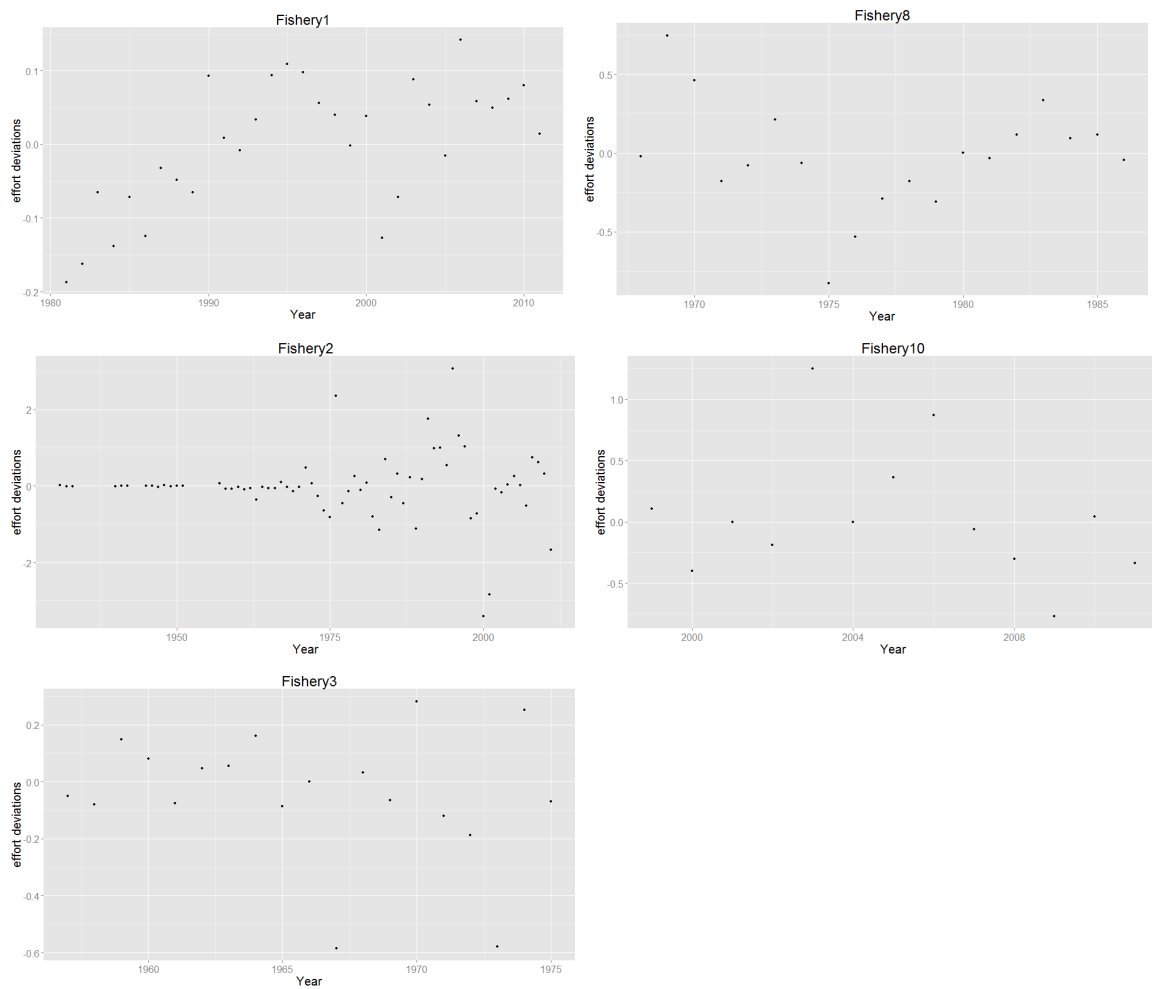
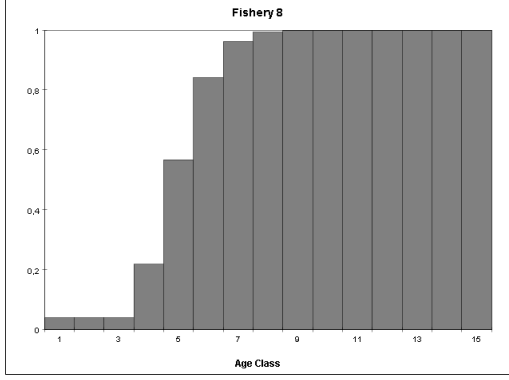
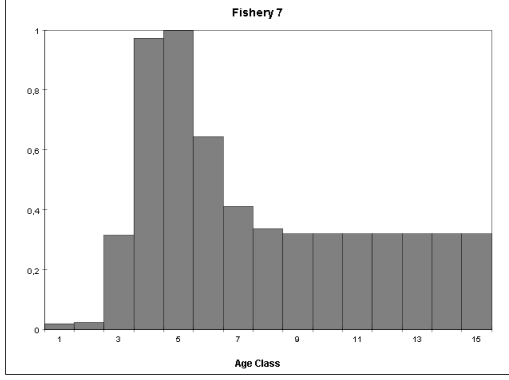
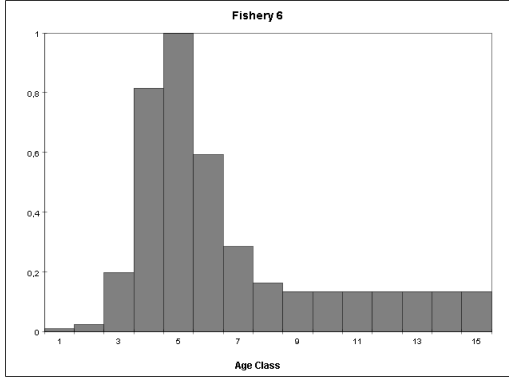
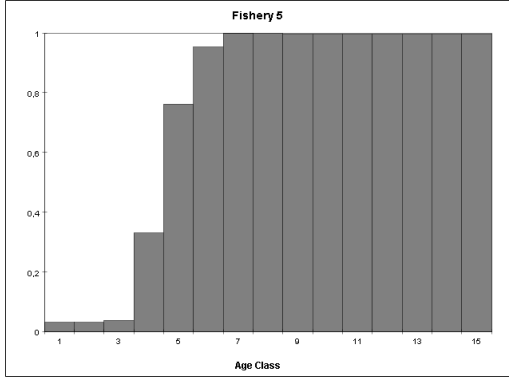
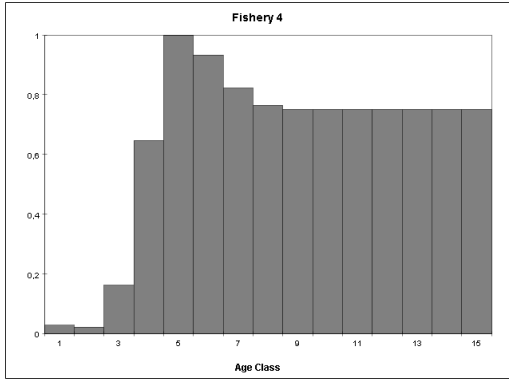
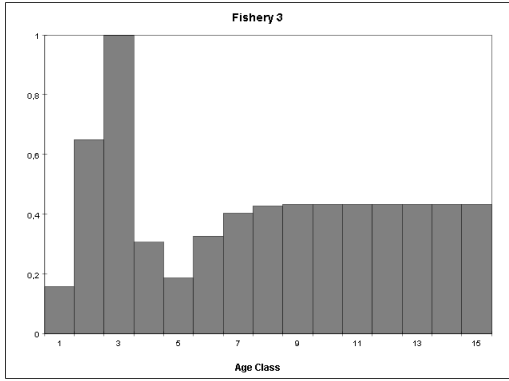
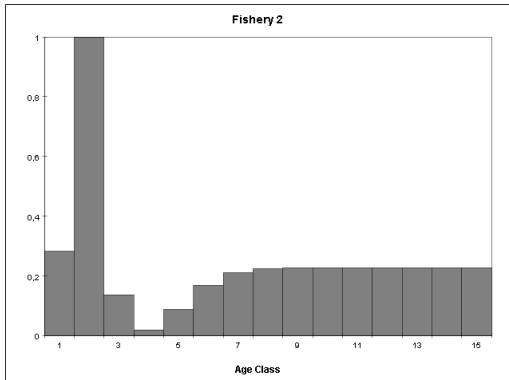
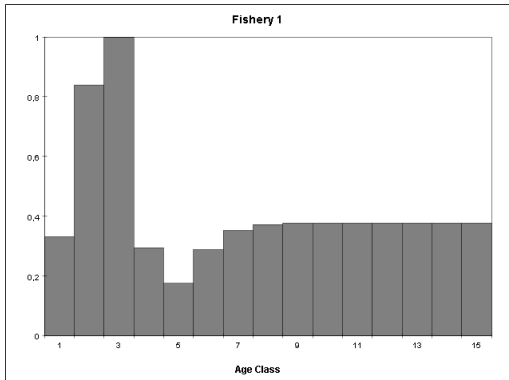


Figure 18. MFCL base model a) normalised CPUE and b) effort deviations for fleets used in the model fitting.



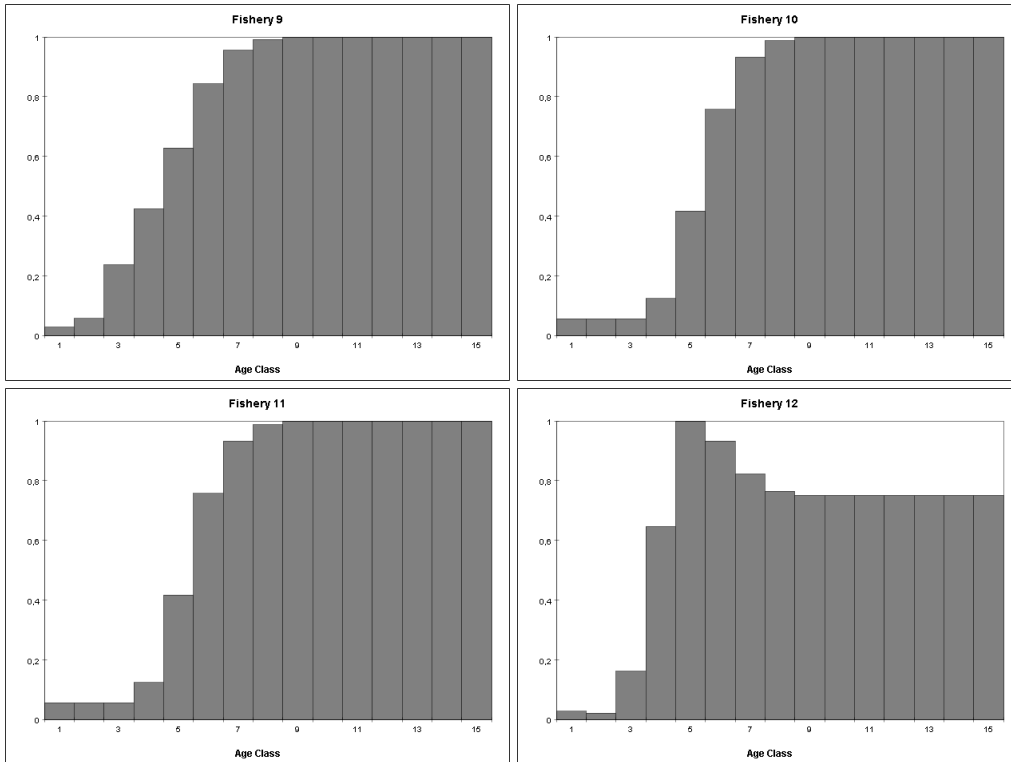


Figure 19. MFCL base model estimated selectivities for each fishery.

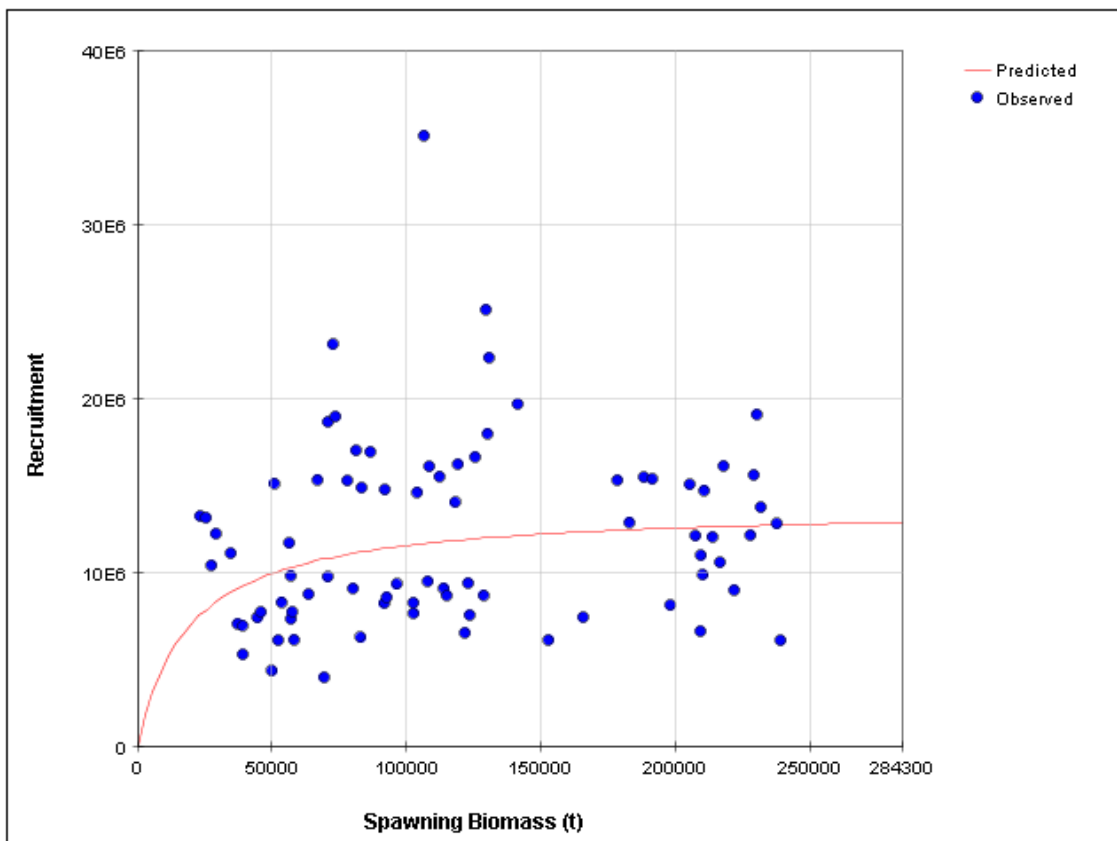


Figure 20. MFCL base model estimated Stock recruitment relationship.

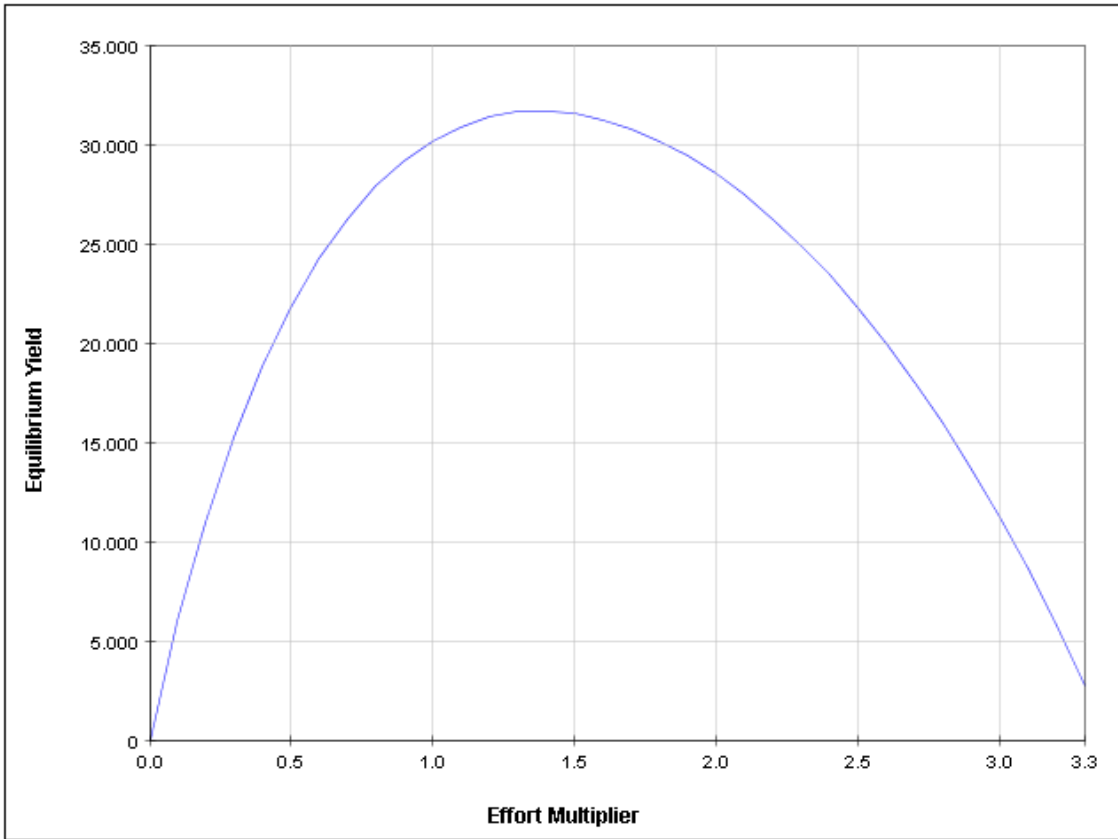


Figure 21. MFCL base model estimated yield curve.

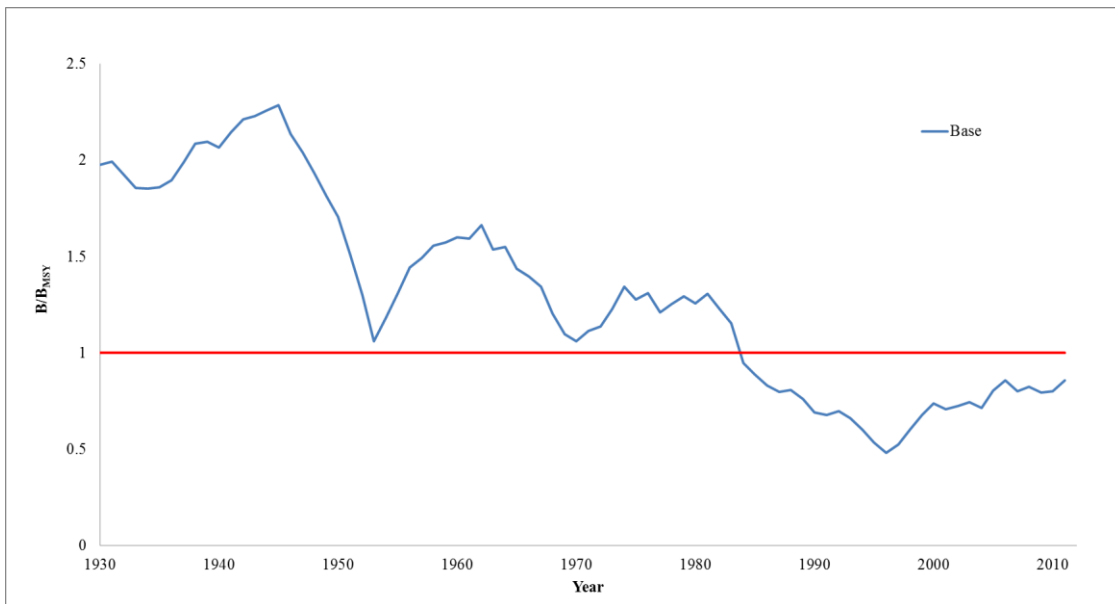


Figure 22. Current biomass relative to biomass at MSY.

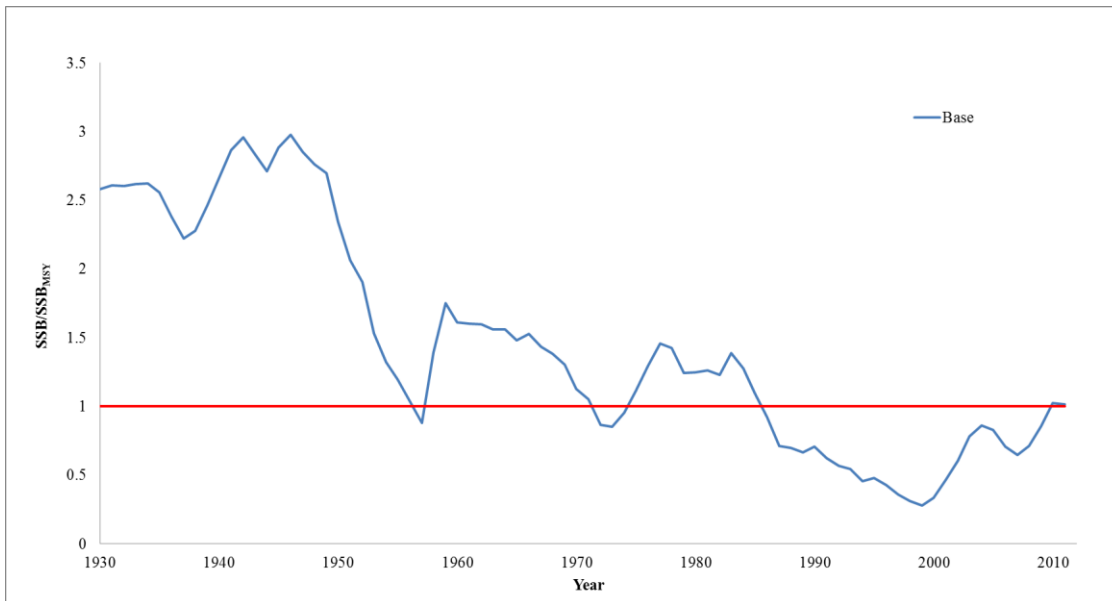


Figure 23. Current spawning stock biomass relative to spawning stock biomass at MSY.

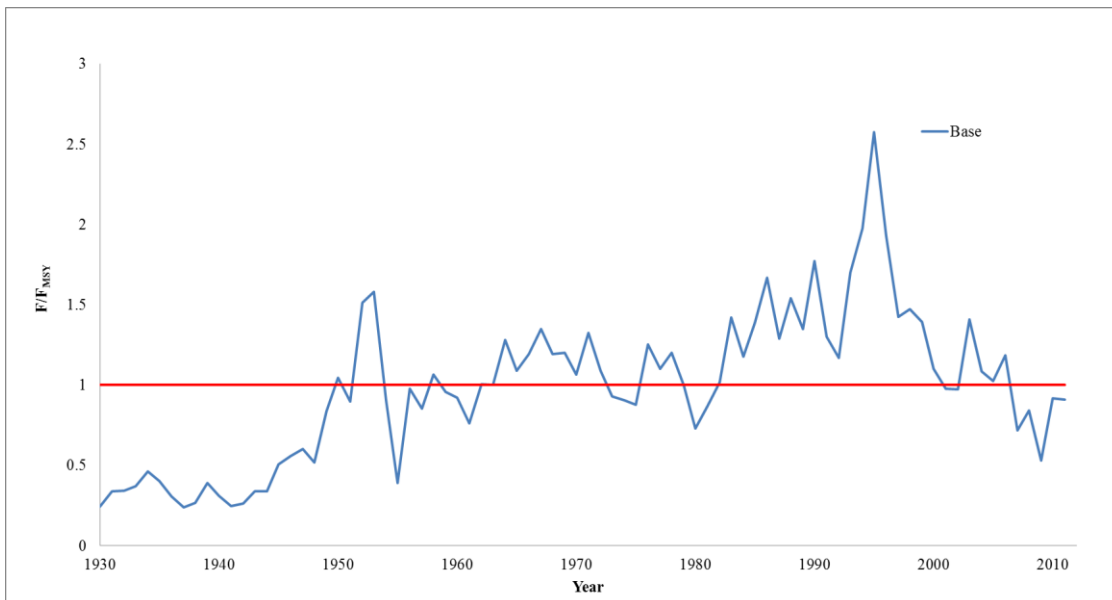


Figure 24. Current F relative to F at MSY.

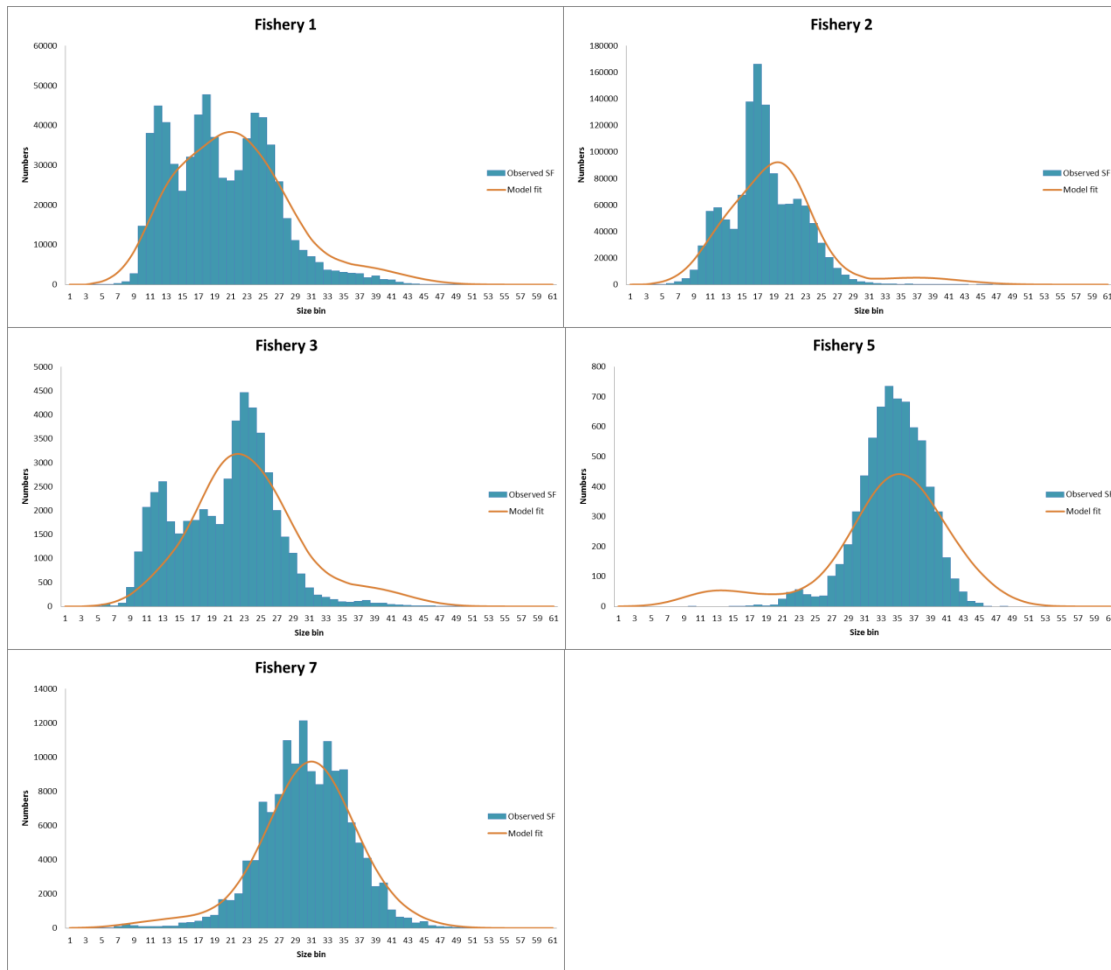


Figure 25. Base case model fit to the length frequency data by fishery.

