

**REPORT OF THE 2012
ATLANTIC BLUEFIN TUNA STOCK ASSESSMENT SESSION**

(Madrid, Spain – September 4 to 11, 2012)

SUMMARY

The Atlantic and Mediterranean Bluefin Tuna Stock Assessment Session was held in Madrid, Spain, from September, 4-11, 2012. The objective of the meeting was to review the stock status for eastern and western Atlantic and Mediterranean bluefin tuna.

RESUME

Session d'évaluation du stock de thon rouge de l'Atlantique et de la Méditerranée. La réunion a eu lieu à Madrid (Espagne) du 4 au 11 septembre 2012. La réunion avait comme objectif d'examiner l'état du stock de thon rouge de l'Atlantique Ouest et de l'Atlantique Est et de la Méditerranée.

RESUMEN

Sesión de evaluación del stock de atún rojo del Atlántico y Mediterráneo. La reunión se celebró en Madrid, España, del 4 al 11 de septiembre de 2012. El objetivo de la reunión era examinar el estado de los stocks de atún rojo del Atlántico occidental y del Atlántico oriental y el Mediterráneo.

1. Opening, adoption of the Agenda and meeting arrangements

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

Drs. Clay Porch (USA) and Jean-Marc Fromentin (EC-France), Bluefin Tuna Species Group Rapporteurs for the western and eastern stocks, respectively, co-chaired the meeting. Drs. Porch and Fromentin welcomed the participants (“the Group”) and proceeded to review the Agenda, which was adopted without changes (**Appendix 1**).

A List of Participants is attached as **Appendix 2** and the List of Documents presented at the meeting is attached as **Appendix 3**.

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

| <i>Section</i> | <i>Rapporteurs</i> |
|----------------|--|
| 1, 9, 10 | P. Pallarés |
| 3 | C. Porch, J-M- Fromentin |
| 4.1 | J. Neilson, E. Rodríguez-Marín |
| 4.2 | G. Díaz, S. Deguara |
| 4.3 | A. Kimoto, J.M. Ortiz de Urbina, W. Ingram |
| 4.4 | J. Neilson, E. Rodríguez-Marín, M. Lauretta |
| 4.5 | S. Deguara |
| 5 | C. Porch, S. Cadrin, H. Arrizabalaga |
| 6 | M. Lauretta, S. Cass-Calay, C. Porch, J. Walter, S. Bonhommeau, JM Fromentin |
| 7 | L. Kell, J. Walter, J.M. Fromentin, M. Lauretta, S. Cass-Calay, C. Porch |
| 8 | C. Porch, J.M. Fromentin |

2. Review of the scientific papers presented at the Group

Due to the considerable number of documents submitted it was decided to organize the presentation by groups and to conduct a general discussion at the end of each group of presentations. Consequently, the report was re-

structured in a way that, for some items, the summaries of the documents were moved to an appendix (**Appendix 4**) and only the general discussions were included in the main text.

3. Review of the Rebuilding Plans for Atlantic and Mediterranean Bluefin Tuna and previous SCRS advice

The Commission's Rebuilding Plans for Atlantic and Mediterranean bluefin were reviewed.

Eastern Atlantic and Mediterranean Rebuilding Plans. Recommendation 08-05 (which replaced Rec. 06-05) called for a 15-year rebuilding period, starting in 2007, with the objective of recovering the stock to B_{MSY} with greater than 50% probability. A number of technical measures, including minimum size, fishery closures, and TACs were implemented in the Plan, which also calls for SCRS to monitor and advise the Commission on the odds of the Plan's objectives being met based upon available data. Based upon information available in 2007, the SCRS advised that, overall, preliminary results indicate that the measures adopted in the Plan were a step in the right direction, but were unlikely to fully fulfill the objective of the plan to rebuild to the MSY level in 15 years with greater than 50% probability. The SCRS advised that this depends on several factors, particularly how well regulations are implemented (including a severe reduction in fishing effort by 2023) and future recruitment. If implementation were perfect and if future recruitment were at about the 1990s level and unaffected by recent spawning biomass level, there was estimated to be about 50% probability of rebuilding by 2023 under regulations called for in Rec. 08-05. The SCRS advised, however, perfect implementation was unlikely because, even with perfect enforcement, the Committee believed that it was not feasible to avoid totally discard mortality of small fish (in excess of tolerance) and while continually and severely reducing fishing effort to very low levels to achieve the objectives of the Rebuilding Plan. With other plausible assumptions (either imperfect implementation or recruitment that decreases from recent levels as spawning biomass decreases, or both) the objectives of the Rebuilding Plan would not be met without further adjustments. The best advice of the Committee was to follow an $F_{0.1}$ (or another adequate F_{MSY} proxy) strategy to rebuild the stock, because such strategies appear much more robust than that imbedded in [Rec. 06-05] and possibly also in [Rec. 08-05] to a wide range of uncertainties about the data, the current status and future productivity. These strategies would imply much lower catches during the next few years (on the order of 15,000 t or less), but the long-term gain could lead to catches of about 50,000 t with substantial increases in spawning biomass. For a long lived species such as bluefin tuna, it will take some time (> 10 years) to realize the benefit. The Committee advised that an overall reduction in fishing effort and mortality was needed to reverse current trends.