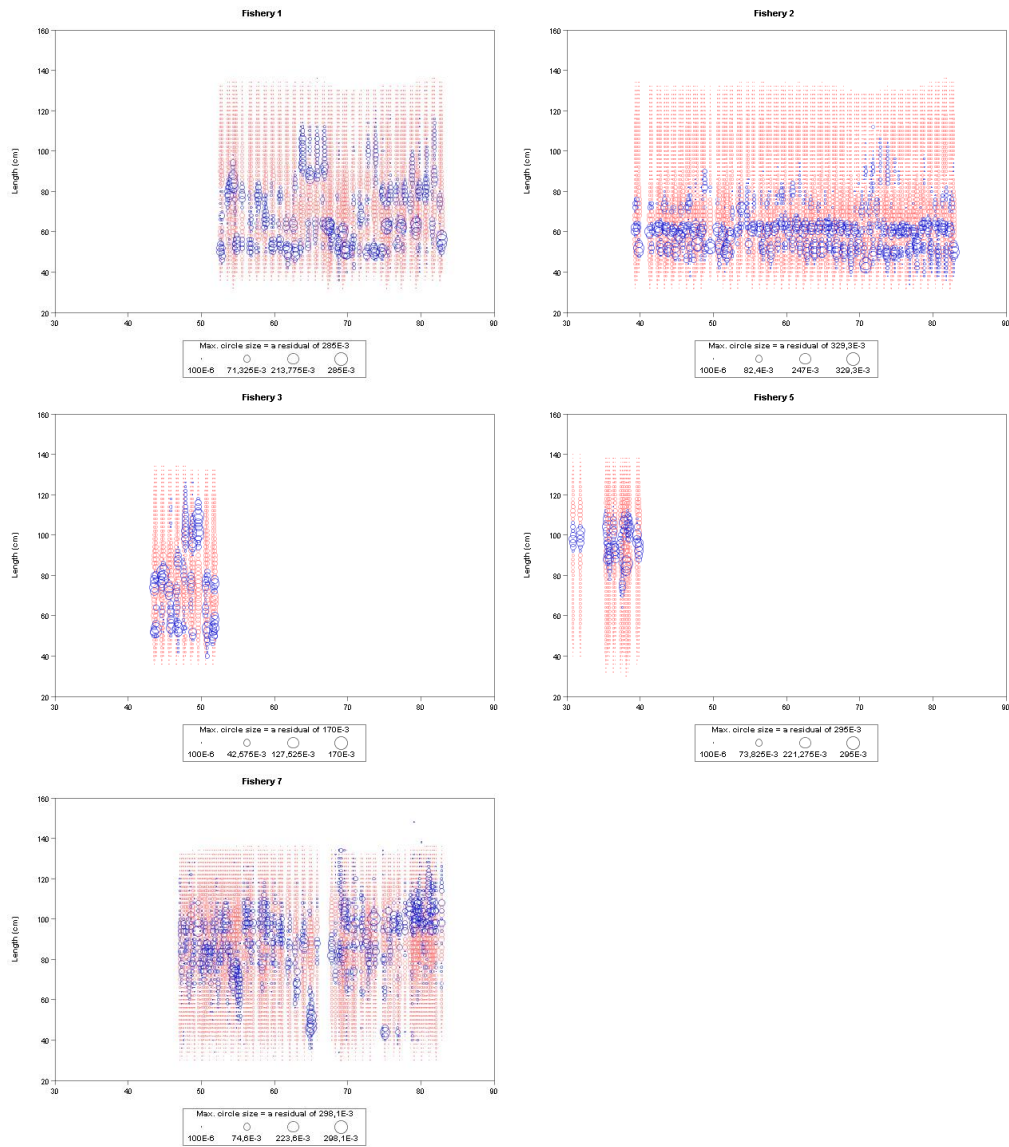


Figure 26. Base case model residuals for the fit to the length frequency data by fishery.

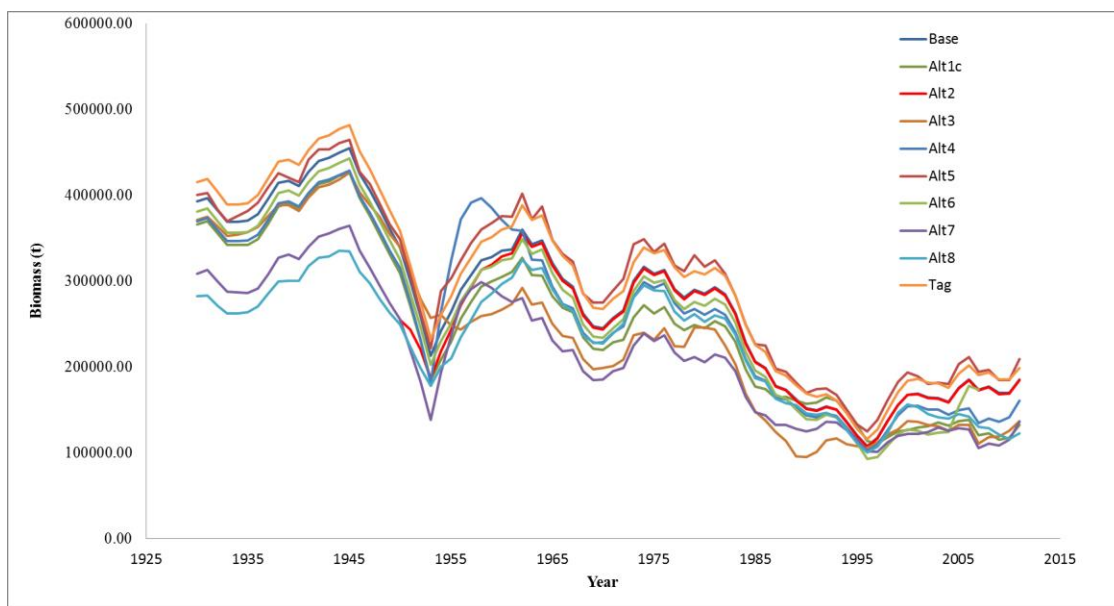


Figure 27. Model estimated biomass trajectories over time for the base case and alternate runs.

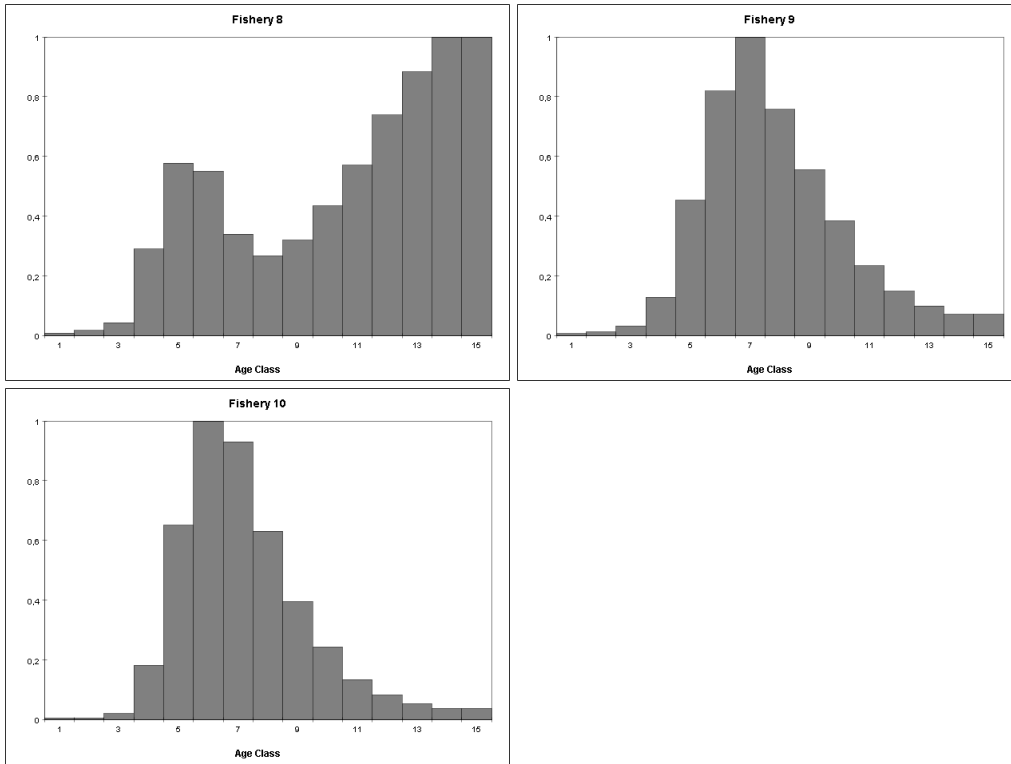


Figure 28. MFCL alt1 model estimated selectivities for the three Chinese Taipei LL fisheries.

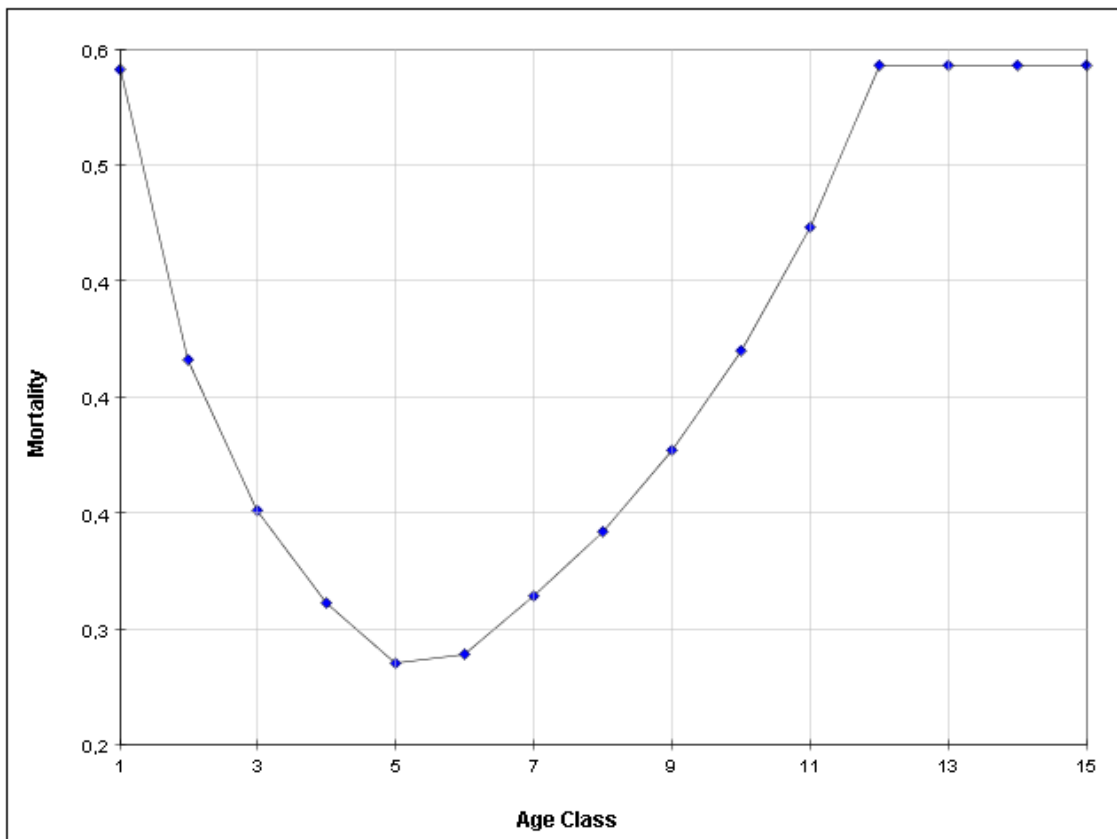


Figure 29. Age specific vector of natural mortality included in run alt5.

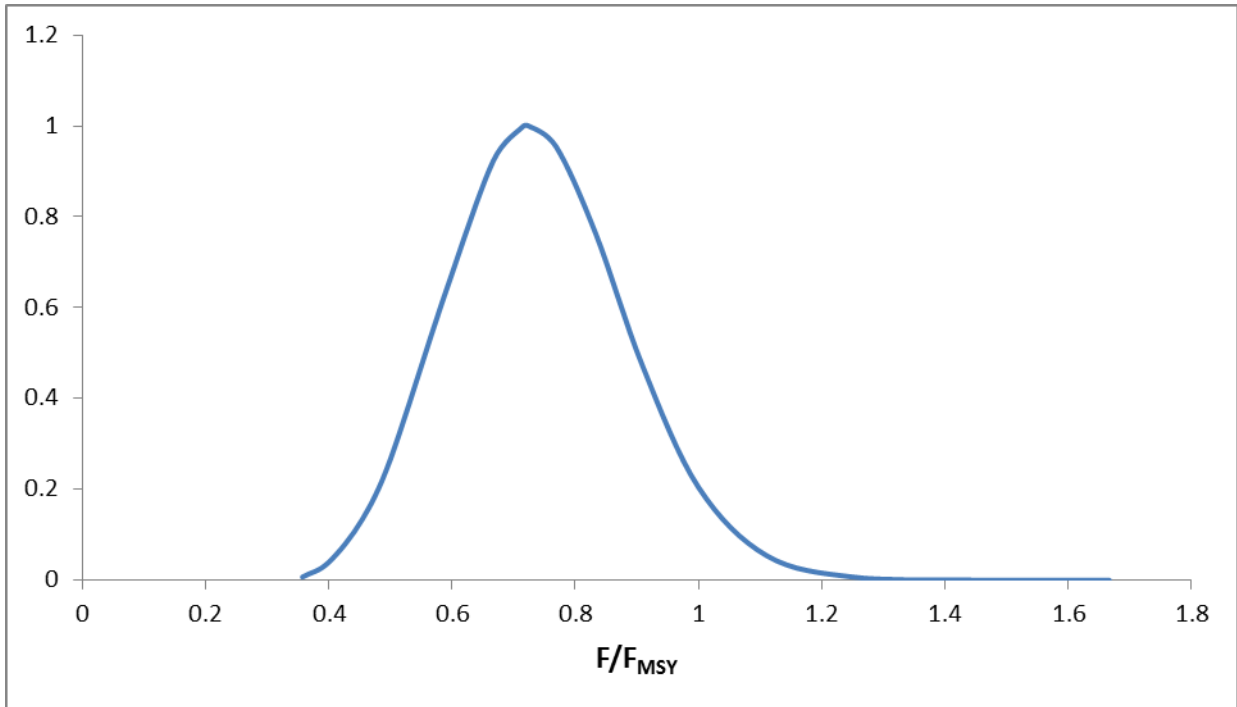


Figure 30. F/F_{MSY} likelihood profile for the MFCL base case.

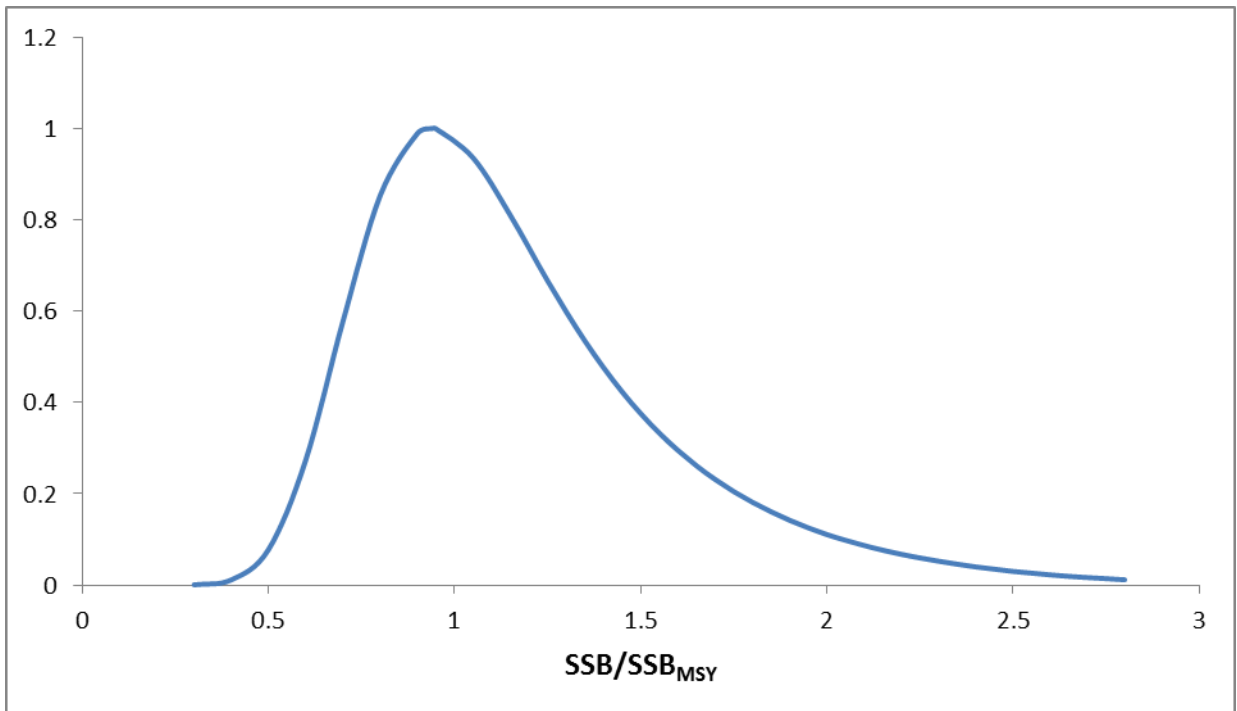


Figure 31. SSB/SSB_{MSY} likelihood profile for the MFCL base case.

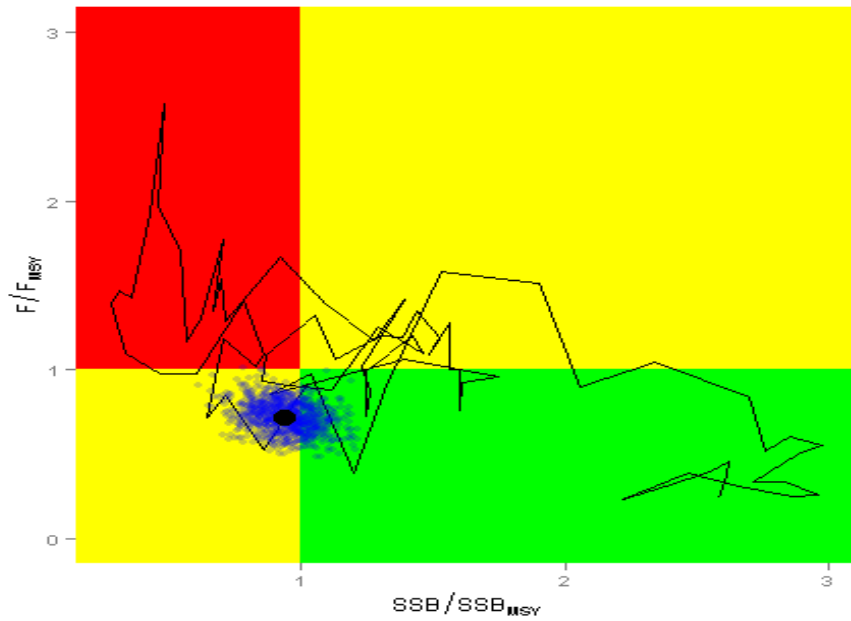


Figure 32. The Kobe plot generated from the base case MFCL model. The black dot indicates the most recent model estimated benchmarks while the blue cloud of points represent the uncertainty around the current estimate.

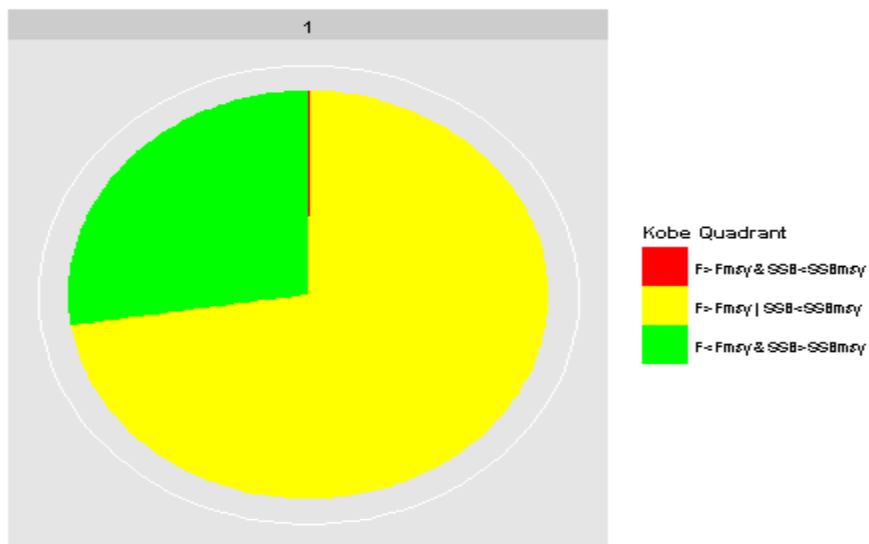


Figure 33. The Kobe pie chart, characterizing the probability that current stock status is within each of the Kobe plot quadrants.

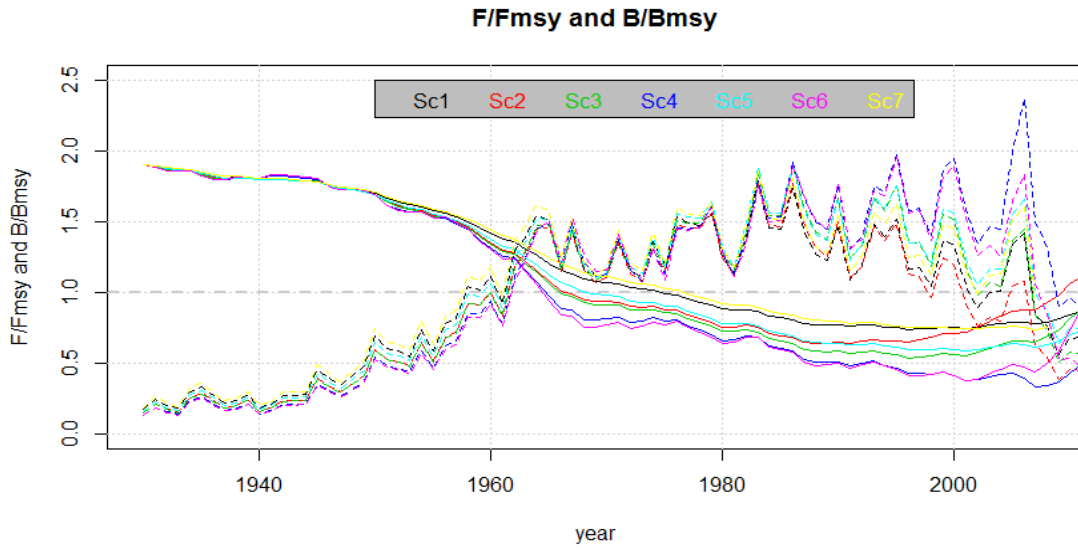


Figure 34. Estimated B/B_{MSY} and F/F_{MSY} for the 7 scenarios tested.

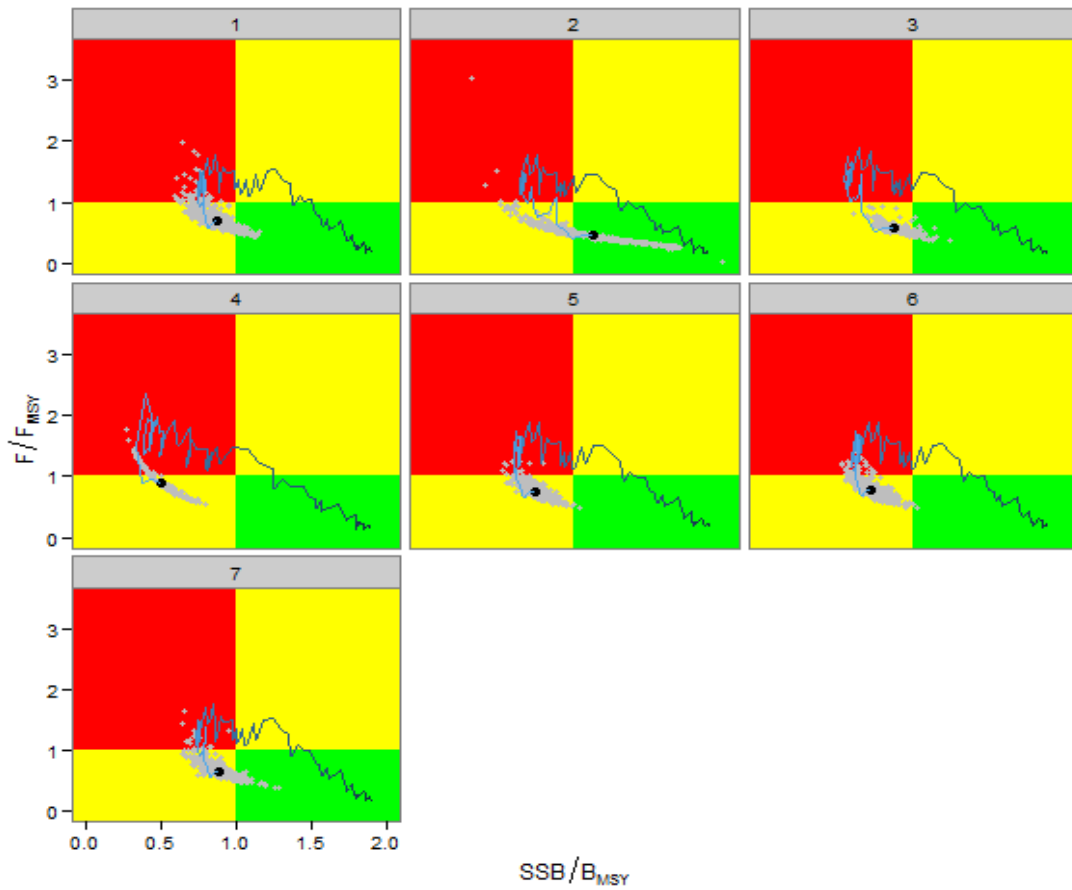


Figure 35. Kobe plots for the 7 scenarios tested. In blue: Estimated trends in B/B_{MSY} and F/F_{MSY} . In grey: Bootstrapped 2011 B/B_{MSY} and F/F_{MSY} coordinates.

Probability of current state

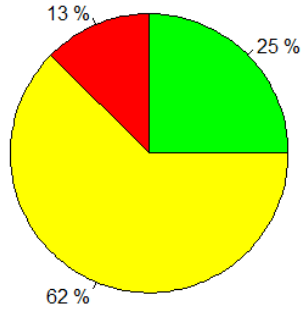


Figure 36. Probability of being in different zones in the Kobe plot for bootstrapped estimates of the 7 tested scenarios.

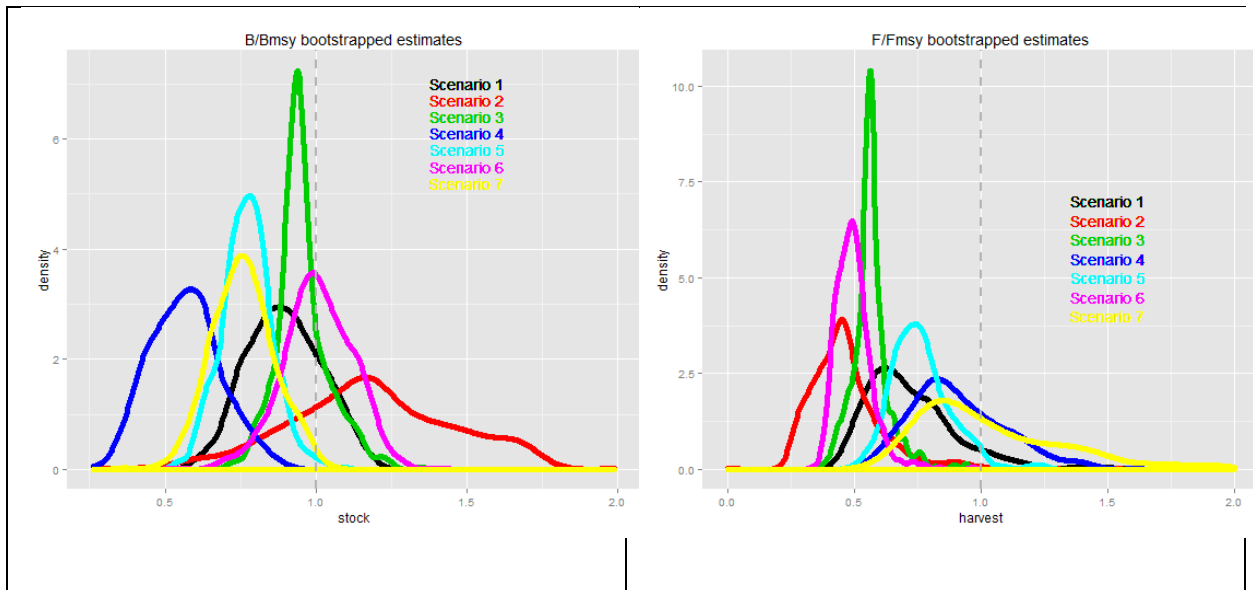


Figure 37. Density plots of the bootstrapped B/B_{MSY} and F/F_{MSY} with the 7 scenarios tested.

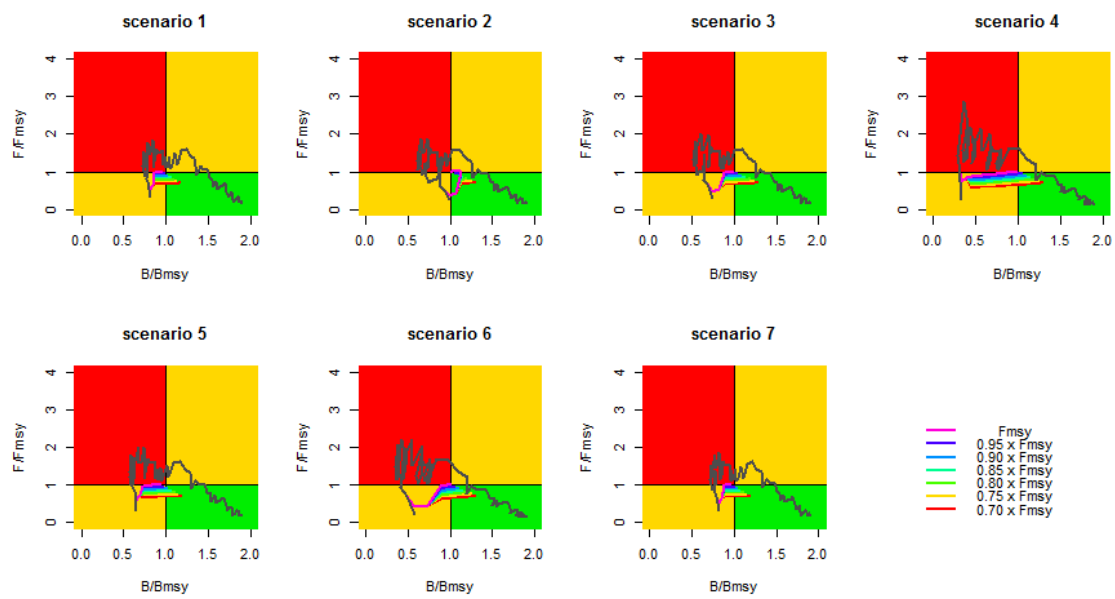


Figure 38. Constant fishing mortality 20 year projections for the 7 scenarios considered.

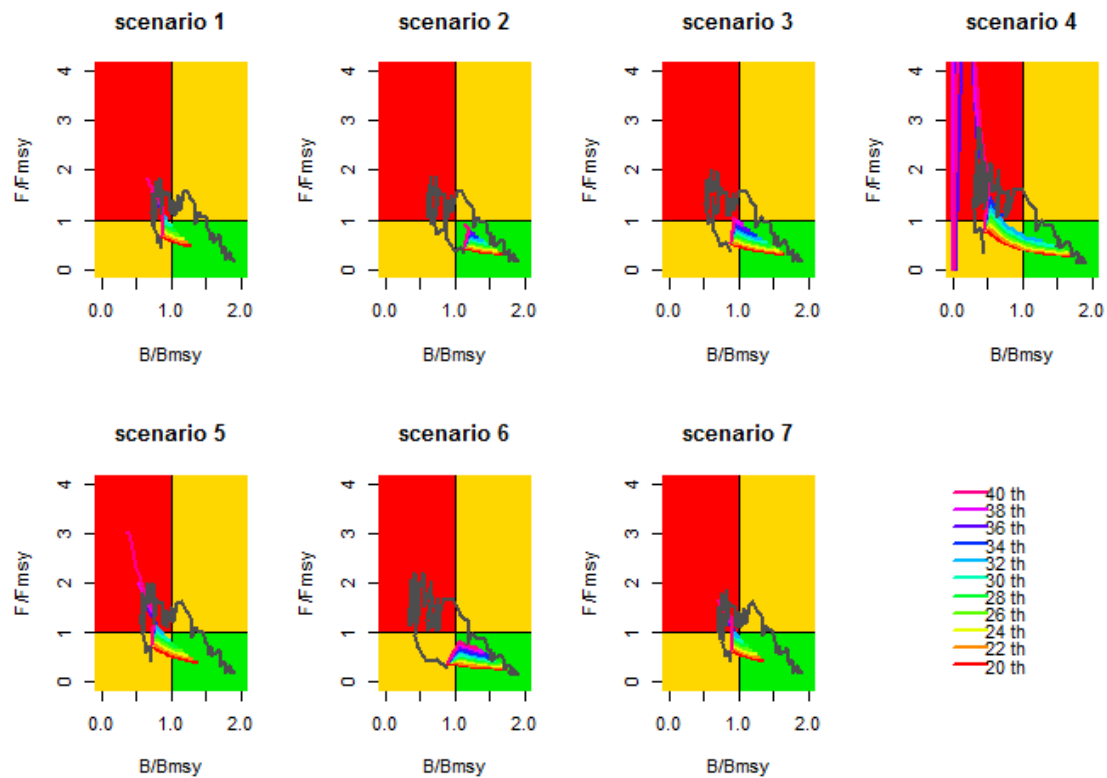


Figure 39. Constant catch 20 year projections for the 7 scenarios considered.

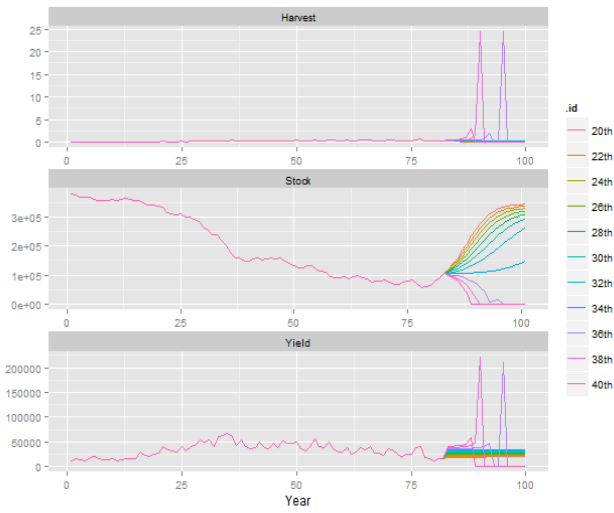


Figure 40. Constant catch projections for scenario 4.

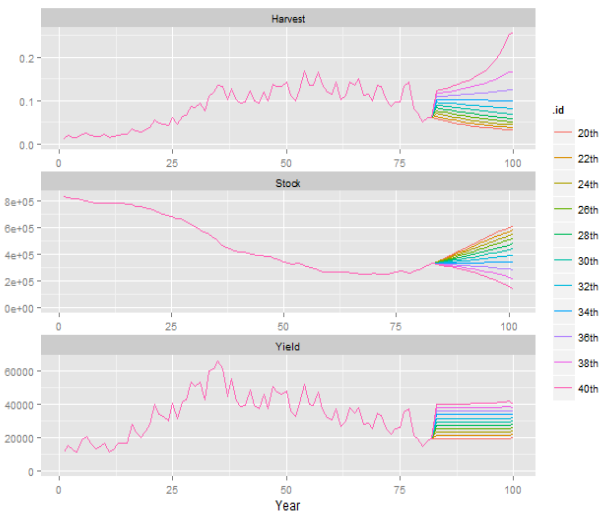


Figure 41. Constant catch projections for scenario 5.

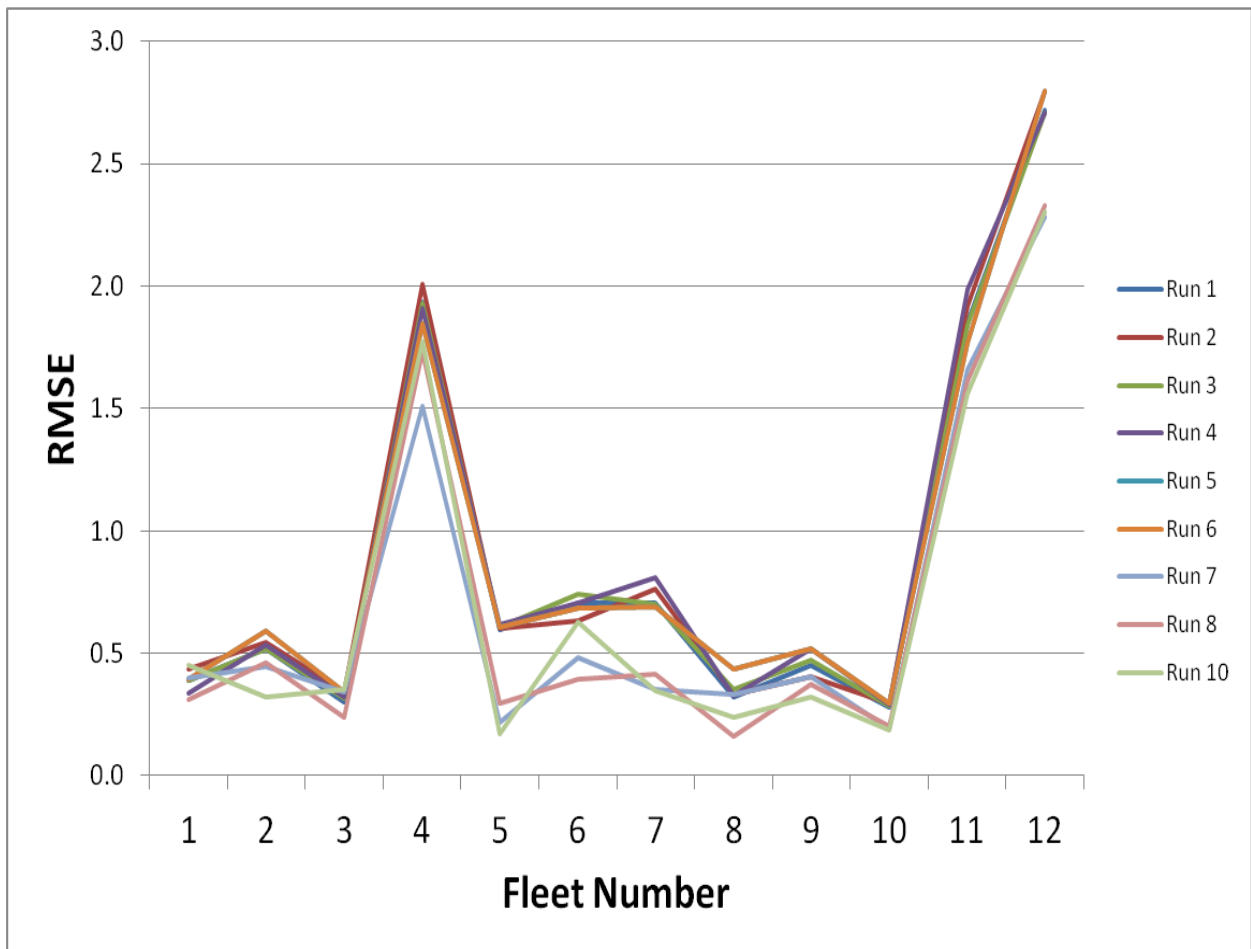


Figure 42. Residual mean square error (RMSE) for the CPUE time series used in the SS exploratory runs (note that CPUEs of fleets 11 and 12 were not used).

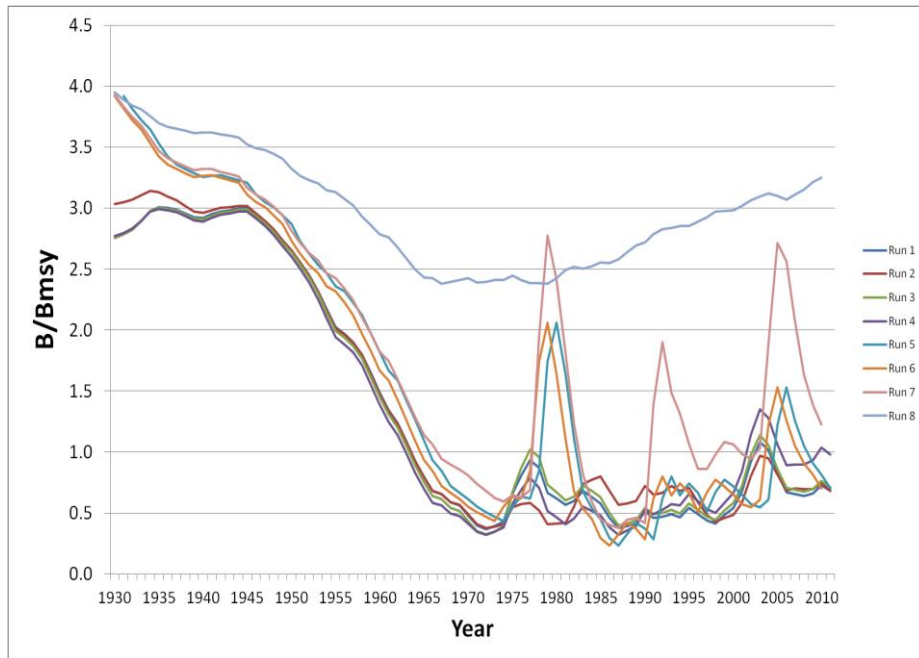


Figure 43. Management benchmark B/B_{MSY} for the ten SS exploratory runs.

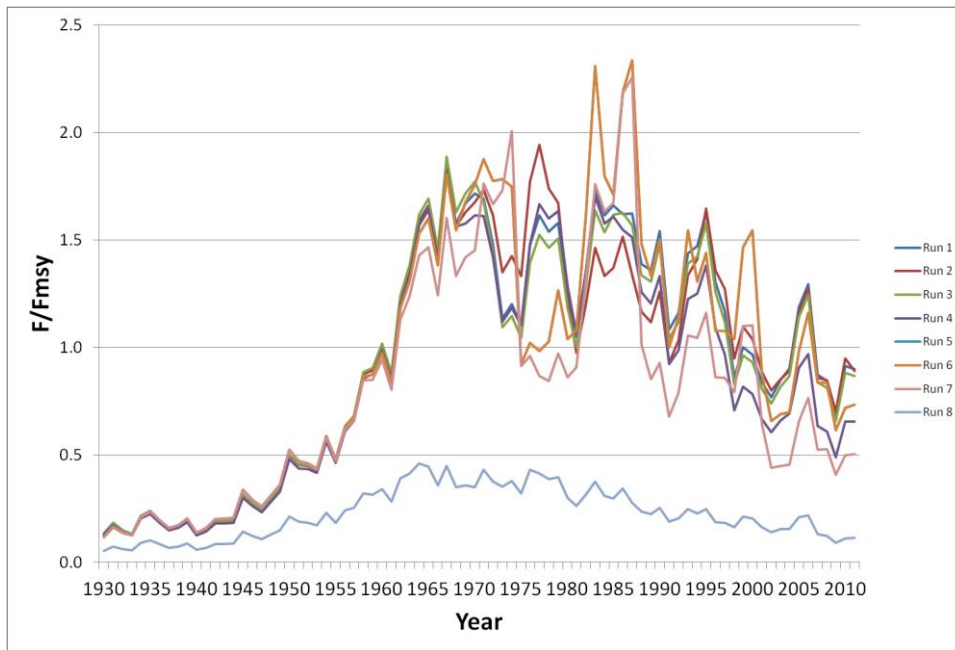


Figure 44. Management benchmark F/F_{MSY} for the ten SS exploratory runs.

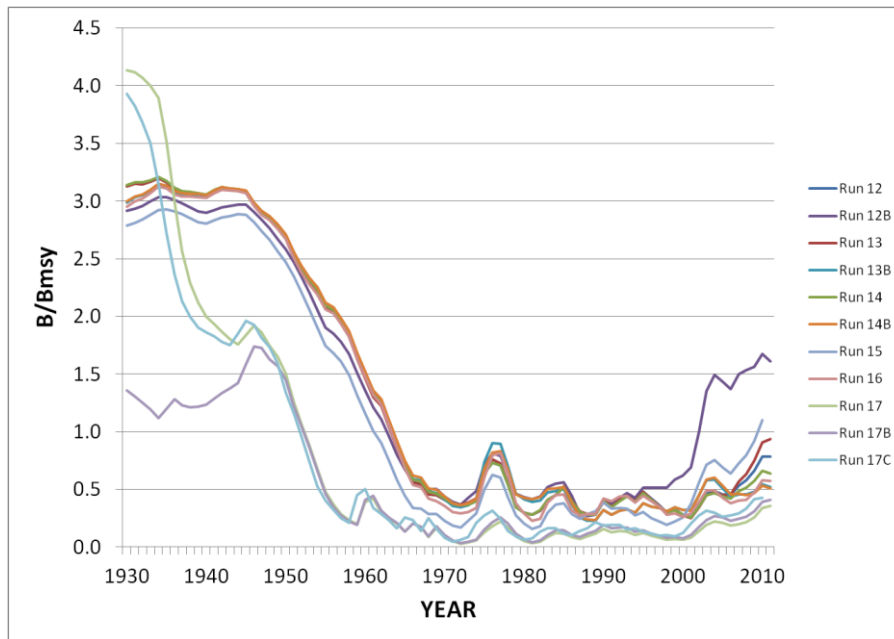


Figure 45. Management benchmark B/B_{MSY} for the eleven post exploratory SS configurations.

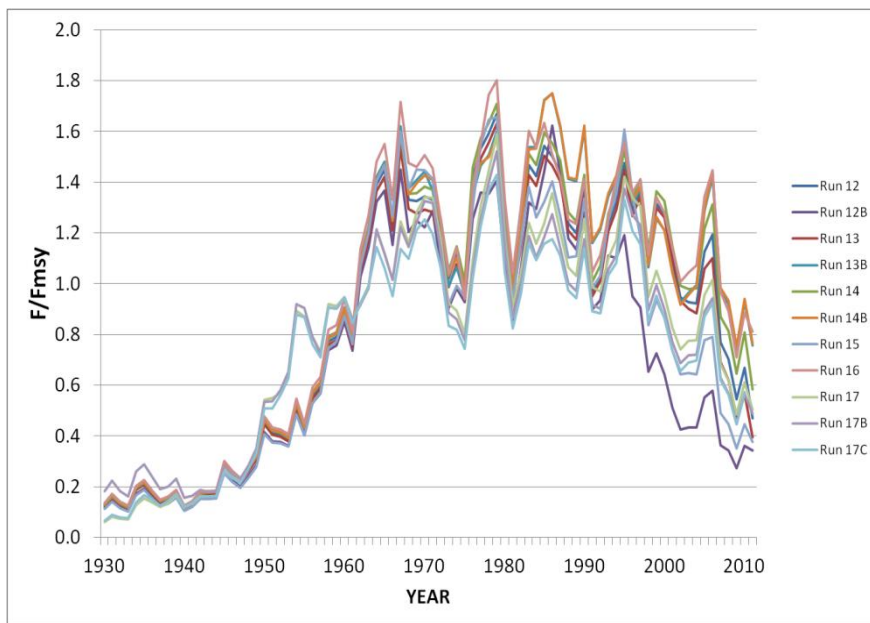


Figure 46. Management benchmark F/F_{MSY} for the eleven post exploratory SS configuration.

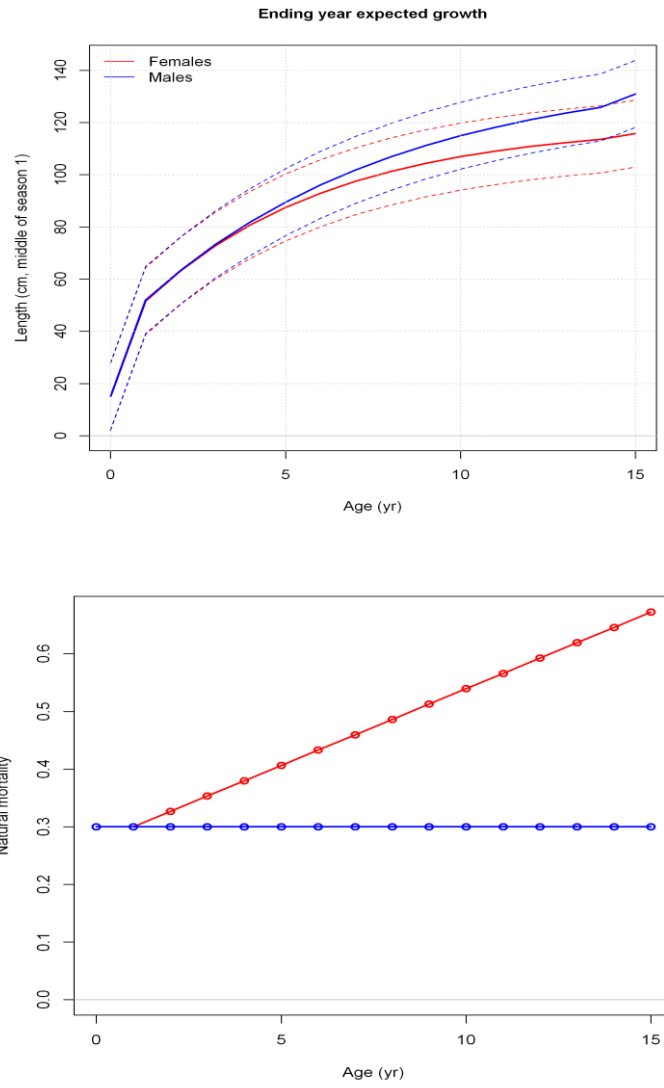


Figure 47. Growth and natural mortality used for SS Run 12.

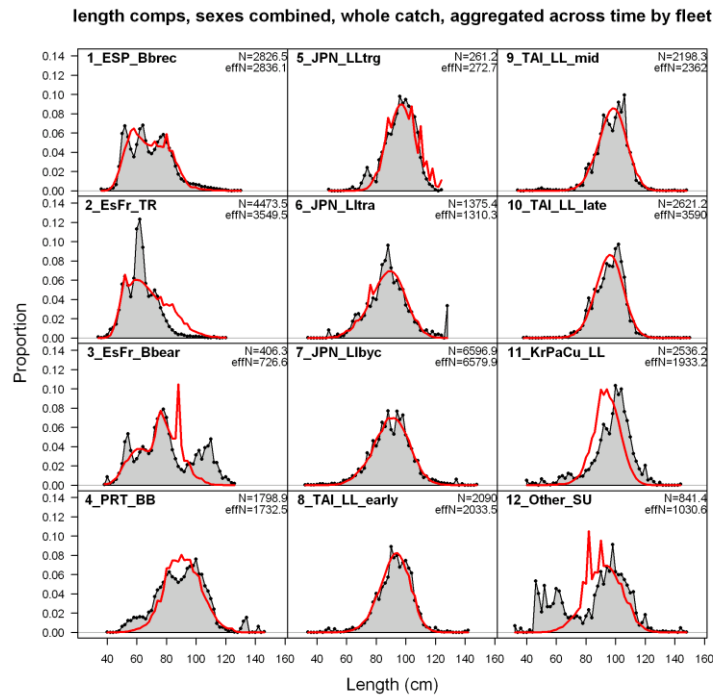
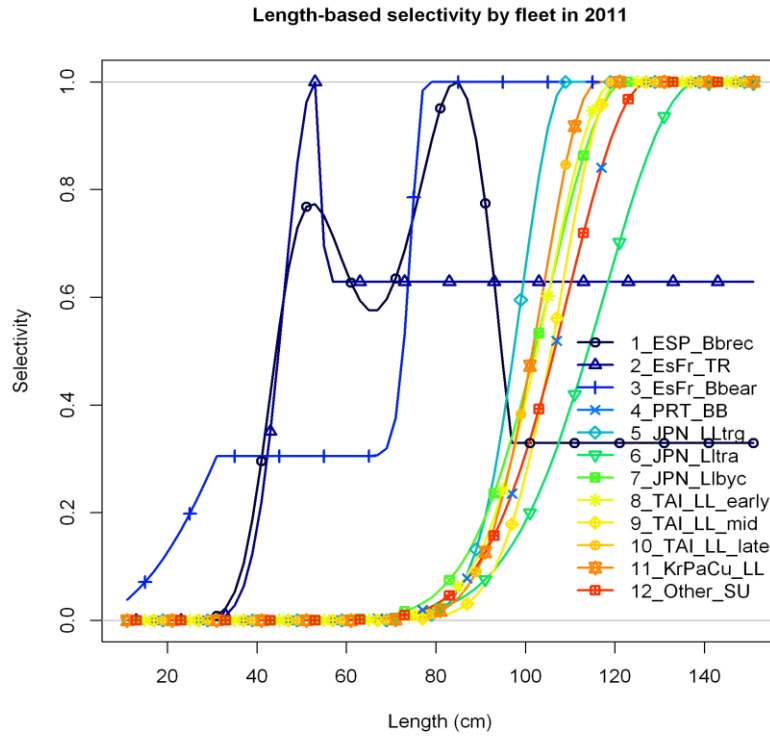


Figure 48. Estimated selectivities and resulting fit to overall length compositions, sexes combined, for SS Run 12. Note that fleets 11 and 12 were not included in the model fit.

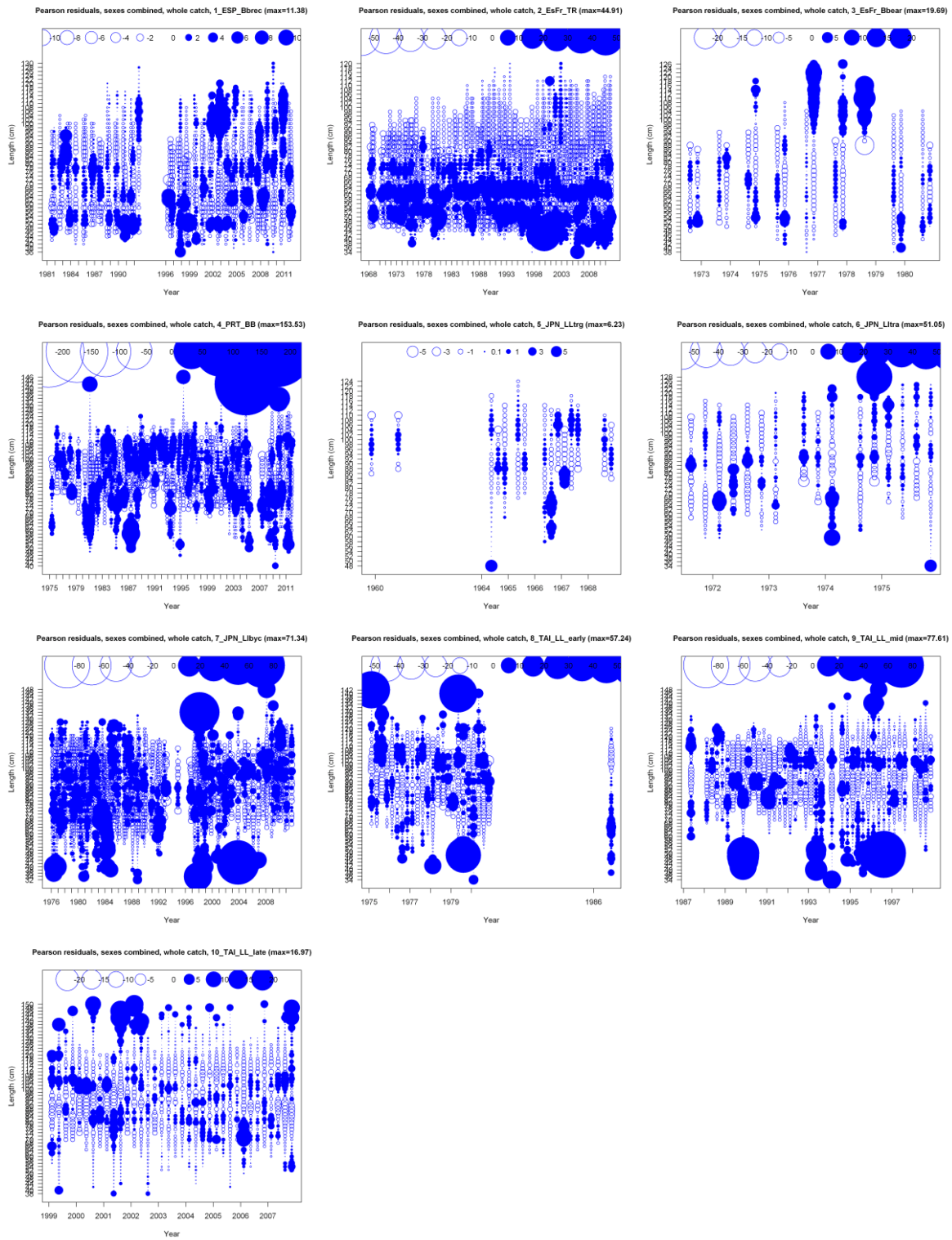


Figure 49. Pearson residuals, sexes combined, for SS Run 12.