In response to the advice from the Committee, the Commission further modified the rebuilding plan in 2009 [Rec. 09-06] and established a TAC at 13,500 t for 2010 and also established a framework to set future TAC at levels sufficient to rebuild the stock to B_{MSY} by 2023 with at least 60% probability. The Commission further required SCRS to present a Kobe II strategy matrix reflecting recovery scenarios of eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna that achieve B_{MSY} with probabilities ranging from 50-90% taking into account [Res. 09-12].

The Supplemental Recommendation by ICCAT Concerning the Western Atlantic Bluefin Tuna Rebuilding Program [Rec. 08-04] calls for a 20-year rebuilding period starting in 1999 with the objective of recovering the stock to B_{MSY} with at least a 50% probability by the end of the Plan's time frame (through 2018). A number of technical measures, including TACs, were implemented in this Plan which also calls for SCRS to monitor and advise the Commission on the odds of the Plan's objectives being met based upon available data. Based upon an assessment of western stock status conducted in 2008 (Anon. 2009), which indicated that a constant total allowable catch (TAC) below 2,100 t over the period of 2009-2010 would produce gains in spawning stock biomass (SSB) of western Atlantic bluefin tuna and considering new evidence which the SCRS cautioned suggested that current regulations may be insufficient to achieve the objectives, the Commission amended its rebuilding plan to have a total allowable catch (TAC), inclusive of dead discards, of 1,900 t in 2009 and 1,800 t in 2010.

The Committee conducted another assessment of Atlantic bluefin tuna in 2010 (Anon. 2011b). Based on the results, the Committee concluded that, while the outlook for eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna had improved in comparison to previous assessments, the stock remained overfished (SSB was estimated to be only about 35% of the biomass that is expected under a MSY strategy) and was undergoing overfishing (the fishing mortality rate in 2009 was estimated to be above the reference target $F_{0.1}$). The Commission responded reducing the TAC to 12,900 t annually, effective beginning in 2011 and thereafter, until such time the TAC is changed following the SCRS advice [Rec. 10-04]. The Commission also implemented a series of other measures

(including closed seasons and minimum size limits) and strengthened several control mechanisms to ensure the management measures would be respected and to ensure the traceability of all the catches.

In the case of western Atlantic bluefin tuna, the Committee advised that, under the low recruitment scenario, the stock was above the biomass level that can support MSY, but under the high recruitment scenario (under which higher sustainable yields are possible in the future), the stock remains overfished and overfishing would continue under the current TAC. The Committee also advised the Commission to protect the strong 2003 year-class until it reaches maturity and can contribute to spawning. In response, the Commission reduced the TAC to 1,750 t for 2011 and 2012 [Rec. 10-03].

4. Summary of available data for assessment

4.1 Biology

The Group reviewed 14 working papers describing recent advances in our understanding of bluefin tuna biology. A complete compilation of summaries of the working papers is provided in **Appendix 4**. A summary of the Group's discussions are presented in this section.