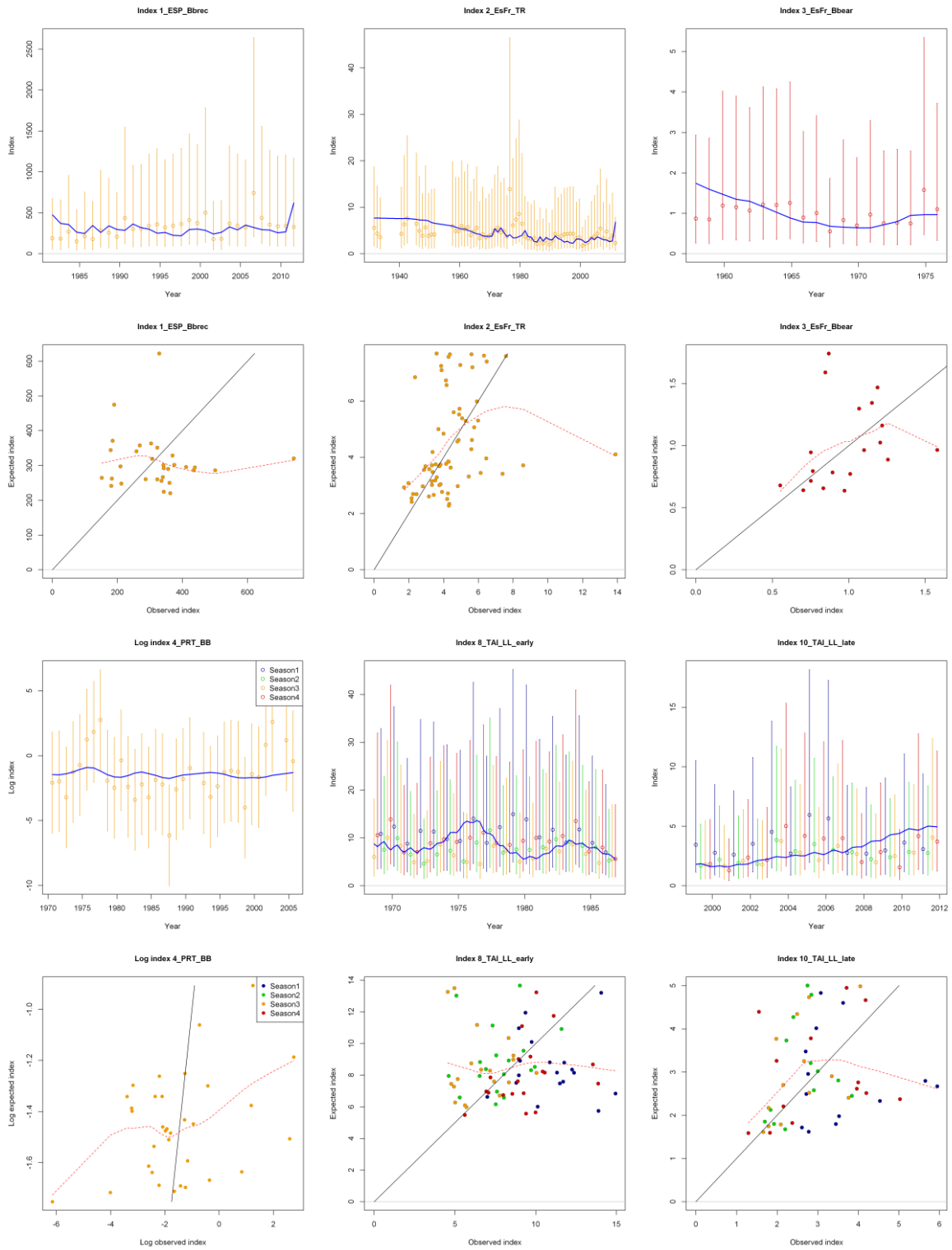


Figure 50. Fit to CPUE time series used in SS Run 12.

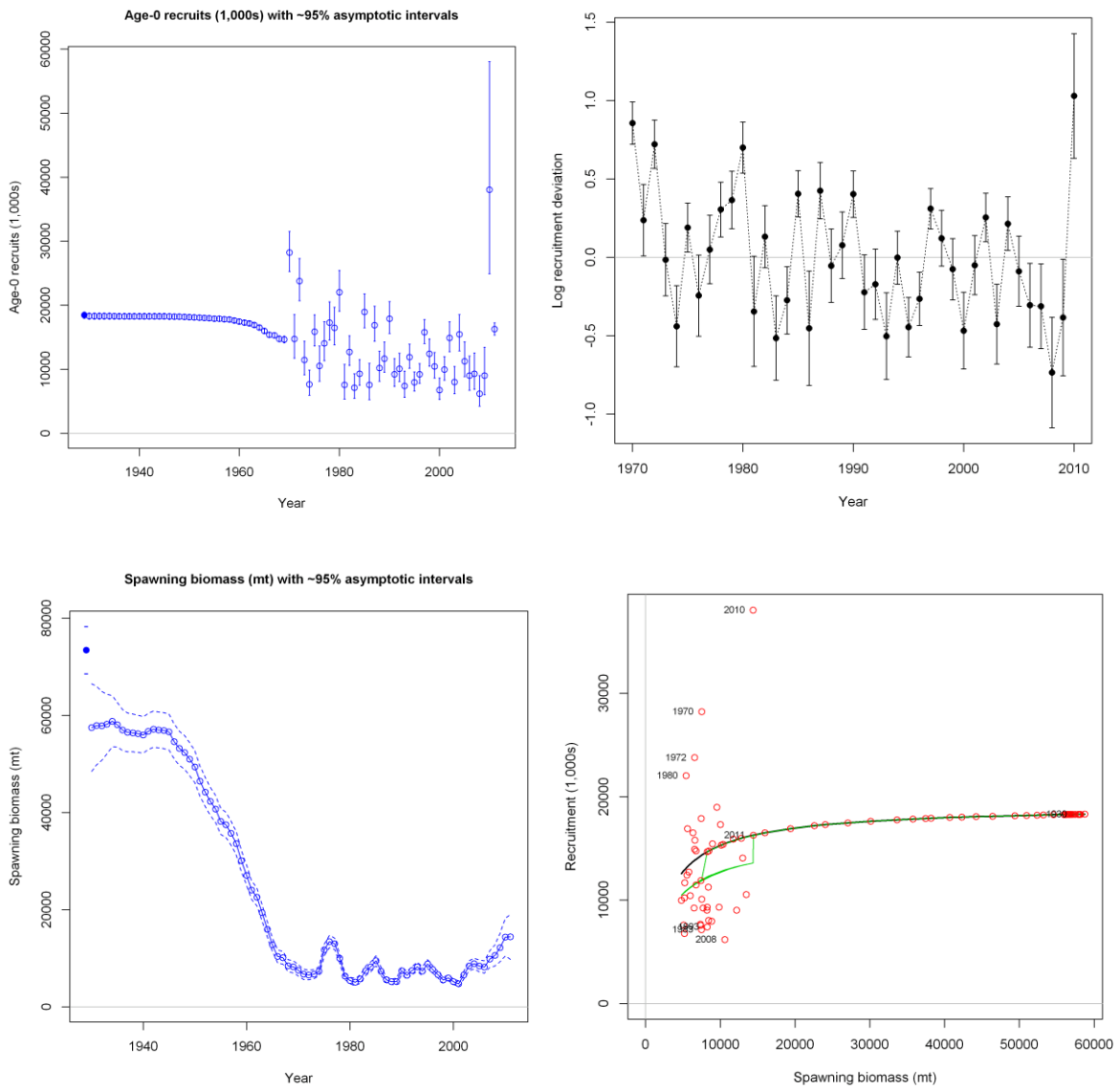


Figure 51. Spawning stock biomass (lower left), recruitment (upper left), stock-recruitment function (lower right), and recruitment residuals (upper right) for SS Run 12.

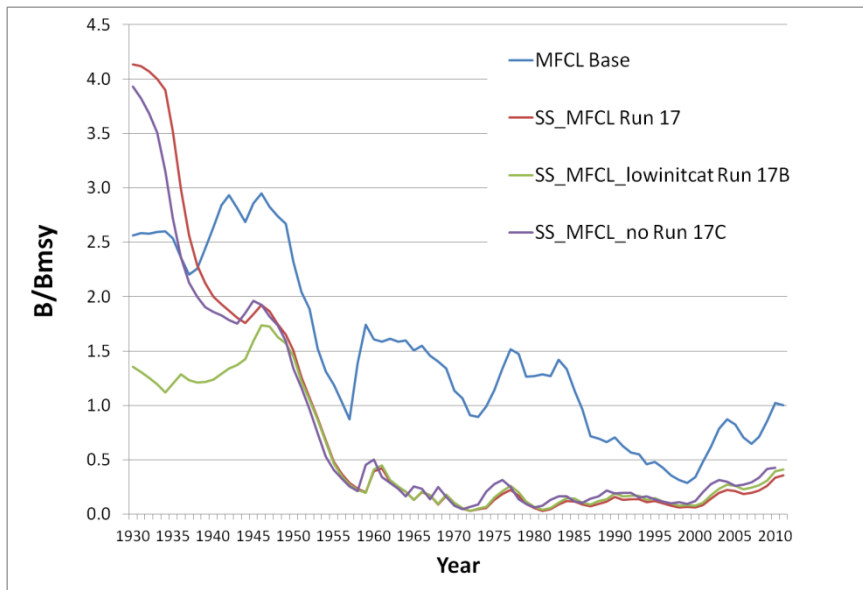


Figure 52. Estimates of B/B_{MSY} for the MFCL base case and SS Runs 17, 17B, and 17C.

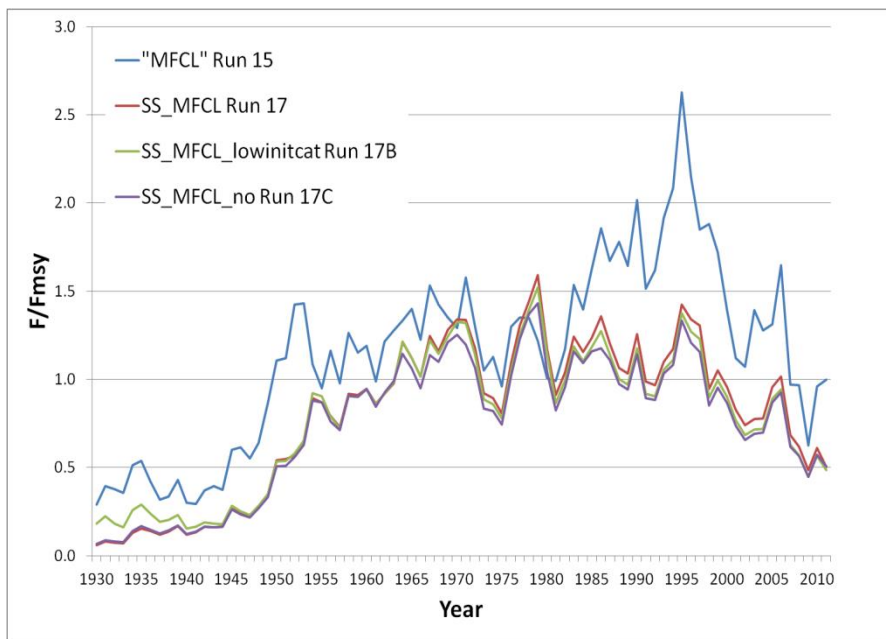


Figure 53. Estimates of F/F_{MSY} for SS Run 15 (the SS "MFCL-like" run), and SS Runs 17, 17B, and 17C.

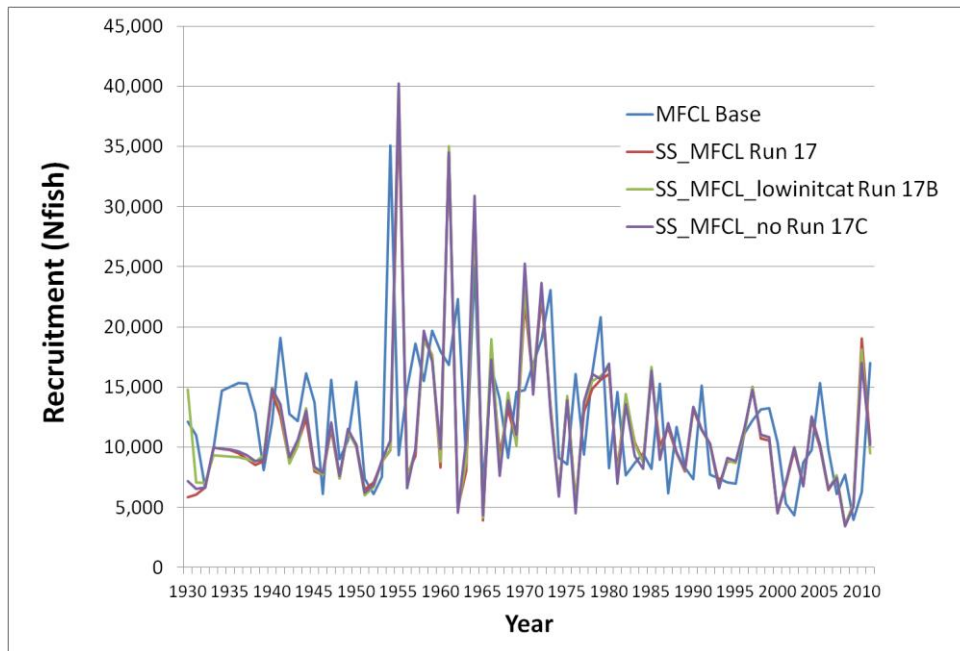


Figure 54. Estimates of recruitment for the MFCL base case and the SS Runs 17, 17B, and 17C.

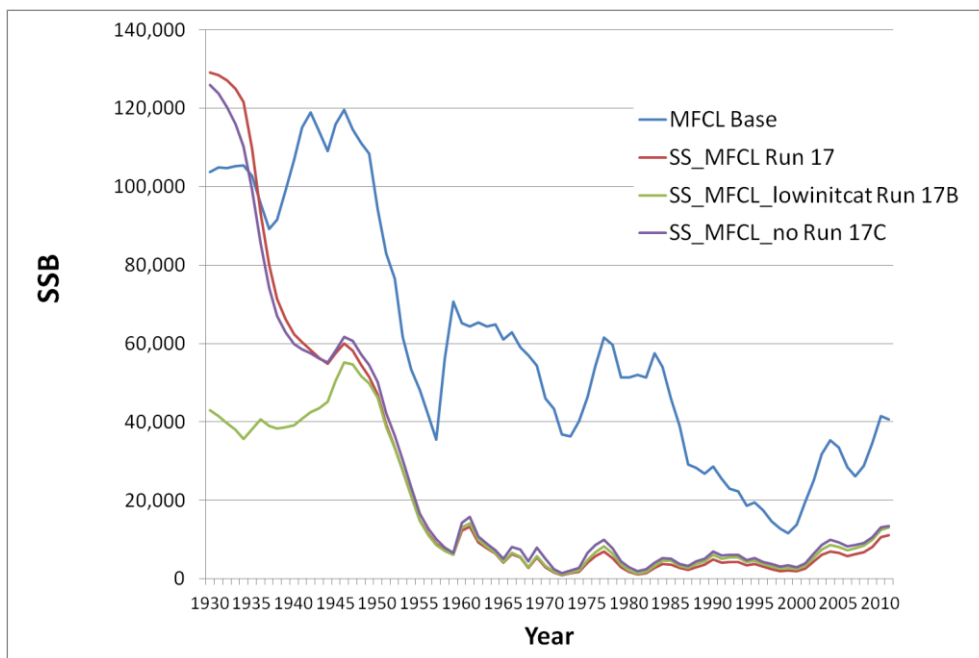


Figure 55. Estimates of spawning stock biomass for the MFCL base case and the SS Runs 17, 17B, and 17C.

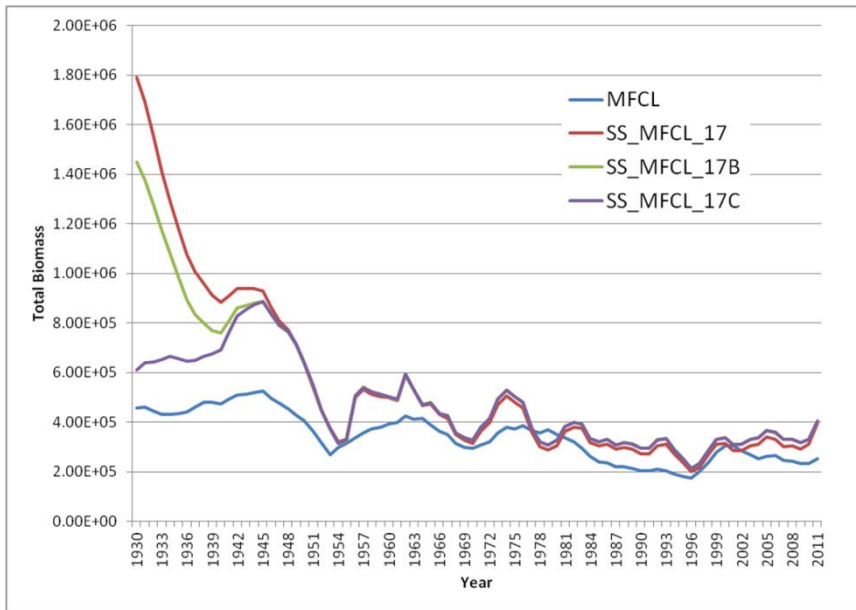


Figure 56. Estimates of total stock biomass for the MFCL base case and the SS Runs 17, 17B, and 17C.

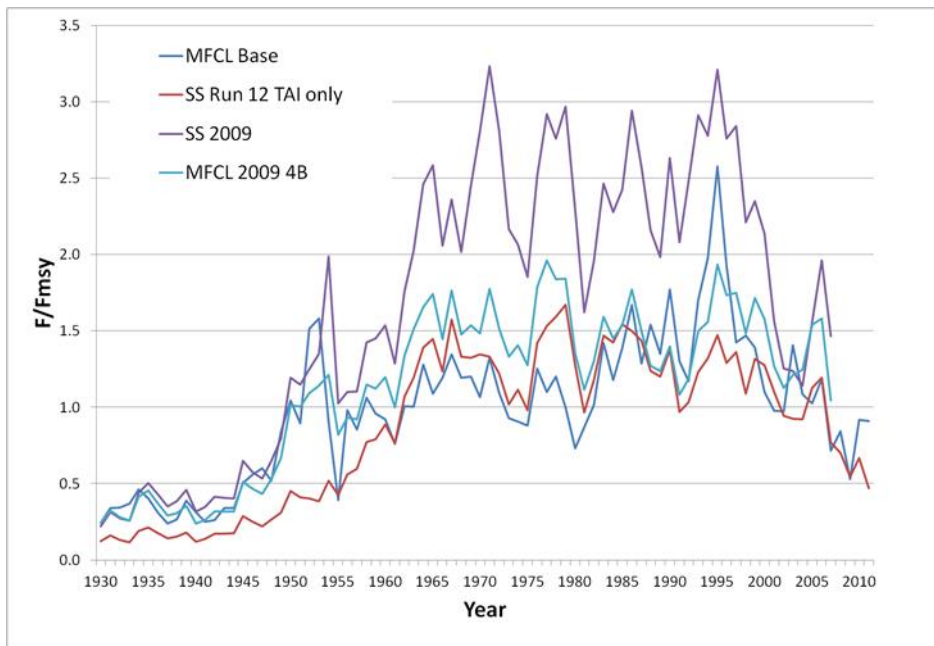


Figure 57. Comparison B/B_{MSY} (top) and F/F_{MSY} (bottom) of the SS MFCL base case, SS Run 12, SS from the 2009 assessment, and MFCL from the 2009 assessment. These represent the final runs considered from SS and MFCL in 2009 and 2013.

Northern Albacore -VPA Results- Base Model

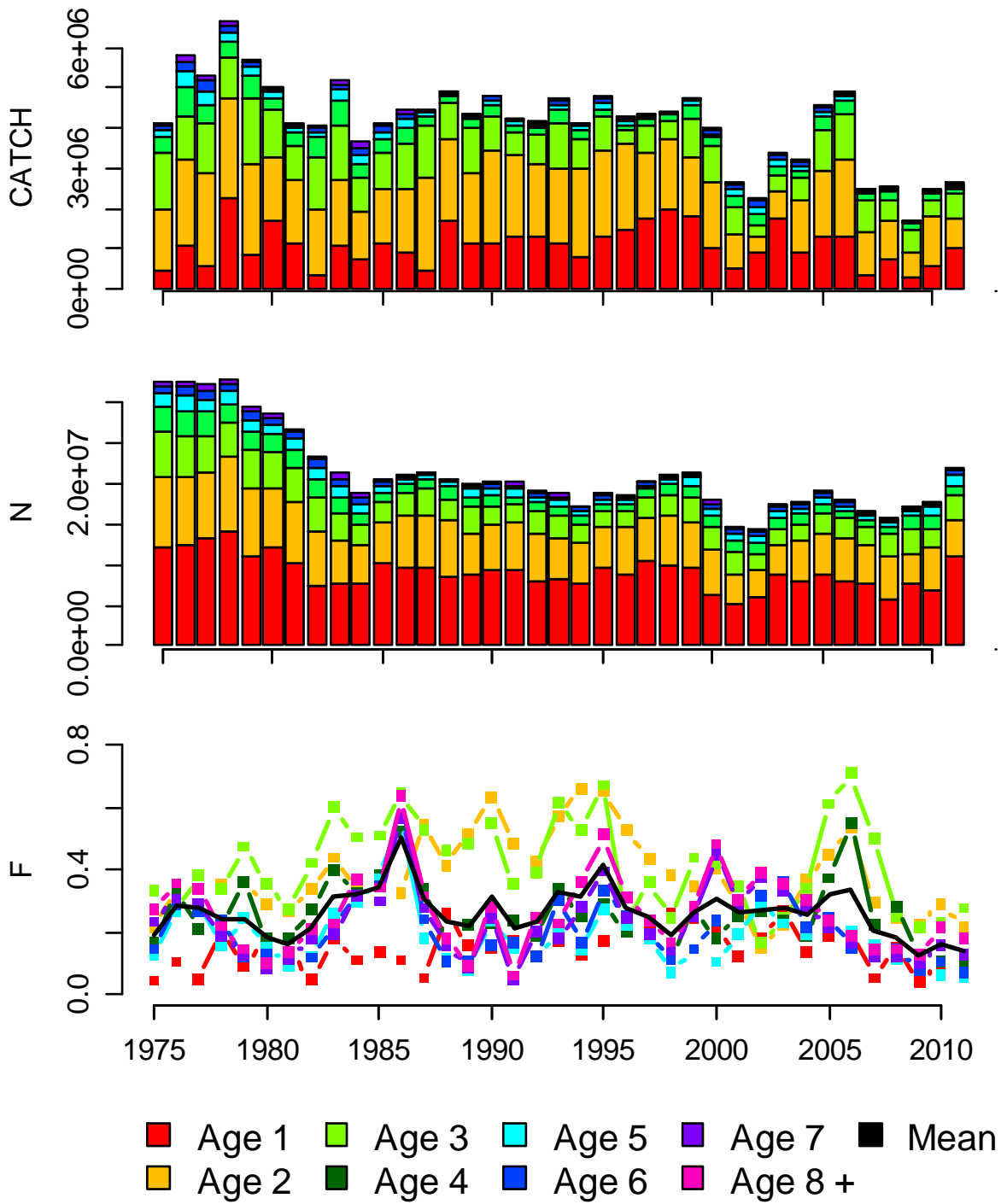


Figure 58. Catch-at-age data, estimated abundance-at-age, and estimated fishing mortality-at-age from the base model virtual population analysis of North Atlantic albacore.

Northern Albacore -VPA Results- Base Model

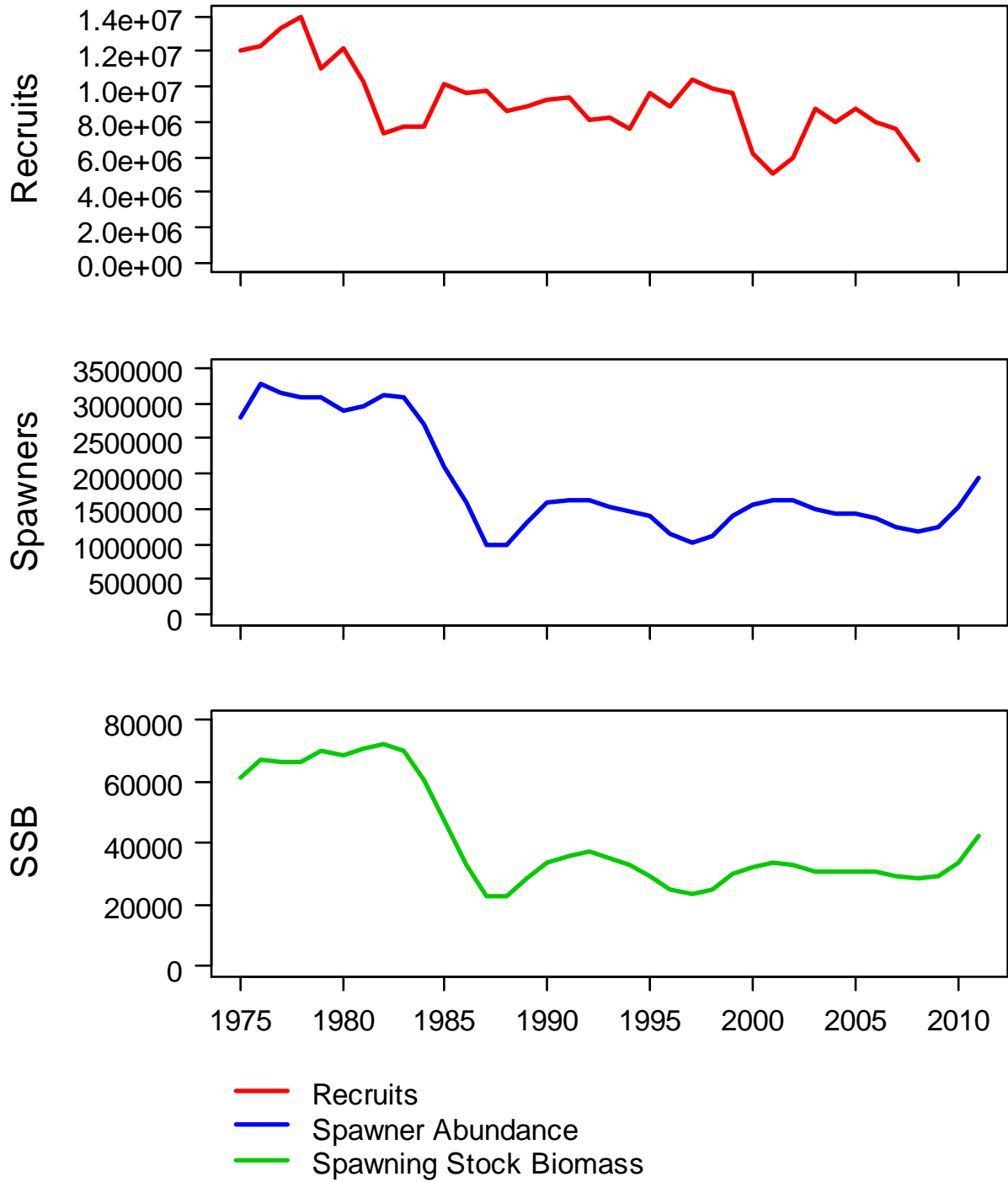


Figure 59. Estimated recruitment, spawning stock abundance, and spawning stock biomass from the virtual population analysis base model of North Atlantic albacore.

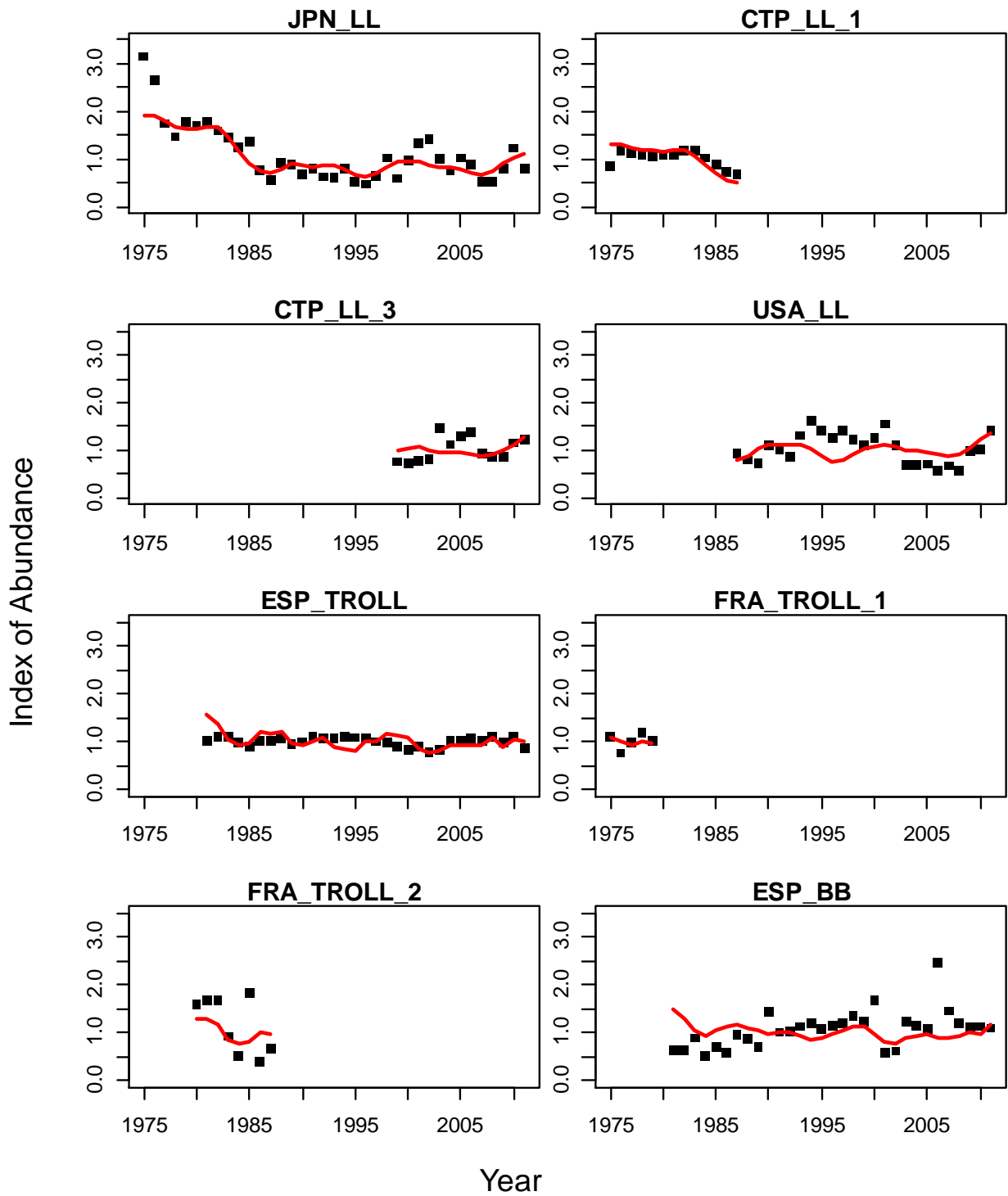


Figure 60. Virtual population analysis base model fits to indices of abundance of north Atlantic albacore. JPN_LL = Japan longline, CTP_LL_1 = Chinese Taipei longline period 1, CTP_LL_3 = Chinese Taipei longline period 3, USA_LL = United States longline, ESP_TROLL = Spain troll, FRA_TROLL = French troll, ESP_BB = Spain baitboat.

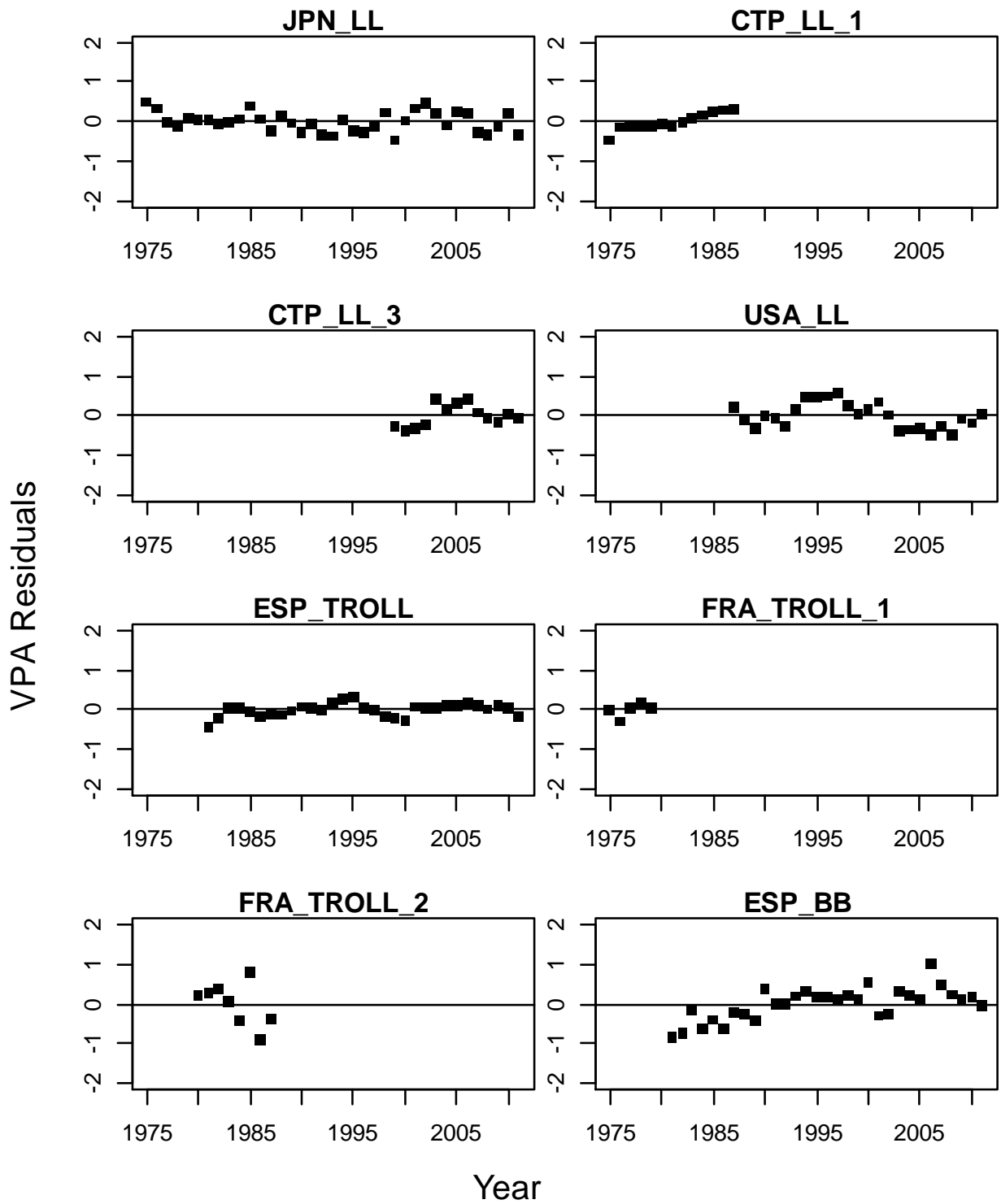


Figure 61. Residual error for VPA base model fitting to indices of abundance.

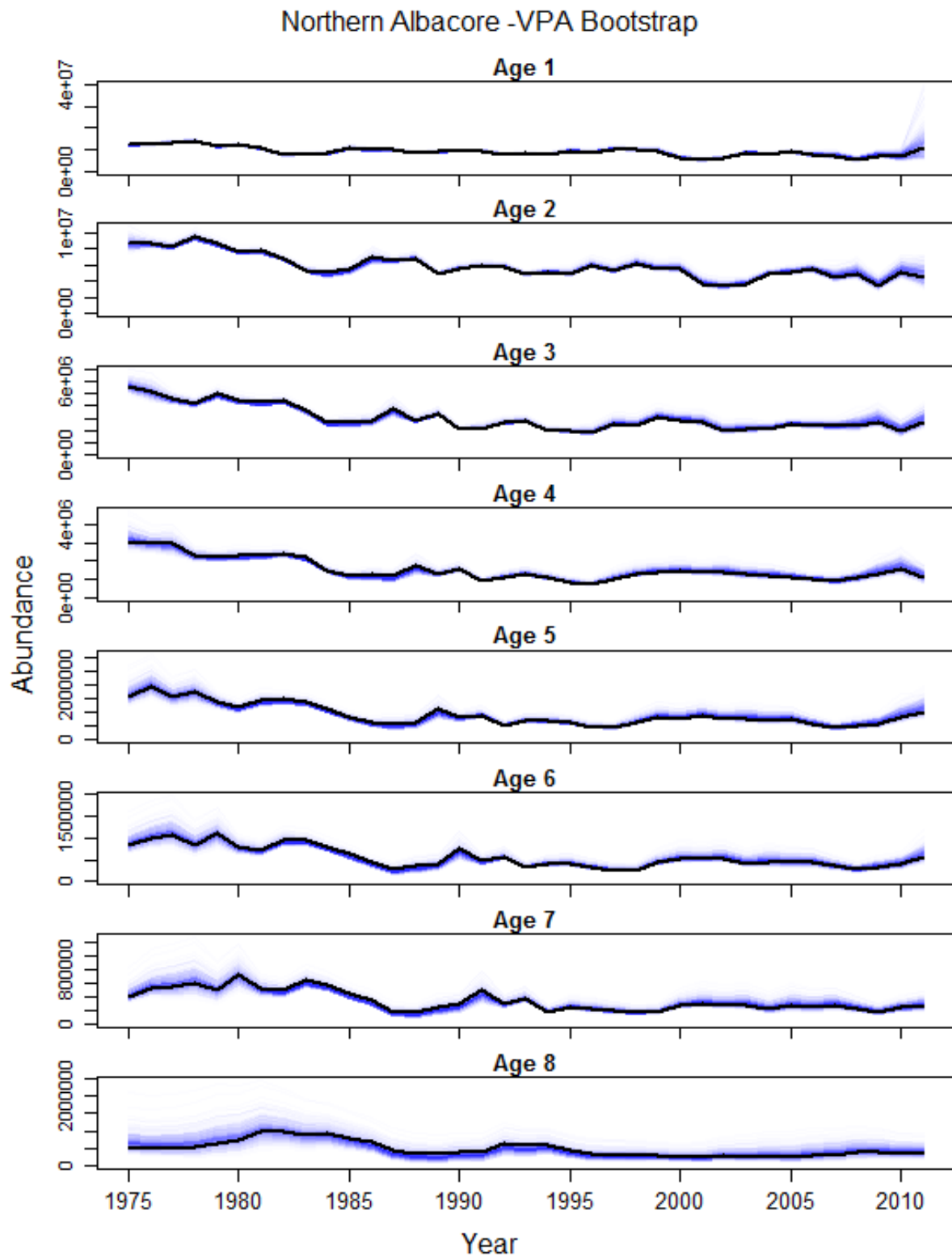


Figure 62. Bootstrap analysis of North Atlantic albacore VPA base model estimates of abundance-at-age. Black line shows the deterministic run, bootstraps are shown as blue lines.

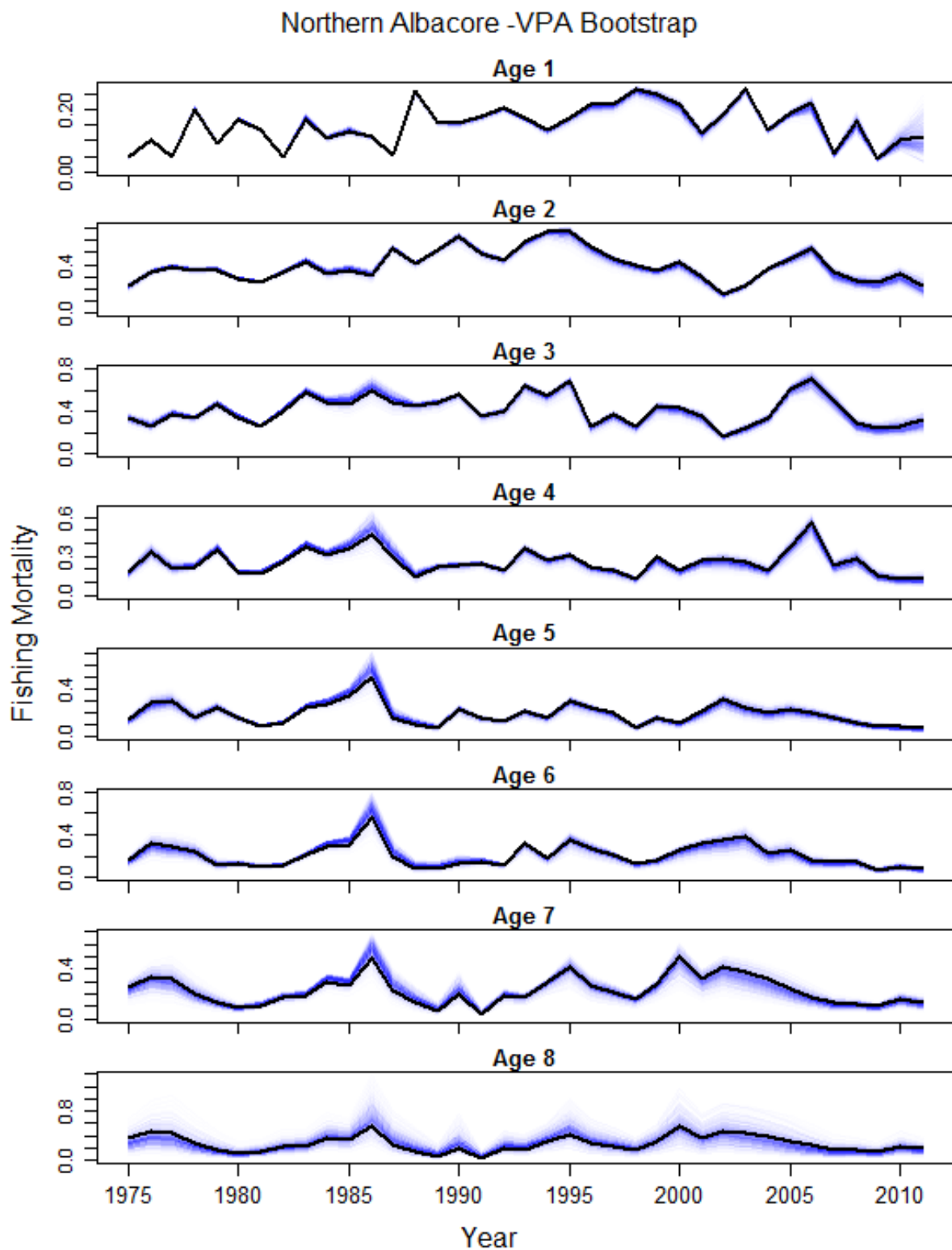


Figure 63. Bootstrap analysis of North Atlantic albacore VPA base model estimates of fishing mortality-at-age. Black line shows the deterministic run, bootstraps are shown as blue lines.

Northern Albacore -VPA Results- Mortality Sensitivity

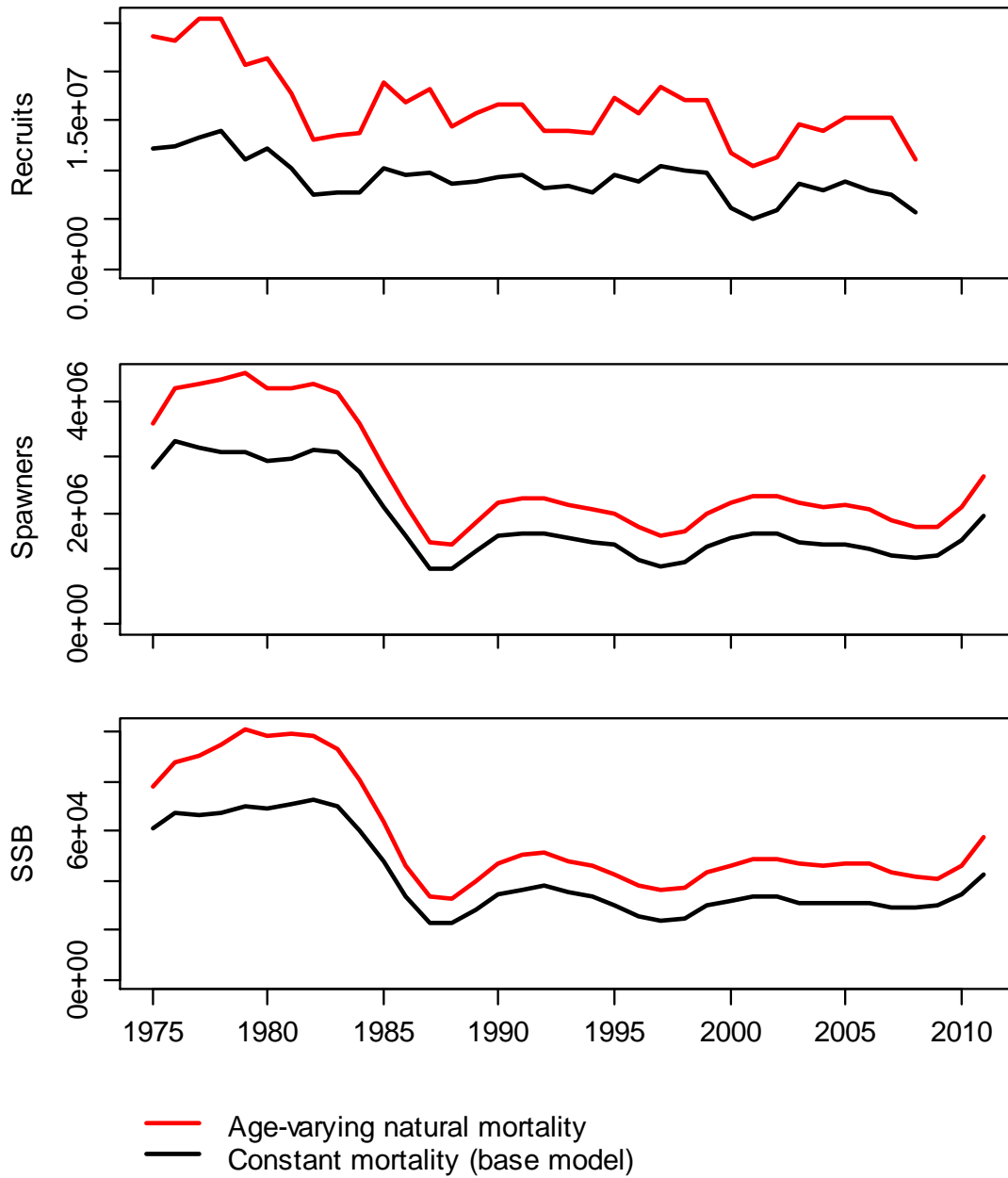


Figure 64. Virtual population analysis of North Atlantic albacore natural mortality sensitivity analysis. Age-varying mortality: Age-1=0.63, Age-2=0.46, Age-3=0.38, Age-4=0.34, Age-5=0.31, Age-6=0.29, Age-7=0.31, Age-8+=0.50; constant natural mortality = 0.3 across ages.

Northern Albacore -VPA Results- Indices Jackknife

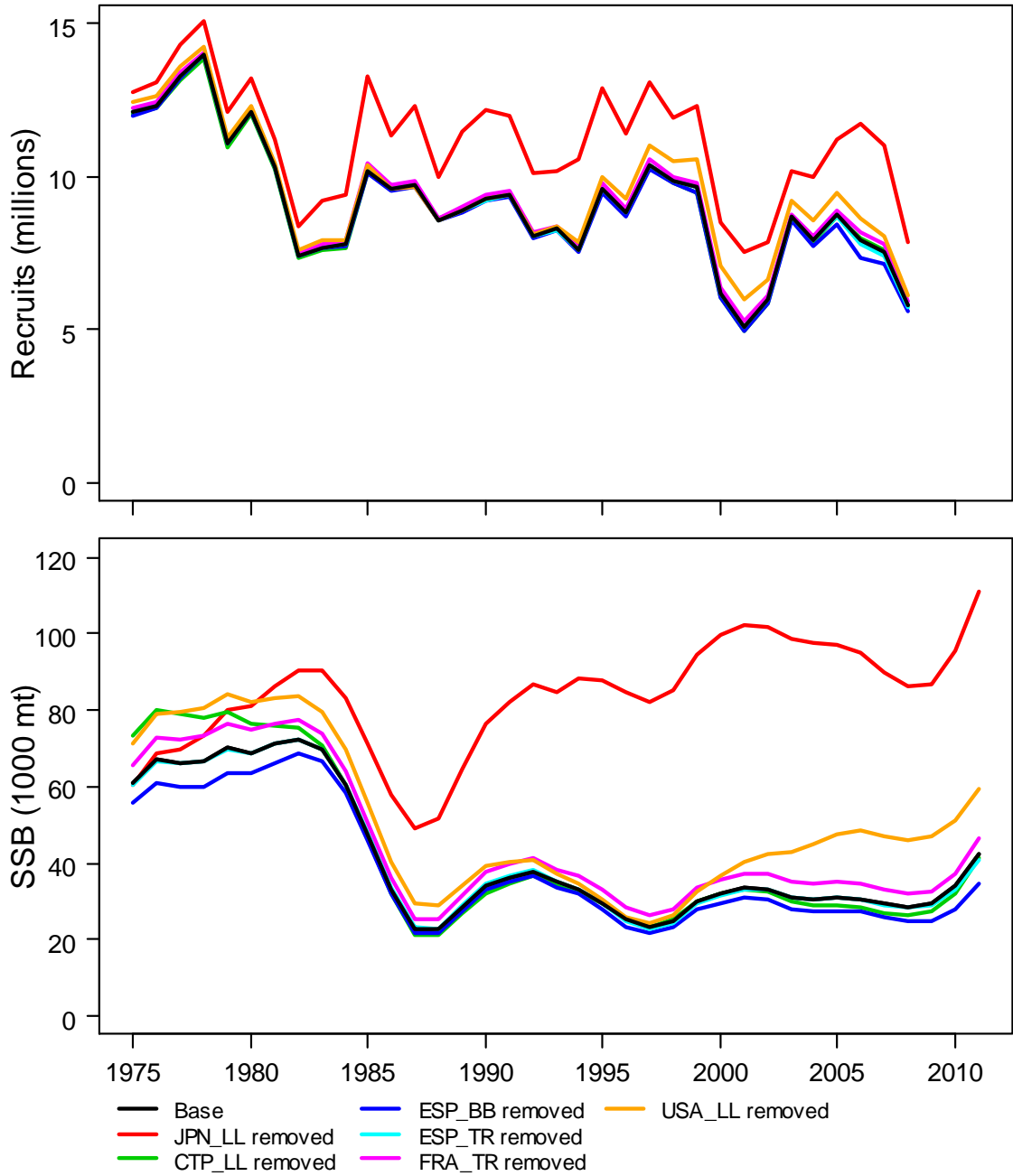


Figure 65. Virtual population analysis of North Atlantic albacore indices sensitivity analysis. JPN_LL = Japan longline, CTP_LL = Chinese Taipei longline, USA_LL = United States longline, ESP_TROLL = Spain troll, FRA_TROLL = French troll, ESP_BB = Spain baitboat.

Northern Albacore -VPA Results- Retrospective Analysis

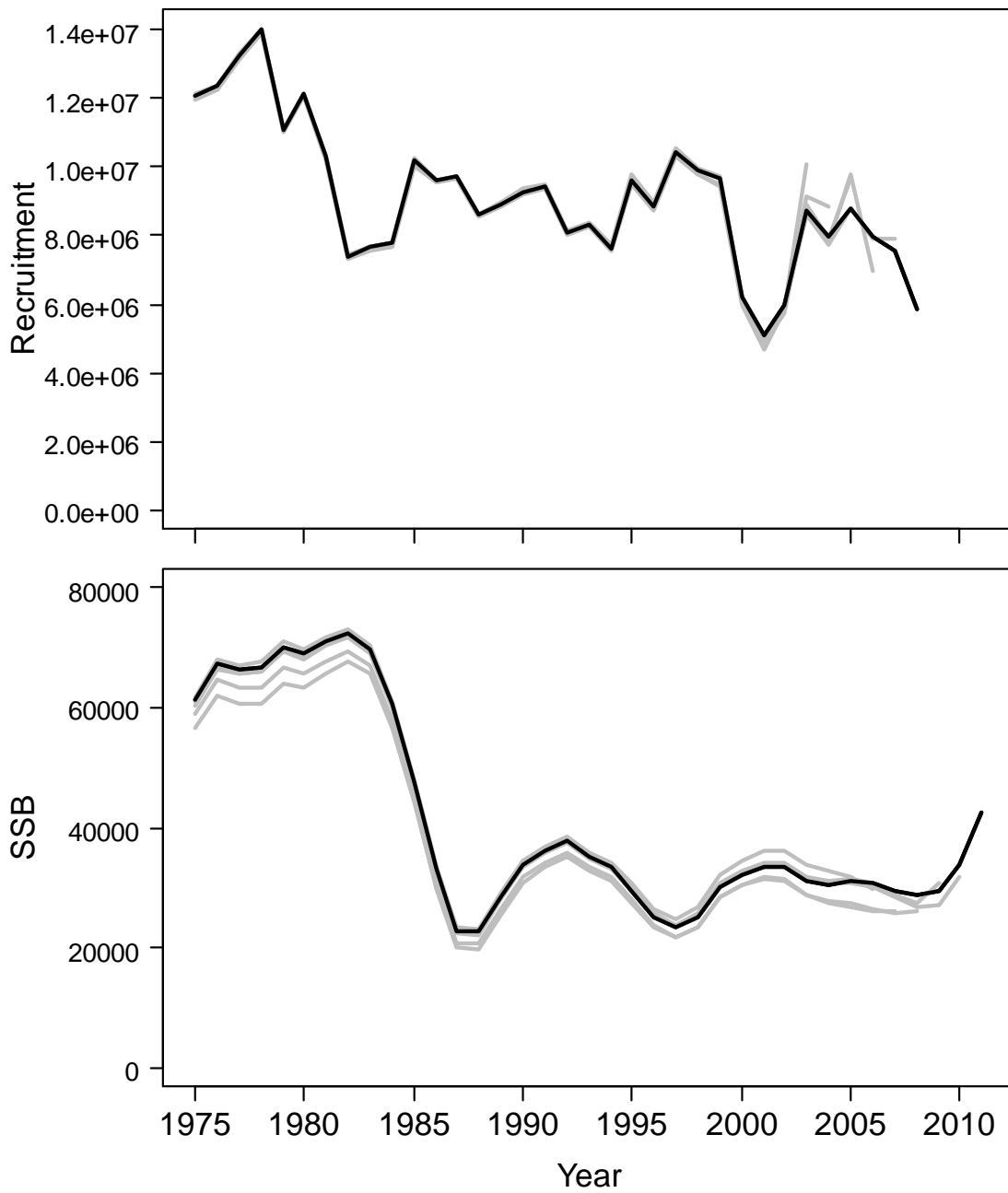


Figure 66. Retrospective sensitivity analysis of estimated recruitment and spawning stock biomass (SSB) from the VPA base model of North Atlantic albacore, iteratively removing 1 to 5 most recent years of data.

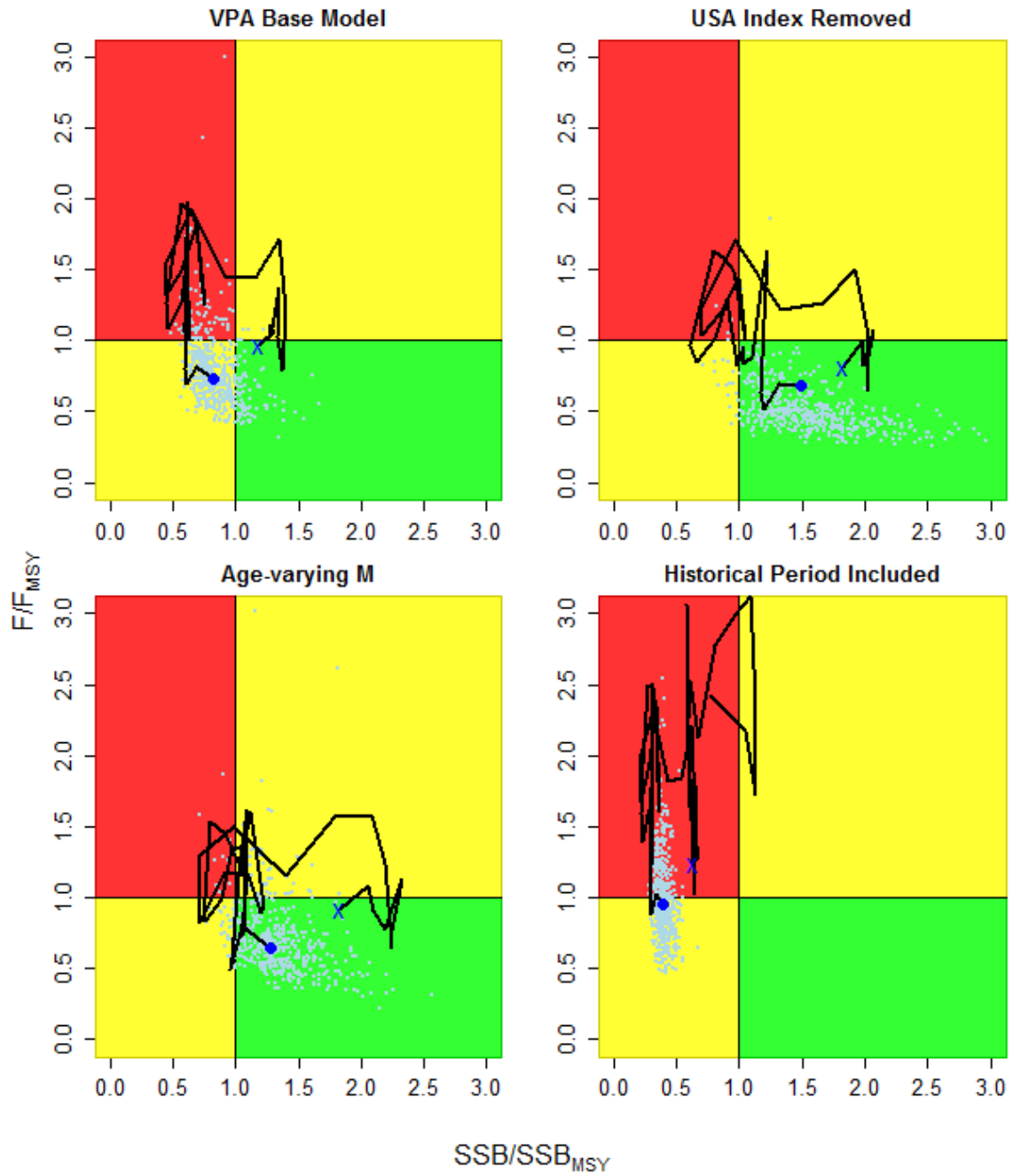


Figure 67. Kobe phase plot of North Atlantic albacore stock status from the VPA model. The blue “X” indicates the stock status at the beginning of the time series, the blue point indicates the stock status in 2011, and the light blue points show the stock status estimates from bootstrap iterations.

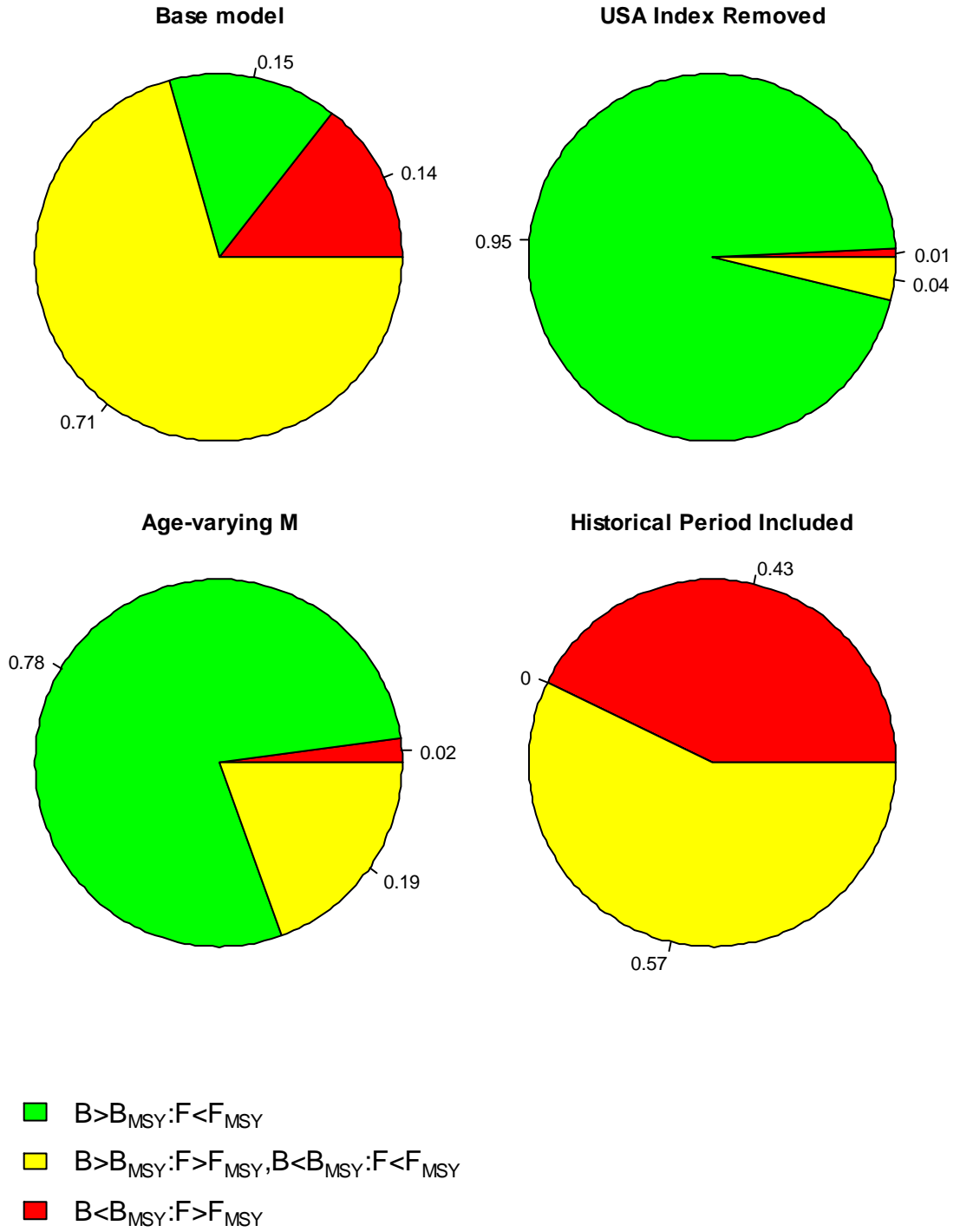


Figure 68. Kobe phase chart illustrating the relative probability of the stock status of North Atlantic albacore from the VPA model.

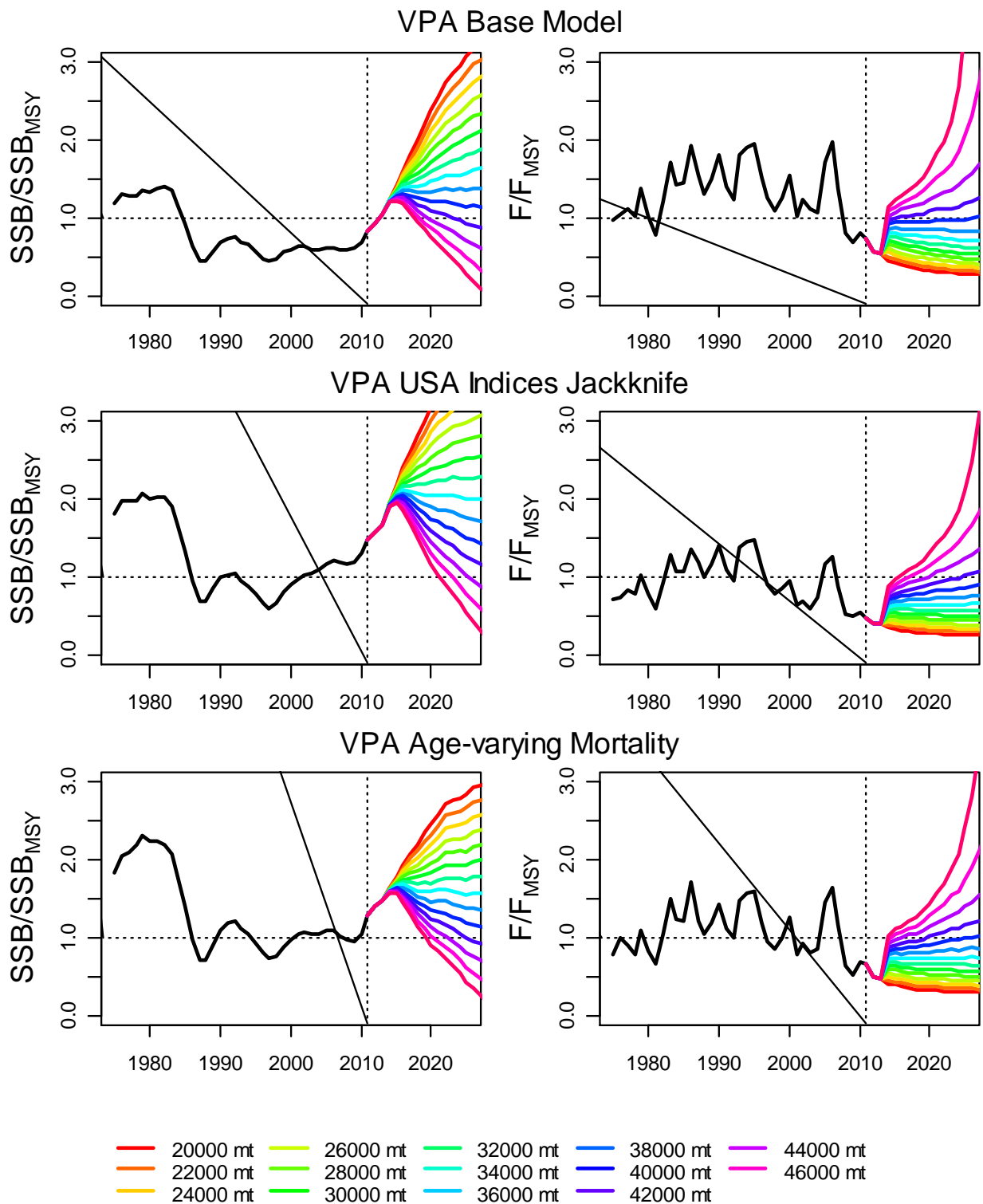


Figure 69. Projections of North Atlantic albacore stock status from the VPA models. From top to bottom: base model, base model with the U.S. longline indices removed, and base model with age-dependent natural mortality.

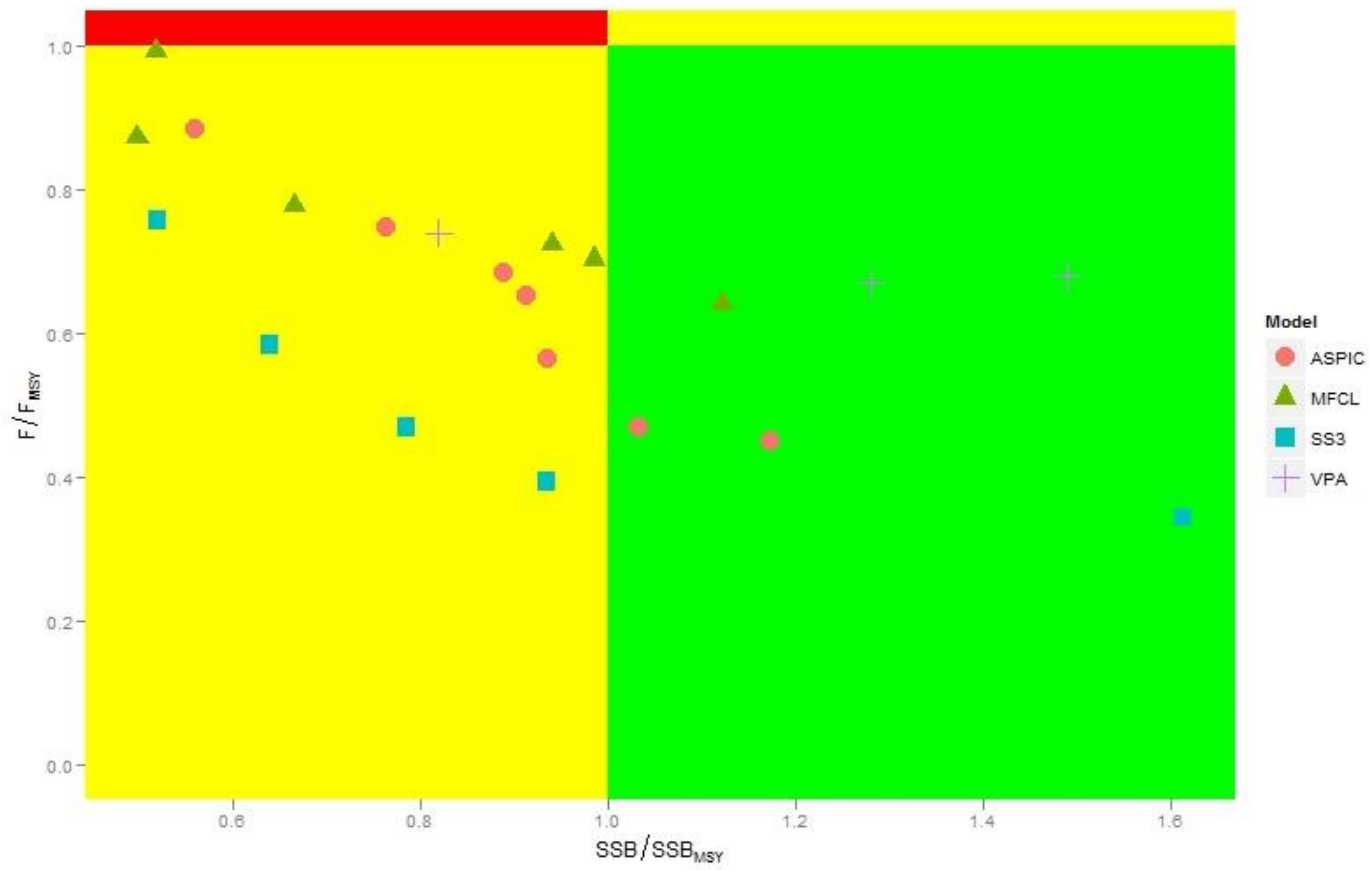


Figure 70. Summary of stock status estimates using different models and runs.

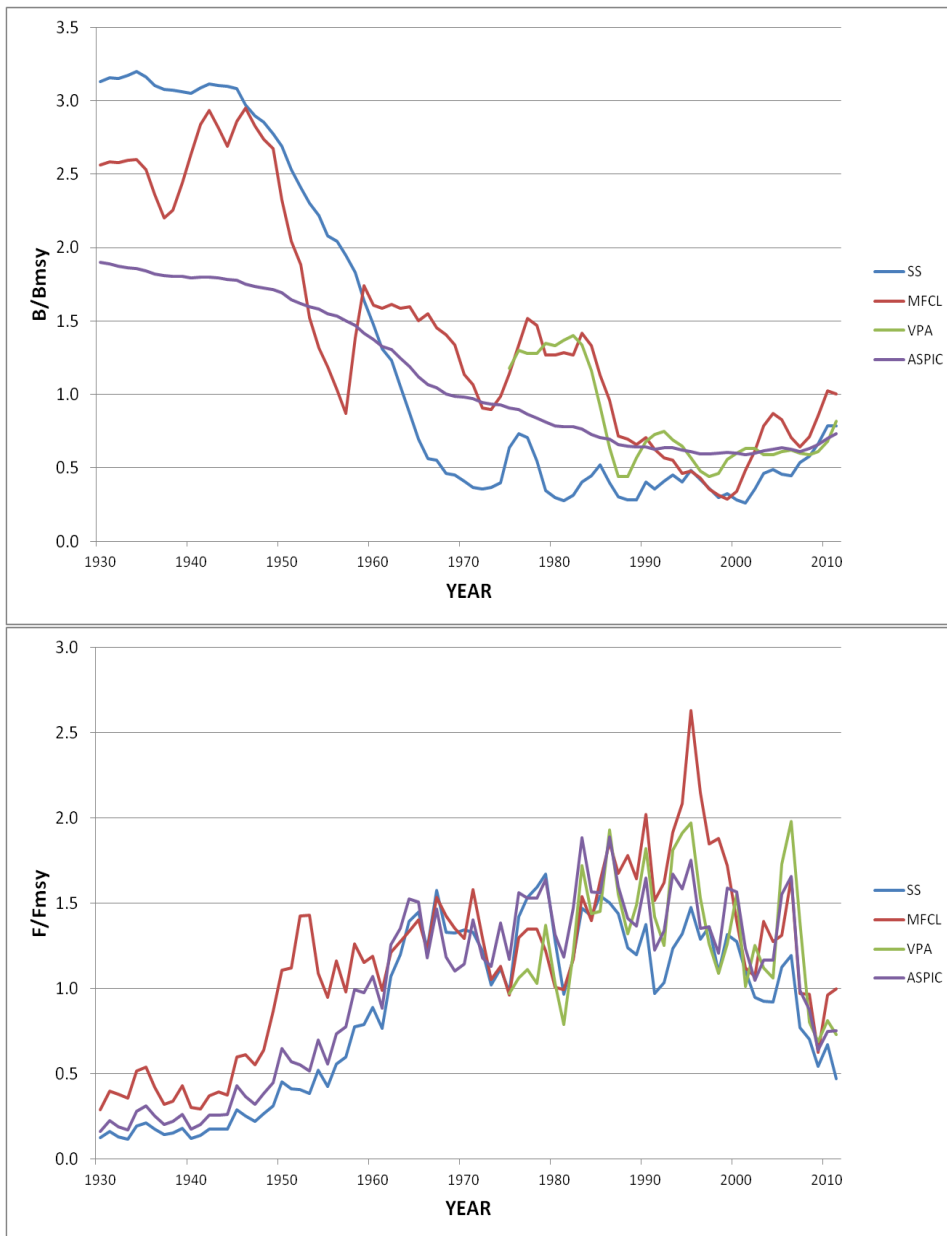


Figure 71. Comparison SSB/SSB_{MSY} (top) and F/F_{MSY} (bottom) of the base case models from the four modeling platforms. In the case of ASPIC, run 5 is represented, which includes all CPUE series.

VPA Retrospective Projection

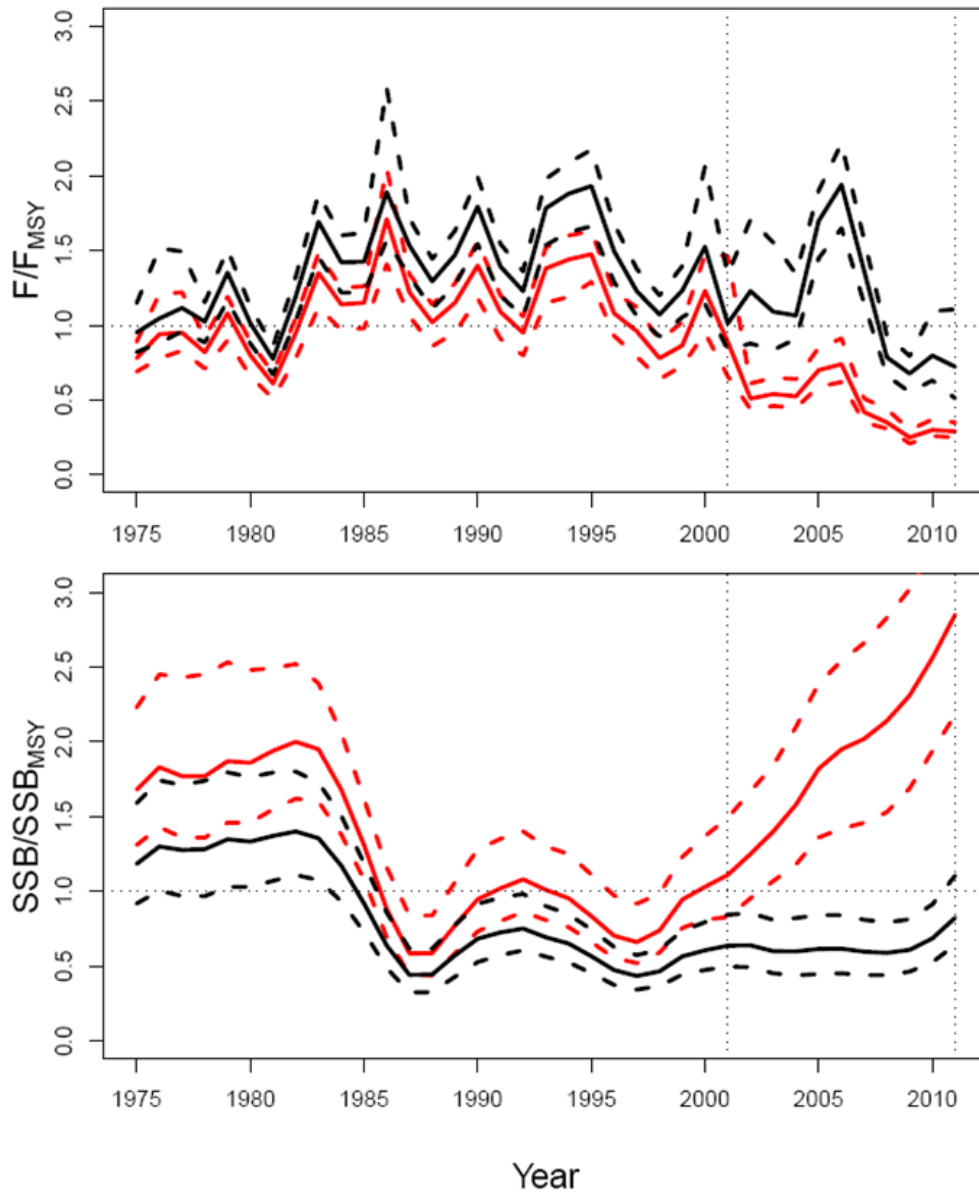


Figure 72. Retrospective projection from VPA analysis.

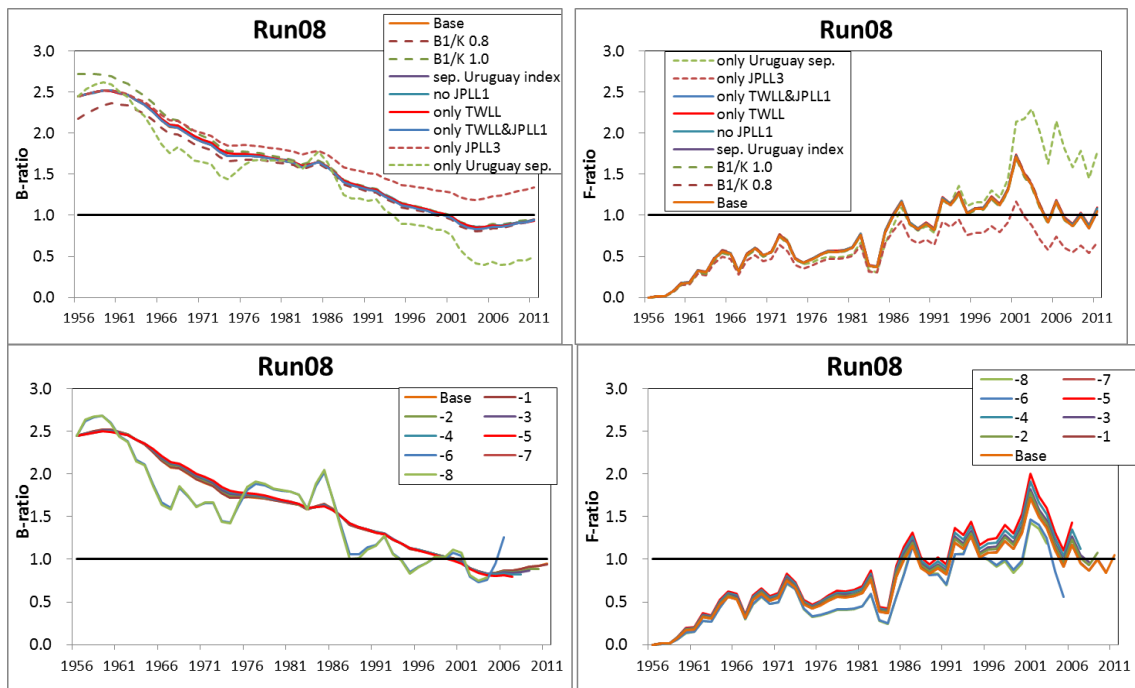


Figure 73. Results of sensitivity and retrospective analyses for ASPIC Run08 for South Atlantic albacore.

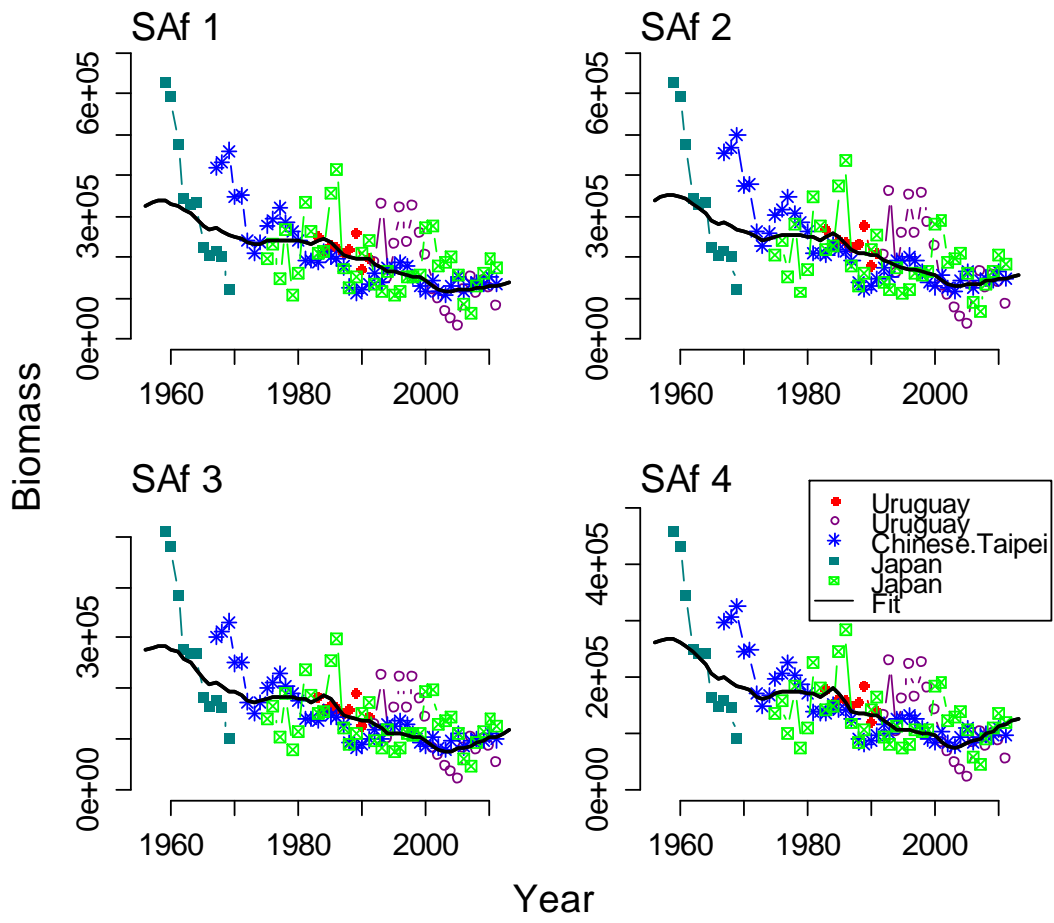


Figure 74. Fit of the BSP model to the four base case scenarios.

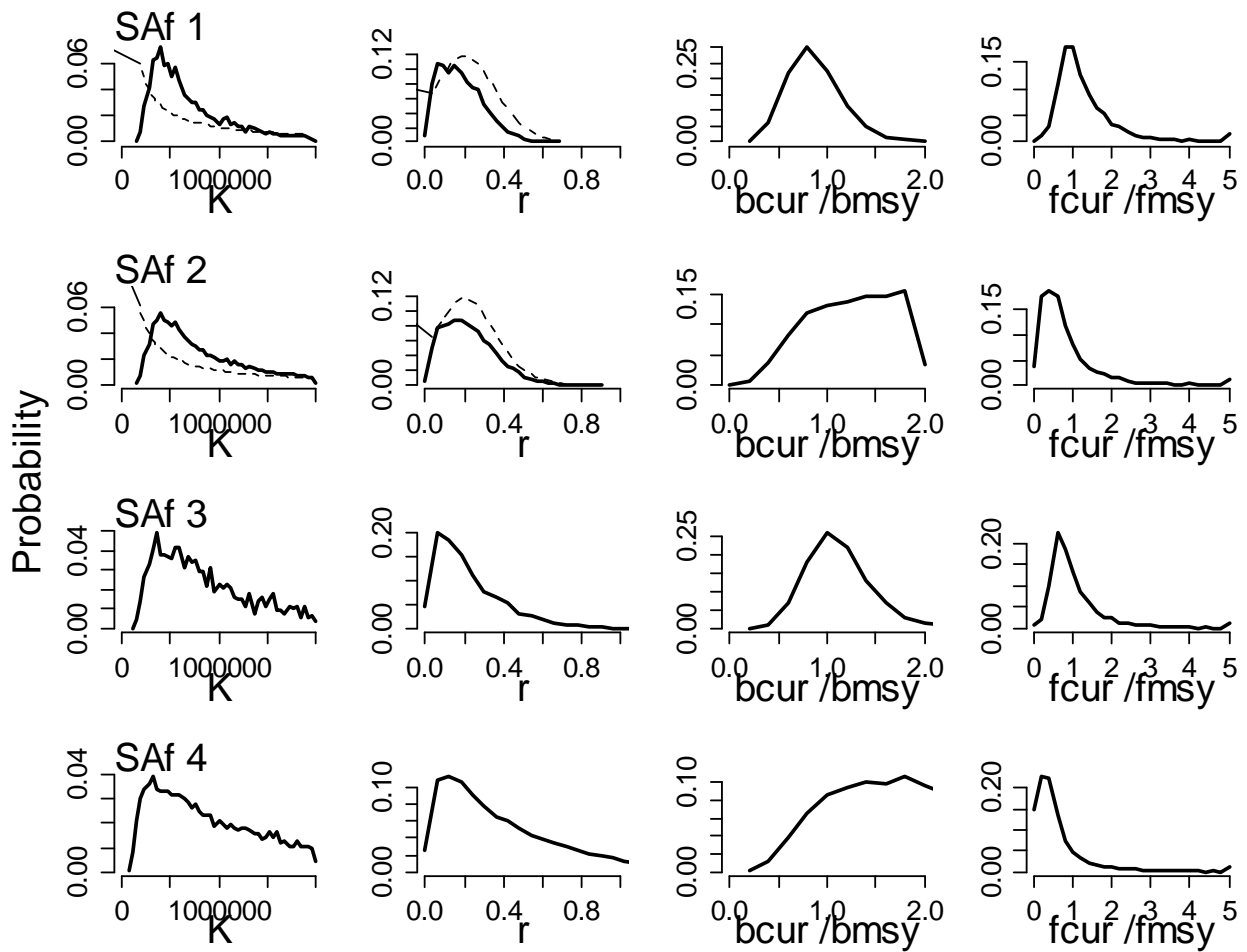


Figure 75. Posterior (solid) and prior (dashed) distributions from the four base case BSP model runs for the South Atlantic.

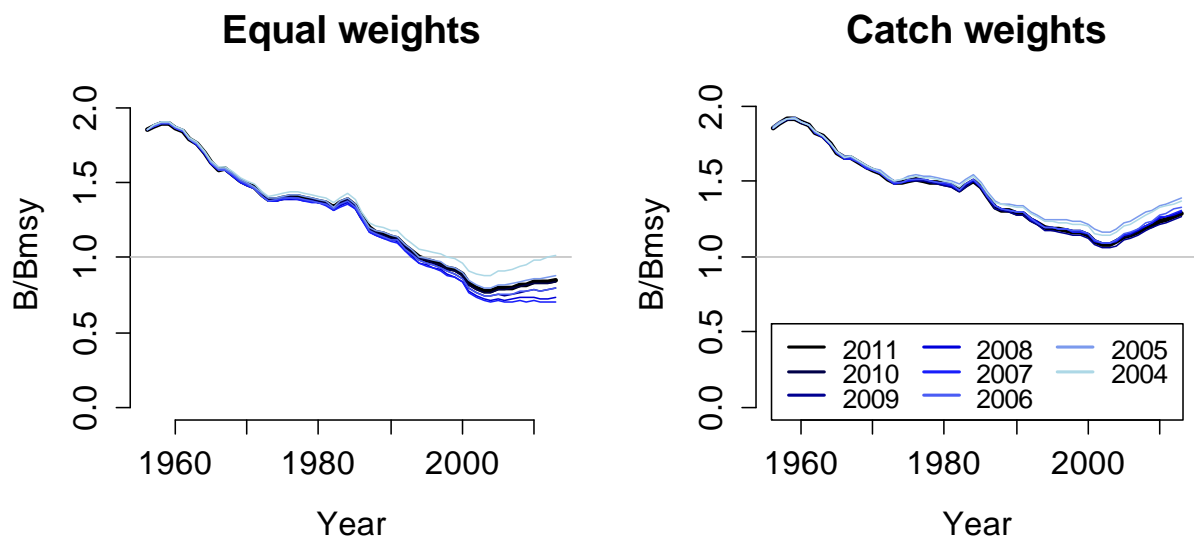


Figure 76. Retrospective analysis, with projection after the last year of data using real catches, for the Schaeffer model (run F1 left, F2, right) of BSP for South Atlantic albacore.

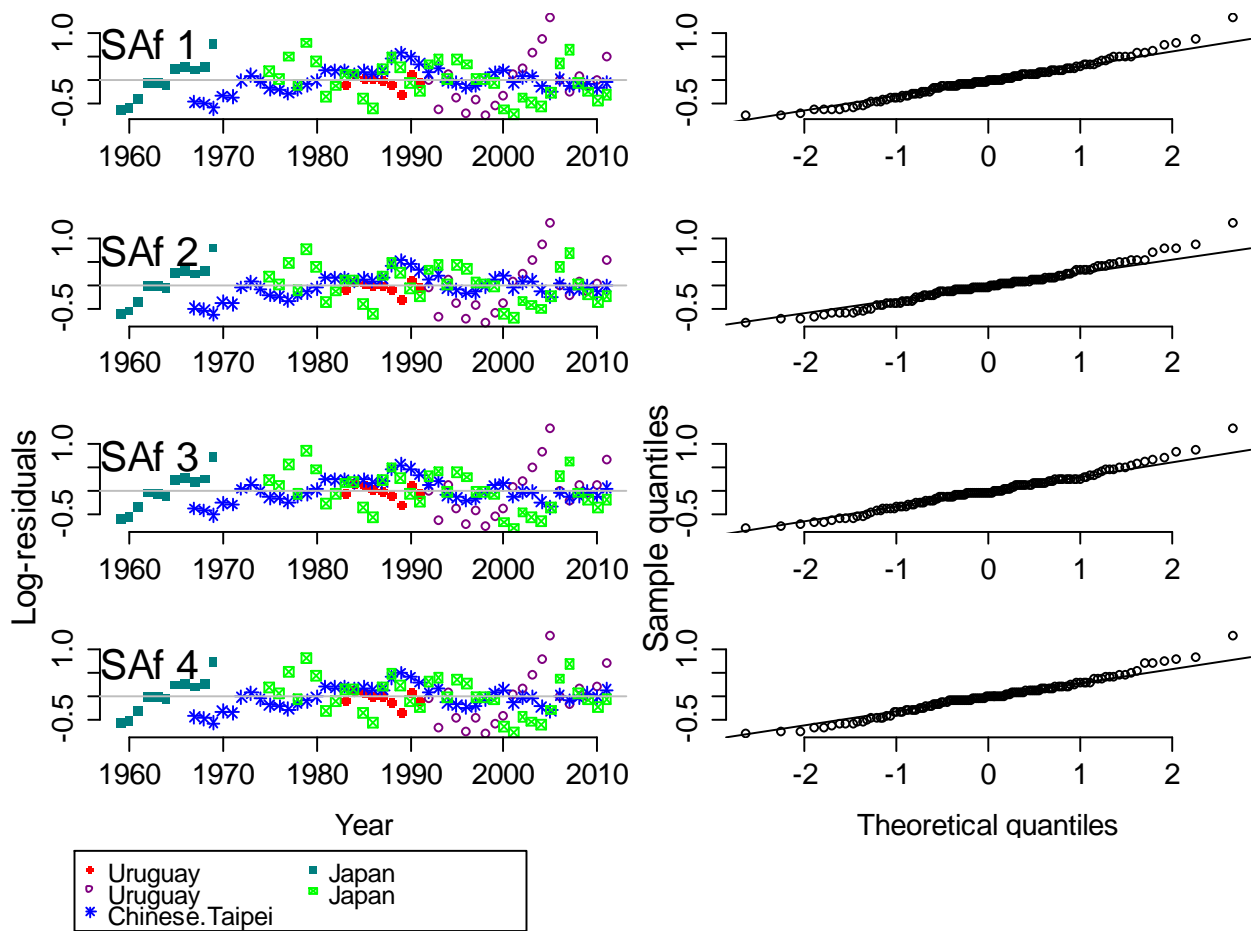


Figure 77. CPUE residuals (left) and residual qq-normal plots (right) for the four BSP base case runs for the South Atlantic.

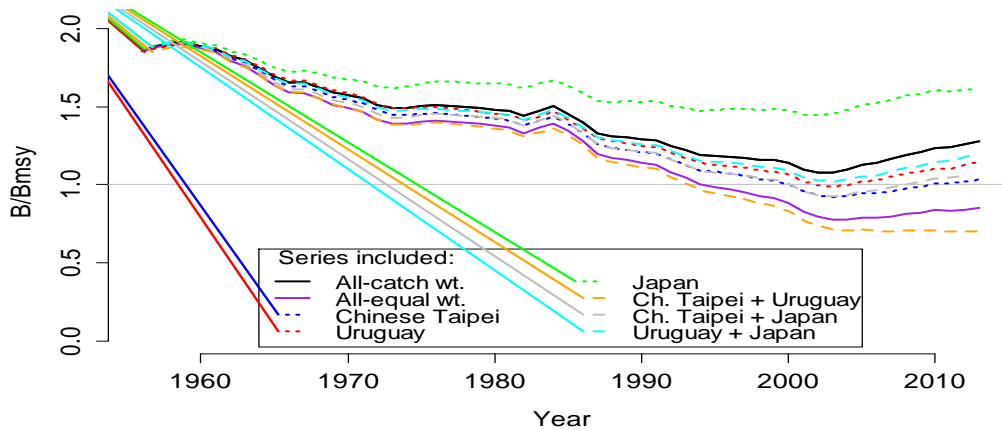


Figure 78. BSP South Atlantic sensitivity analyses removing some CPUE series, compared to the base cases with equal or catch weighting. The Schaeffer functional form was used in all cases.

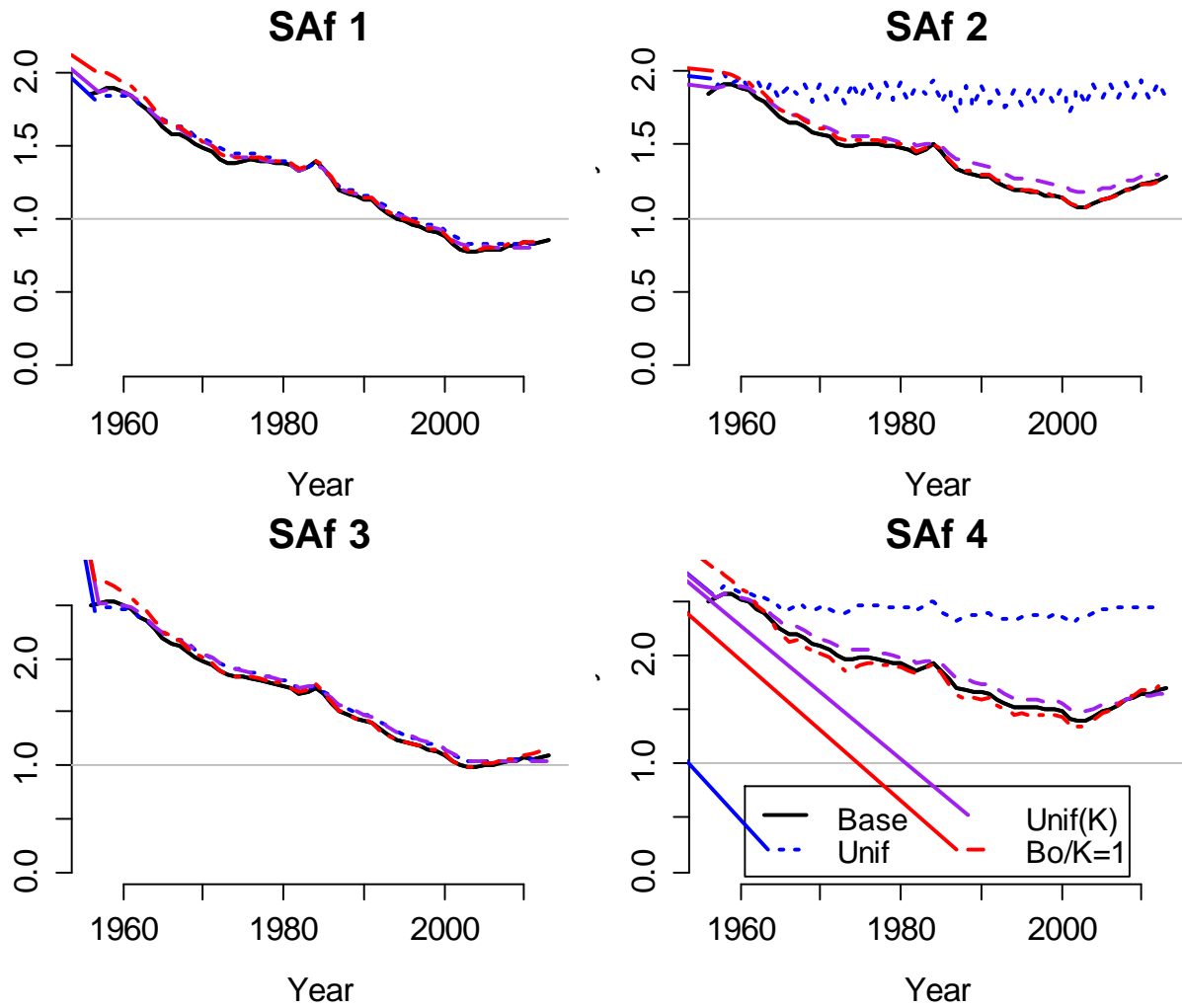
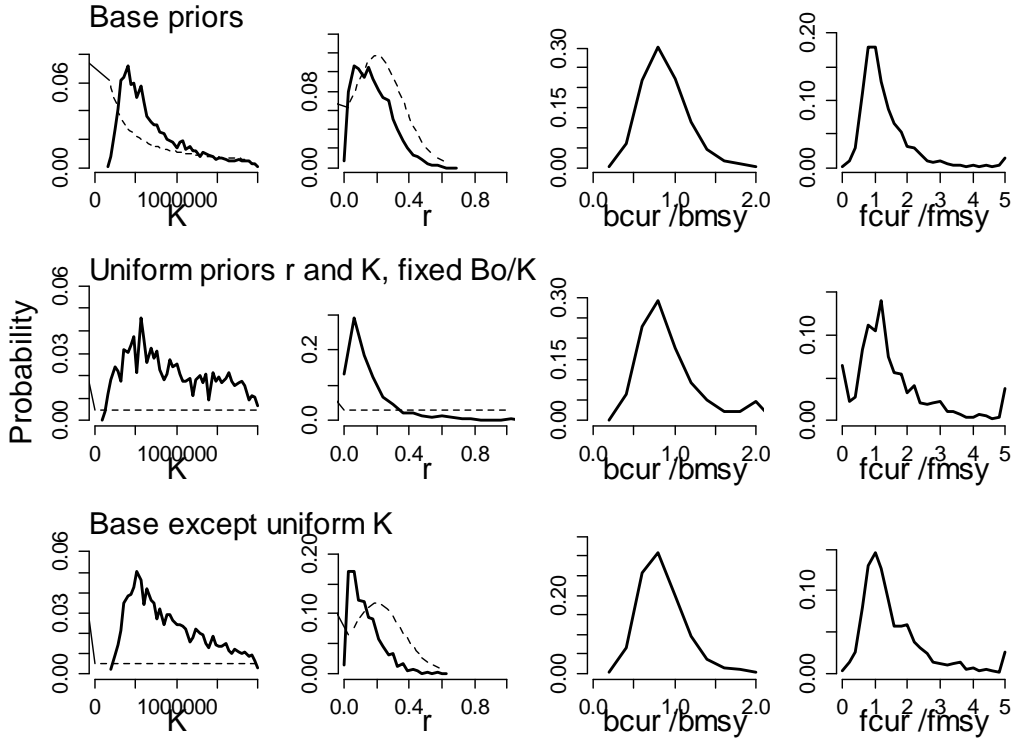


Figure 79. Median biomass trajectories for the BSP South Atlantic model runs with alternative priors. “Base” is the base case. “Unif” is uniform priors on r and K , and B_0/K fixed at 0.9, similar to the ASPIC runs. “Unif(K)” has uniform prior on K .

(a) Run F1 (Schaeffer model, equal weighting)



(b) Run F2 (Schaeffer model, catch weighting)

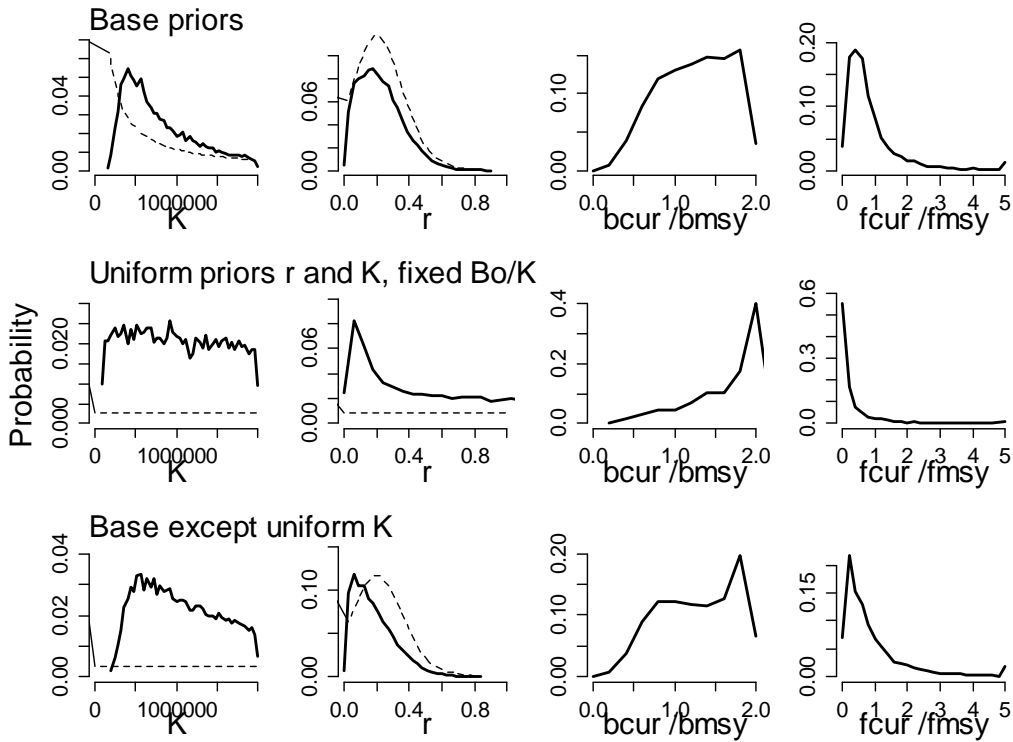


Figure 80. Priors and marginal posteriors for r and K for alternative prior formulations, and current B/B_{MSY} and F/F_{MSY} for runs with alternative priors.

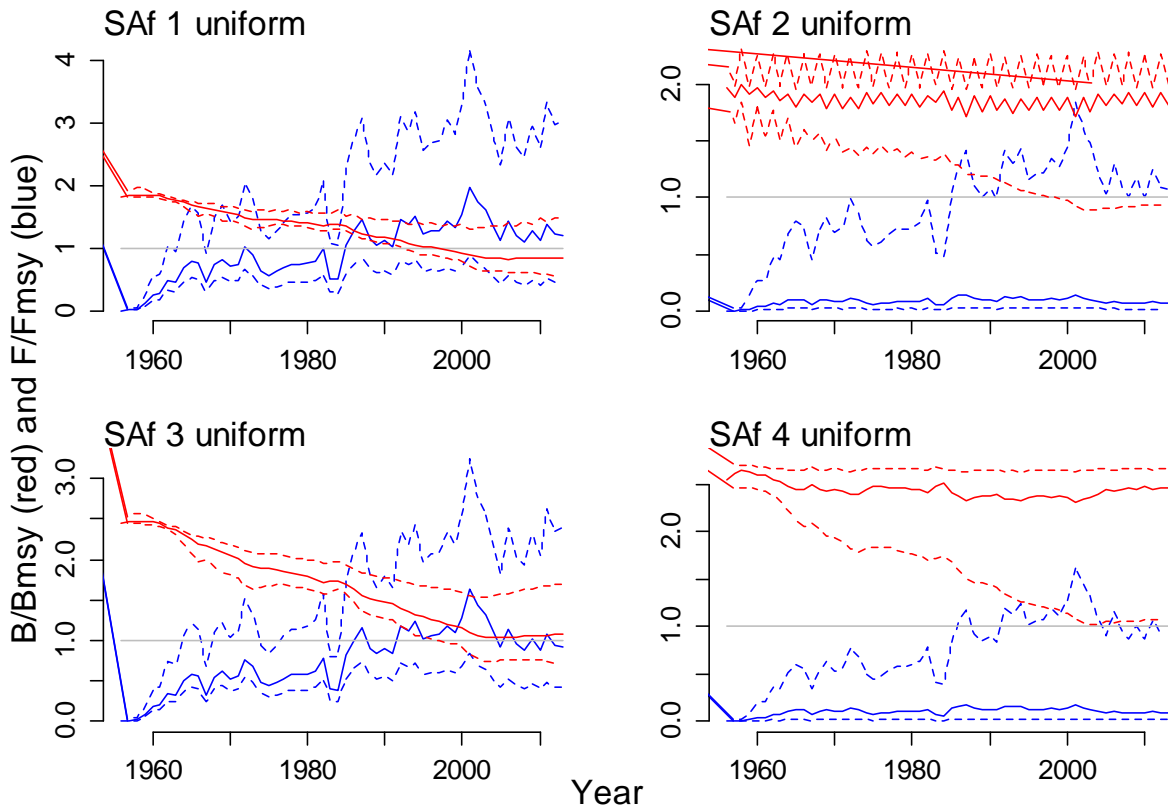


Figure 81. Median trajectories with 80% credible intervals, from the four alternative prior cases of the BSP model with uniform priors on r and K , and B_0/K fixed at 0.9 for South Atlantic albacore.

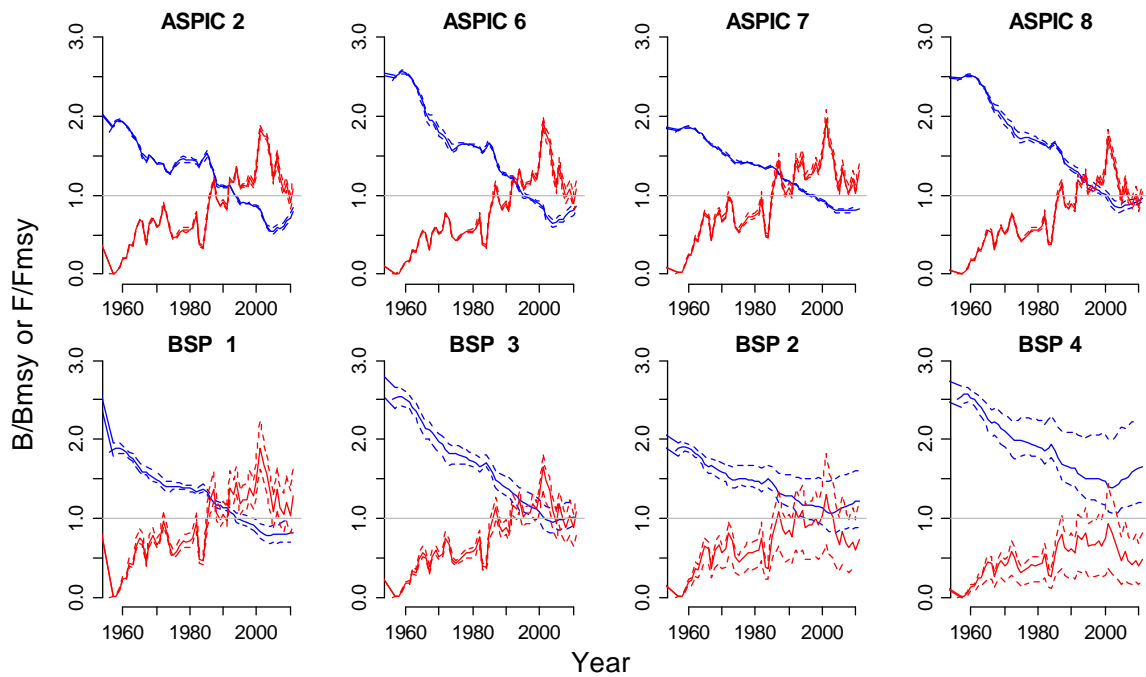


Figure 82. Biomass and fishing mortality rate trajectories for South Atlantic albacore.

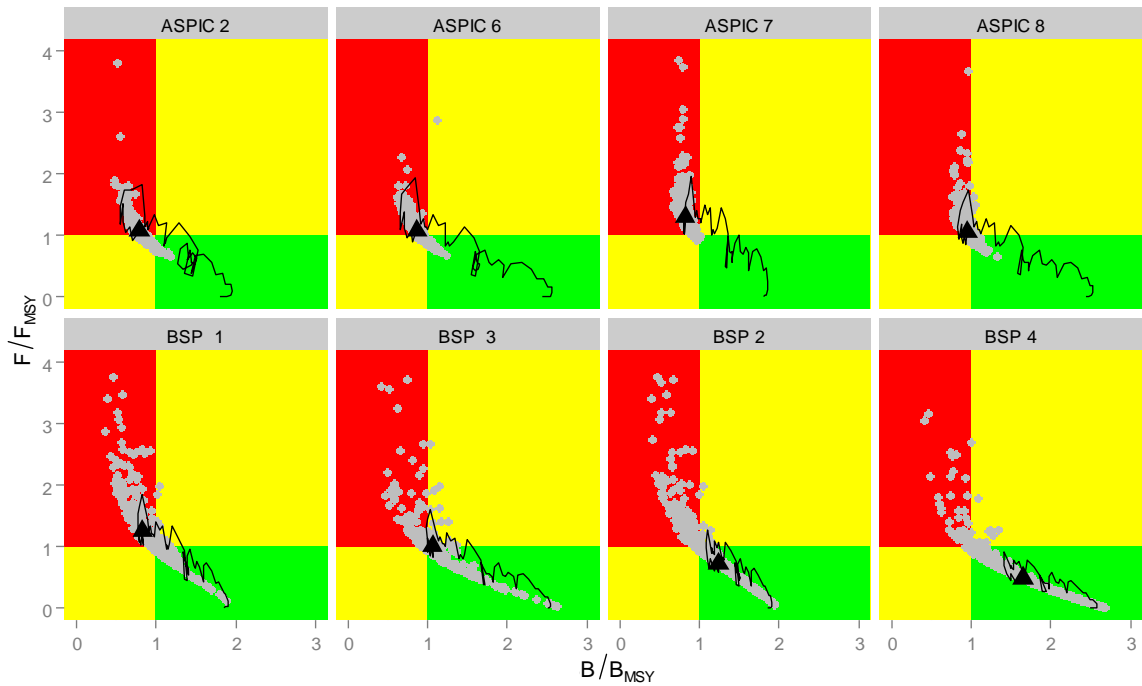


Figure 83. Kobe phase plots for South Atlantic albacore. End year is 2011 (black triangle).



Figure 84. Kobe pie charts of status in 2011, for all eight models separately, and for all models combined for South Atlantic albacore.

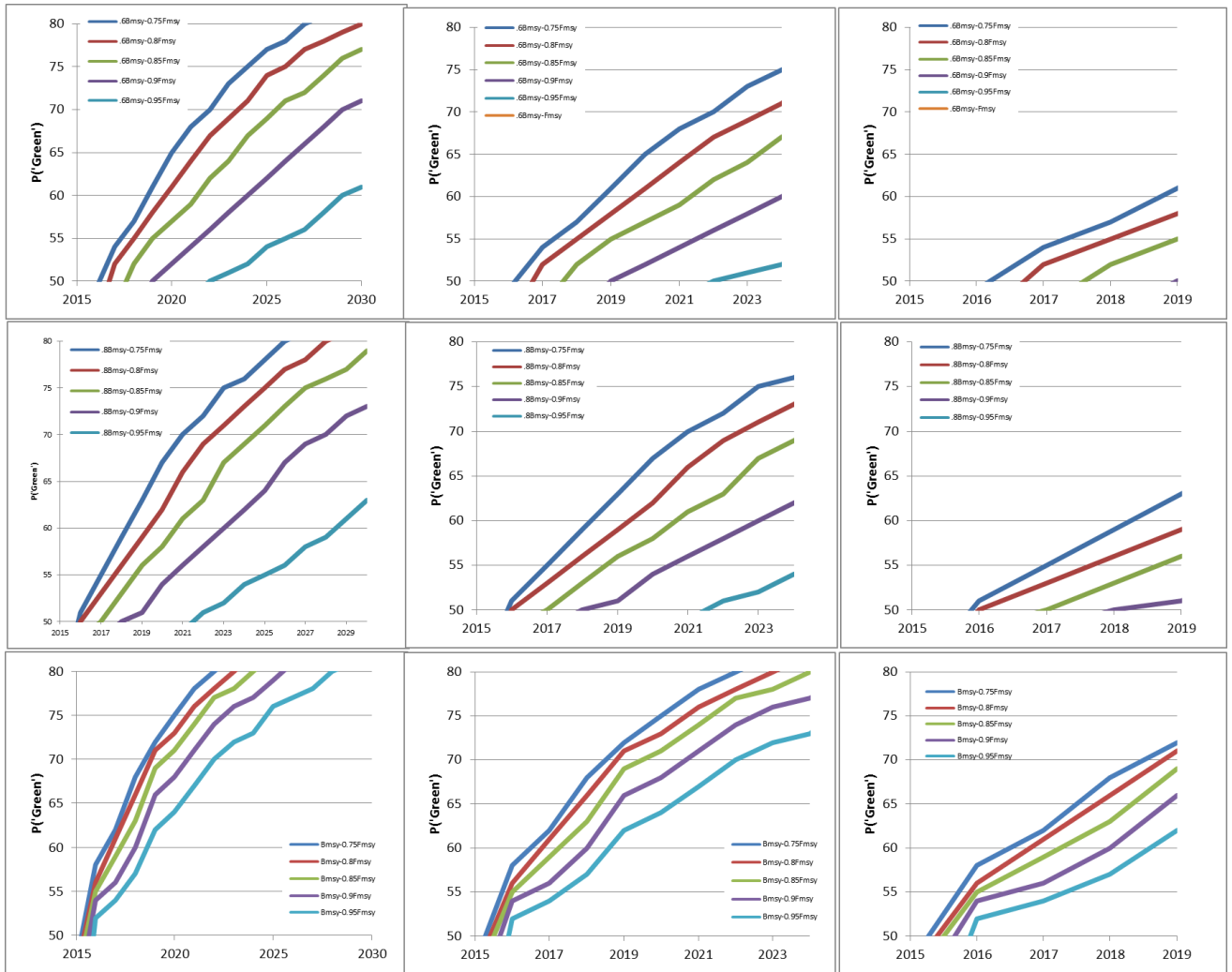


Figure 85. Projected probability of being ‘Green’ within different time scales for various combinations of HCR parameters, as indicated. The left column represents a 20 year time frame (1 mean Generation + 10 years – a value sometimes used for heavily depleted stocks). The center column, a 9 year time-frame (1 mean generation), and the rightmost column, a 5 year time-frame. The rows represent Bthresh levels ($0.6 B_{MSY}$, $0.8 B_{MSY}$ and B_{MSY} for top, middle and bottom rows, respectively).

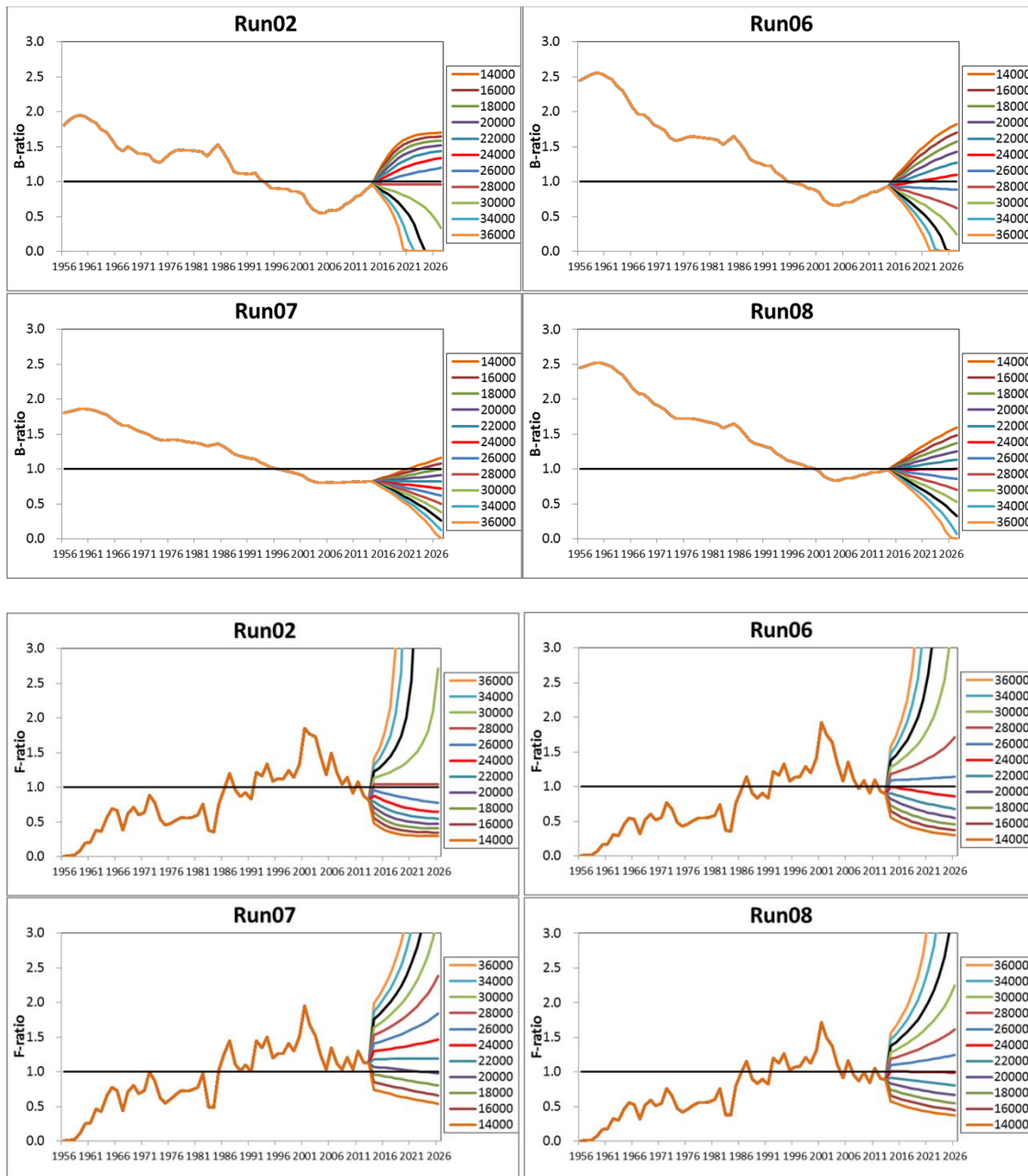


Figure 86. Future projection (15 years) of B-ratio (B/B_{MSY}) and F-ratio (F/F_{MSY}) for 4 ASPIC runs for South Atlantic albacore under constant catch.

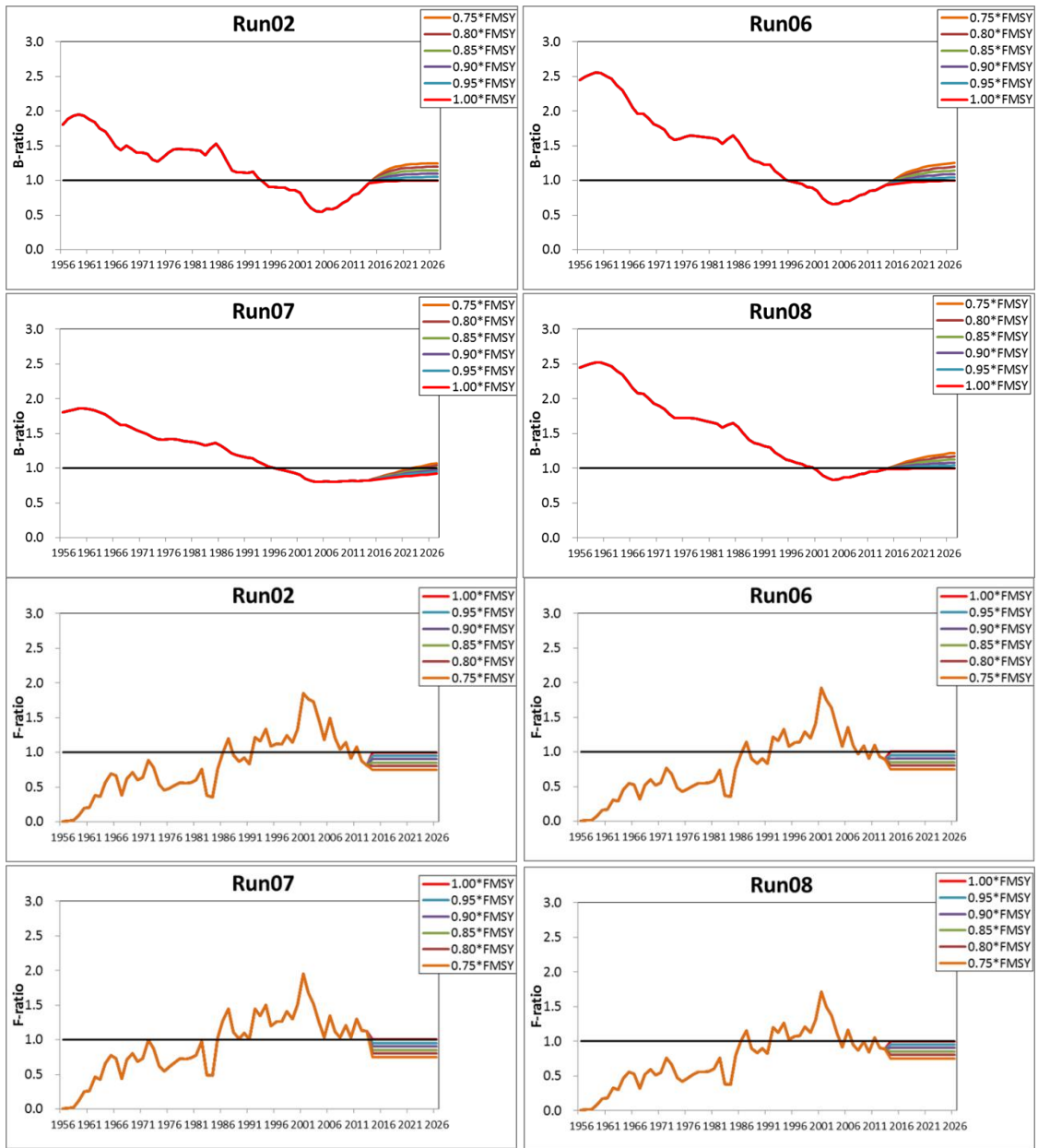


Figure 87. Future projection (15 years) of B-ratio (B/B_{MSY}) and F-ratio (F/F_{MSY}) for 4 ASPIC runs for south Atlantic albacore under constant F.

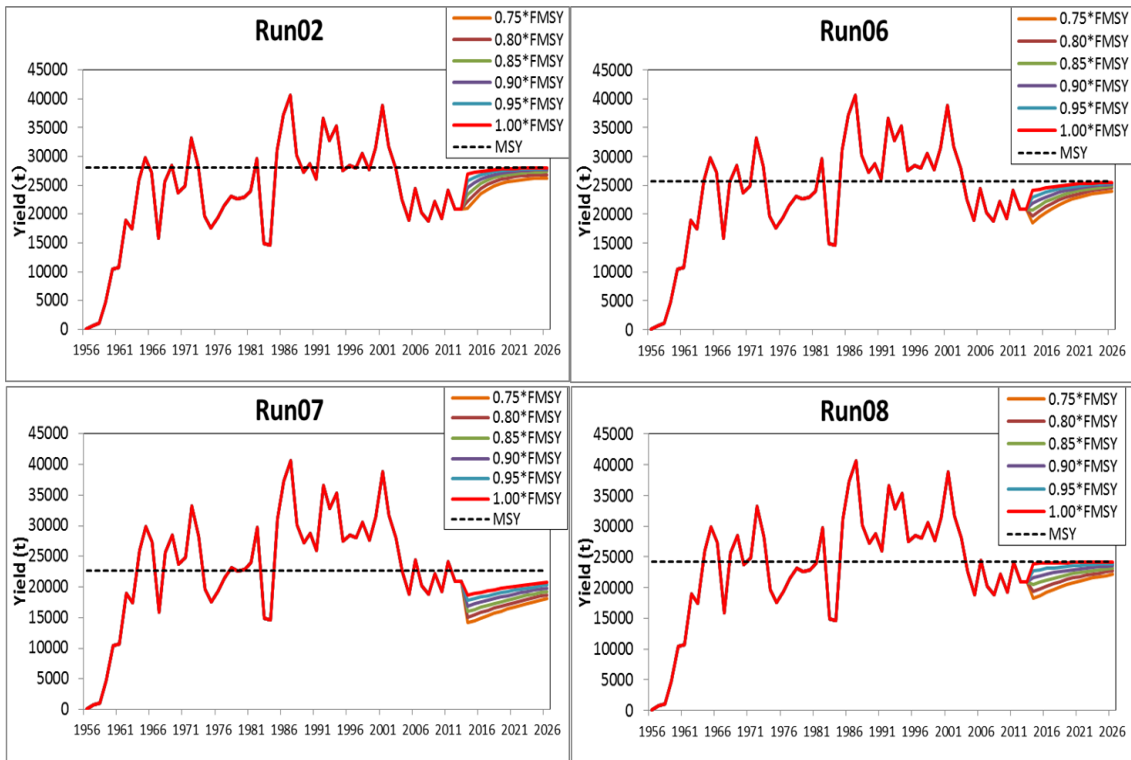


Figure 88. Predicted yield for future projection (15 years) for 4 ASPIC runs for South Atlantic albacore under constant F.

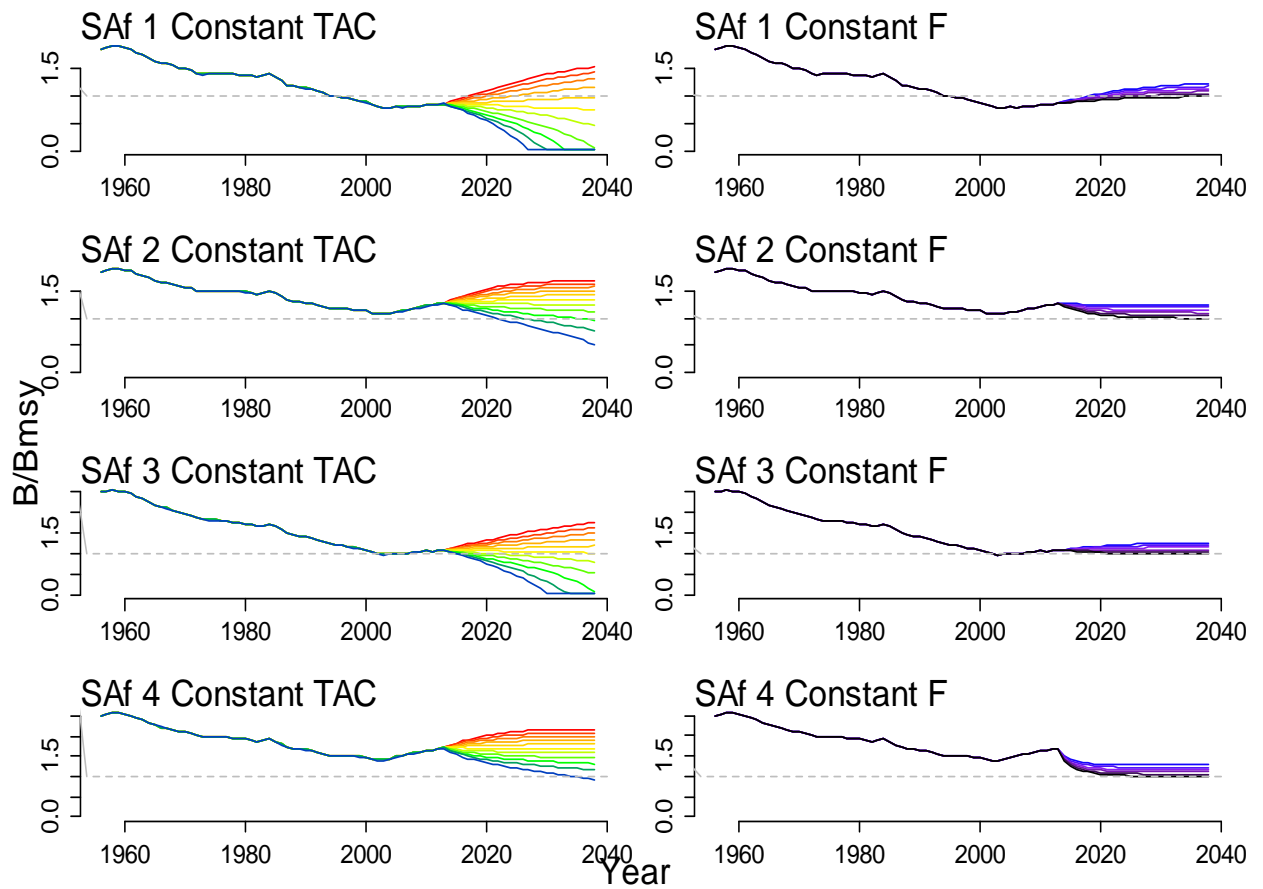


Figure 89. Median projections with the four base case BSP runs for South Atlantic albacore, with either a constant catch or a constant F harvest policy.

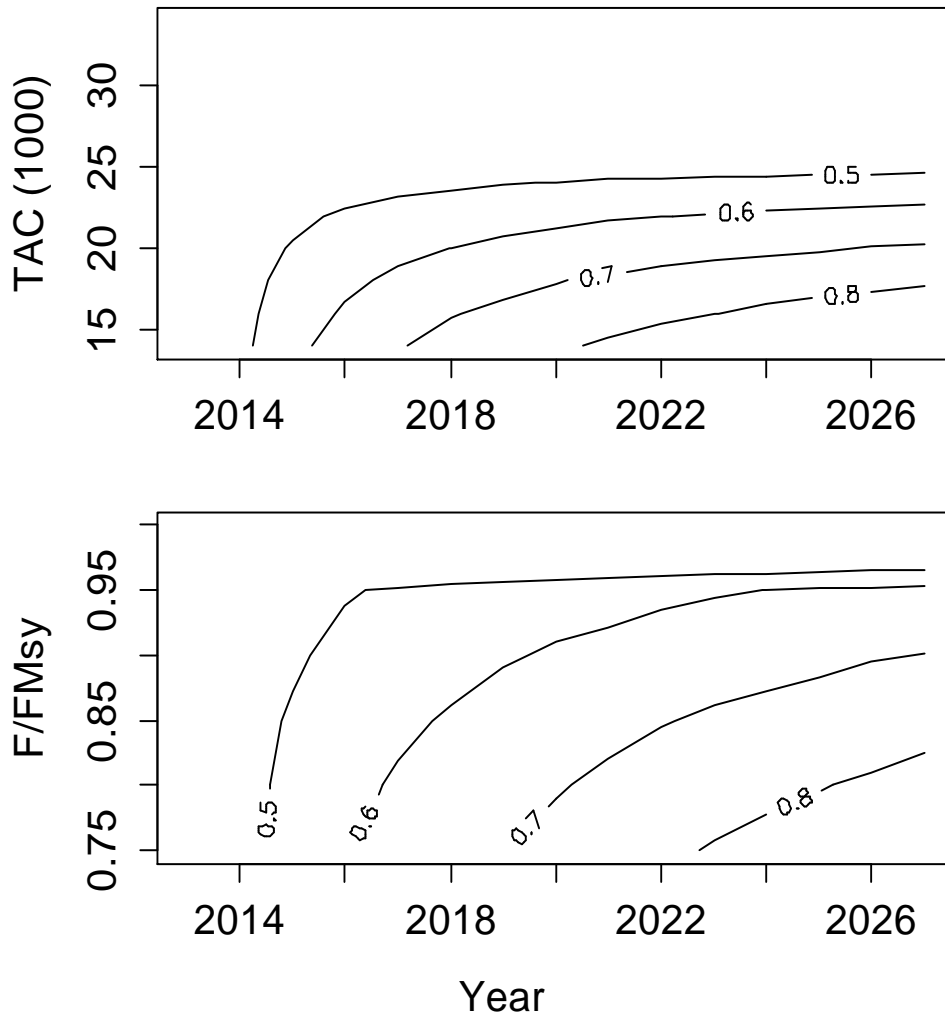


Figure 90. Probability of being green ($B > B_{MSY}$ and $F < F_{MSY}$), for the 8 scenarios combined in the South Atlantic.

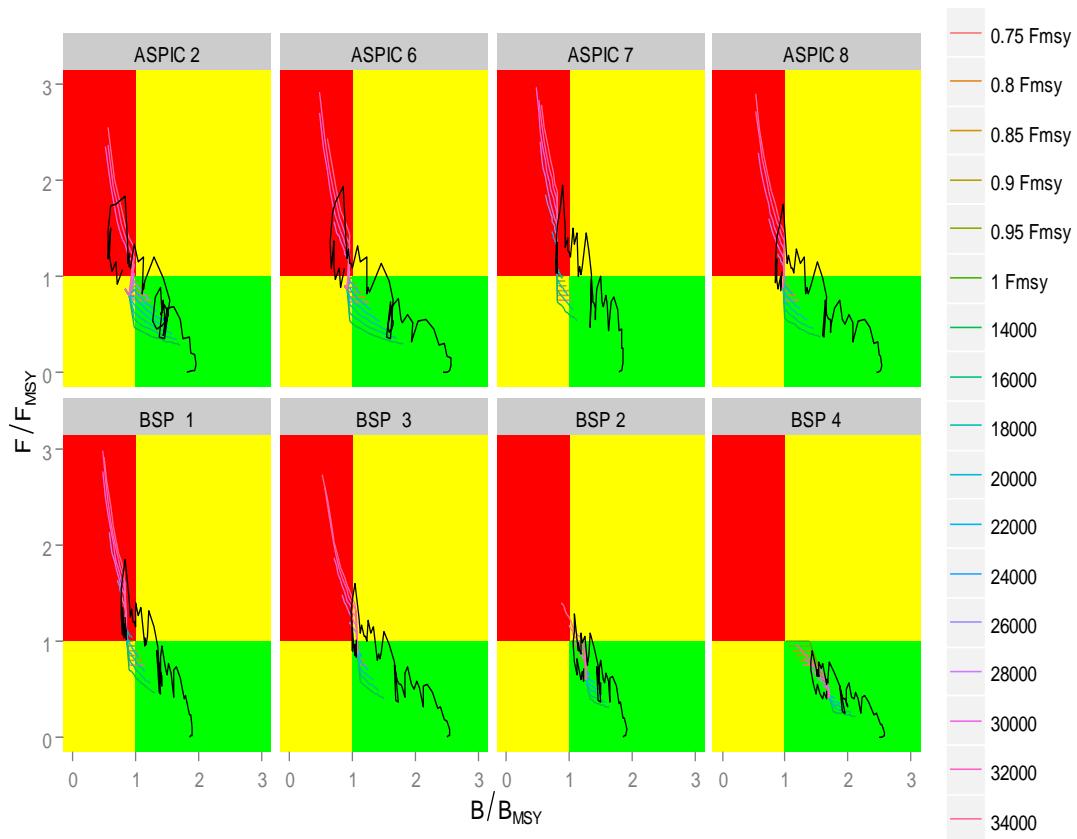


Figure 91. Kobe projections for the South Atlantic for the ASPIC and BSP models.

AGENDA

1. Opening, adoption of the Agenda and meeting arrangements.
2. Summary of available data for assessment
 - 2.1 Biology
 - 2.2 Catch, effort, size and CAA estimates
 - 2.3 Relative abundance estimates
3. Limit and Target Reference Points and Kobe Advice Framework
4. Stock Assessment Methods, Diagnostics and Stock Status
 - 4.1 North
 - 4.1.1 SEAPODYM
 - 4.1.2 Multifan-CL
 - 4.1.3 ASPIC
 - 4.1.4 Stock Synthesis
 - 4.1.5 VPA
 - 4.1.6 Summary of stock status
 - 4.2 South
 - 4.2.1 ASPIC
 - 4.2.2 BSP
 - 4.2.3 Summary of stock status
5. Projections
 - 5.1 North
 - 5.2 South
6. Recommendations
 - 6.1 Research and Statistics
 - 6.2 Management
7. Other matters
8. Adoption of the report and closure

LIST OF PARTICIPANTS

SCRS CHAIRMAN**Santiago Burrutxaga**, JosuHead 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**CONTRACTING PARTIES****BRAZIL****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

EUROPEAN UNION**Arrizabalaga**, Haritz

AZTI - Tecnalia /Itsas Ikerketa Saila, Herrera Kaia Portualde z/g, 20110 Pasaia Gipuzkoa, Spain

Tel: +34 94 657 40 00, Fax: +34 94 300 48 01, E-Mail: harri@azti.es

Fonteneau, Alain

9, Bd Porée, 35400 Saint Malo, France

Tel: +33 4 99 57 3200, Fax: +33 4 99 57 32 95, E-Mail: alain.fonteneau@ird.fr

Keating, Michael

BIM (The Irish Sea Fisheries Board), Crofton Road, Dun Laoghaire, Dublin, Ireland

Tel: +353 1 214 4230, Fax: +353 1 230 0564, E-Mail: keatinge@bim.ie

Merino, Gorka

AZTI - Tecnalia /Itsas Ikerketa Saila, Herrera Kaia Portualde z/g, 20110 Pasaia - Gipuzkoa, Spain

Tel: +34 94 657 4000, Fax: +34 94 300 4801, E-Mail: gmerino@azti.es

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, Spain

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

Ortiz de Zárate Vidal, Victoria

Ministerio de Economía y Competitividad, Instituto Español de Oceanografía, C.O. de Santander, Promontorio de San Martín s/n, 39012 Santander Cantabria, Spain

Tel: +34 942 291 716, Fax: +34 942 27 50 72, E-Mail: victoria.zarate@st.ieo.es

Scott, Gerald P.

AZTI Tecnalia, AZTI Tecnalia, Txatxarramendi Ugarte z/g, Sukarrieta, Bizkaia, Spain

Tel: +1 954 465 5589, E-Mail: gpsscott_fish@hotmail.com

France (St. Pierre & Miquelon)**Nikolic, Natacha**

Project Manager Germon, Ifremer La Réunion, Rue Jean Bertho, BP 60, 97822 Le Port Cedex, La Reunion

Tel: +33 2 62 55 4722, Fax: +33 2 6243 3684, E-Mail: natacha.nikolic@ifremer.fr

JAPAN**Kiyofuji**, Hidetada

National Research Institute of Far Seas Fisheries, Fisheries Research Agency (NRIFSF), 5-7-1, Orido, Shimizu, Shizuoka-city Shizuoka, 424-8633

Tel: +81 54 336 6043, Fax: +81 54 335 9642, E-Mail: hkiyofuj@affrc.go.jp

Matsumoto, Takayuki

National Research Institute of Far Seas Fisheries, Fisheries Research Agency (NRIFSF), 5-7-1, Orido, Shimizu, Shizuoka-city Shizuoka, 424-8633

Tel: +81 54 336 6000, Fax: +81 54 335 9642, E-Mail: matumot@affrc.go.jp

Uozumi, Yuji

National Research Institute of Far Seas Fisheries, 5-7-1 Chome Orido, Shizuoka Shimizu-Shi
Tel: +81 543 36 6037, Fax: +81 543 35 9642, E-Mail: uozumi@fra.affrc.go.jp

UNITED STATES

Babcock, Elisabeth

Pew Institute for Ocean Science, Rosenstein School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami 4600
Rickenbacker Causeway, Miami Florida 33149
Tel: +1 305 421 4852, Fax: +1 305 421 4077, E-Mail: ebabcock@rsmas.miami.edu

Díaz, Guillermo

NOAA-Fisheries, Southeast Fisheries Science Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami Florida 33149
Tel: +1 305 361 4277, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: guillermo.diaz@noaa.gov

Lauretta, Matthew

NOAA Fisheries Southeast Fisheries Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149
E-Mail: matthew.lauretta@noaa.gov

Schirripa, Michael

NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Science Center 75 Virginia Beach Drive, Miami Florida 33149
Tel: +1 305 361 4568, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: michael.schirripa@noaa.gov

URUGUAY

Domingo, Andrés

Dirección Nacional de Recursos Acuáticos - DINARA, Laboratorio de Recursos Pelágicos, Constituyente 1497,
11200 Montevideo
Tel: +5982 400 46 89, Fax: +5982 41 32 16, E-Mail: adomingo@dinara.gub.uy

OBSERVERS FROM COOPERATING NON-CONTRACTING PARTIES, ENTITIES, FISHING ENTITIES

CHINESE TAIPEI

Yeh, Shean-Ya

Professor, Institute of Oceanography National Taiwan University, No. 1, Sec. 4, Roosevelt Road, 106 Taipei
Tel: +886 2 2363 7753, Fax: +886 2 2366 1197, E-Mail: sheanya@ntu.edu.tw

Chang, Feng-Chen

Overseas Fisheries Development Council, No. 19, Lane 113, Roosevelt Road Sect. 4, 106 Taipei
Tel: +886 2 2738 1522, Fax: +886 2 2738 4329, E-Mail: fengchen@ofdc.org.tw; d93241008@ntu.edu.tw

EXTERNAL REVIEWER

Langley, Adam Doak

Van Diemen St., New Zealand
Tel: +64 354 56306, Fax: +64 354 56306, E-Mail: adam_langley@xtra.co.nz

ICCAT SECRETARIAT

C/ Corazón de María, 8 - 6 Planta, 28002 Madrid, Spain
Tel: + 34 91 416 5600, Fax: +34 91 415 2612, E-Mail: info@iccat.int

Pallarés, Pilar
Kell, Laurie
DeBruyn, Paul

LIST OF DOCUMENTS

- SCRS/2013/103 Aspectos reproductivos del Albacora en el Atlántico sud Occidental. Domingo A., Bessonart M. and Forselledo R.
- SCRS/2013/113 Influence of oceano-meteorological conditions on the behaviour, distribution and abundance of the northeast Atlantic albacore. Goikoetxea N. et al.
- SCRS/2013/117 A Evaluation of Different Approaches for Modelling Uncertainty in ASPIC. Kell L.
- SCRS/2013/118 Preliminary analysis for South Atlantic albacore stock using a Non-equilibrium Production Model. Matsumoto T. et al.
- SCRS/2013/119 Likelihood Component profiling as a Data Exploratory Tool. Kell L., P.De Bruyn, M. Maunder, K. Piner and I Taylor
- SCRS/2013/120 A Framework for Promoting Dialogue on Parameterizing a Harvest Control Rule with Limit and Target Reference Points for North Atlantic Albacore. Scott G. et al.
- SCRS/2013/121 Comments and recommendations on the first results of the SEAPODYM model applied to the North Atlantic albacore stock. Fonteneau A.
- SCRS/2013/122 Review ageing protocol for Atlantic northern albacore (*Thunnus alalunga*). Ortiz .M.
- SCRS/2013/123 Application of a Bayesian Surplus Production Model to preliminary data for South Atlantic albacore. Babcock E.A.
- SCRS/2013/124 Revisit to Atlantic Albacore stock assessment applied by Stock Synthesis 3. Iwata S., Kiyofuji H., Kitakado T., Kimoto A., Takeuchi Y. and Okamoto H.
- SCRS/2013/125 Modeling activities conducted within EURO-BASIN research project to develop SEAPODYM to the North Atlantic albacore tuna (*Thunnus alalunga*). Lehodey P., Senina I., Dragon A. and Arrizabalaga H.
- SCRS/2013/126 Differentiation of albacore stock: review by oceanic regions. Nikolic N. and Bourjea J.