Apart from these new contributions, a summary of the current assumptions concerning life history attributes as used in the assessment is provided in the table below for the West Atlantic and East Atlantic and Mediterranean stocks:

| <i>Life history attribute</i> | <i>Assumption used by the SCRS</i> | <i>Source (also see ICCAT Manual)</i> | <i>Notes</i> |
|-------------------------------|--|--|--|
| Growth (length at age) | von Bertalanffy growth West: $K=0.089$; $L_\infty=315$ cm; $t_0=-1.13$ East & Med: $K=0.093$; $L_\infty=319$ cm; $t_0=-0.97$ | Restrepo <i>et al.</i> (2011) Cort (1991) | For the west, the SCRS adopted the growth curve of Restrepo <i>et al.</i> (2011) in 2009, and the current assessment uses it for the base case. |
| Growth (length-weight) | West: Area and season specific conversions are used, East & Med. < 101 cm: $W=2.95 \cdot 10^{-5} \cdot FL^{2.899}$ East & Med. > 100 cm: $W=1.96 \cdot 10^{-5} \cdot FL^{3.009}$ | ICCAT conversion factors ICCAT conversion factors | 2008 Assessment noted a need to review conversions for the West. |
| Natural mortality | West - M assumed age-independent ($=0.14\text{yr}^{-1}$) East & Med. Starting at age 1: 0.49, 0.24, 0.24, 0.24, 0.24, 0.20, 0.175, 0.15, 0.125, 0.10 | Anon. (1997) | Anon. (1997) An age-specific vector for M is applied for ages 1 to 10+, (Anon. 1997). |
| Longevity | East: > 20 yr West: 32 yr | Fromentin and Fonteneau (2001) Neilson and Campana (2008) | Based on tagging data. Based on radiocarbon traces. |
| Maturity | West 100% maturity: Formerly age 8, now age 9 using Restrepo <i>et al.</i> (2011) growth model. | Baglin (1982) | Diaz (2011) suggest later age at 50% maturity (age 15-16), but Goldstein <i>et al.</i> (2007) suggest for the west asynchronous reproductive schedule and smaller size at maturity. Recent |

| | | | |
|-----------------|---|---|---|
| | East & Med. 50% maturity: Age 4 (115 cm / 30 kg). | Anon. (1997) | findings indicate fish were mature at age 5 (SCRS/2012/161) M50 at 105cm, (age 3.5) from Corriero <i>et al.</i> (2005) |
| Spawning area | West: Gulf of Mexico. East & Med.: Around Balearic Islands, Tyrrhenian Sea, central Mediterranean and Levantine Sea. | Multiple sources, see Rooker <i>et al.</i> (2007) and Fromentin and Powers (2005) or Mather <i>et al.</i> (1995) for reviews. | Other spawning areas have been hypothesized, but not yet demonstrated. See presentation 2012/149 for further information on spawning in the Mediterranean. |
| Spawning season | West: April to mid-June. East & Med: mid-May to mid-July. | As above. | Timing of the spawning season can change from year to year due to environmental conditions. |

Biometrics, size structure, sex ratio and growth

SCRS/2012/104, 105, 128 and presentation 2012/141 provide relationships that improve the limited ICCAT conversion factors and some of the new estimated length-weight relationships may significantly modify the estimation of catches in weight in the Mediterranean area. Furthermore, SCRS/2012/104 provides length-weight relationships at a higher level of temporal resolution (monthly) than the previously-available relationships. This may also affect the raised estimation of catch weight.

SCRS/2012/114 indicated that maximum L_{\max} found in a review of available data was 330 cm, and that both bluefin tuna western and eastern growth curves have a L_{∞} that lie within the confidence limits of 319.93 ± 11.3 cm. The authors suggested the method described in SCRS/2012/132 to recognize and remove outliers from ICCAT database. The Group cautioned that the removal of outliers was a subjective process, and the occurrence of larger individuals could be expected with natural variability in the population.

SCRS/ 2012/117 and 128 described the sex ratios of Mediterranean bluefin tuna caught in purse seiners and by longliners based on large samples, and found that males dominate the first and last length classes, while females dominate the intermediate length classes.

Mixing and stock structure

SCRS/2012/101 considered the development of the 2003 year-class. The Group noted that the size frequency of the samples from 2007 to 2009 showed a decrease in the west, and an opposite trend in the east. This could reflect a change in sampling effort as opposed to relative strengths of the year-class between the east and the west. The authors agreed that changes in the fishing distribution of the Japanese fleet did occur (see also SCRS/ 2012/130) and are important to consider.

Presentation 2012/142 considered the large historic catches of bluefin tuna off Brazil, and discussed the state of knowledge concerning the stock origin of those fish. Definitive conclusions on stock origin are not possible at this time, as biological samples have not yet been located (although it was suggested that such material might still exist in national archives). However, analyses of monthly catch patterns in other western Atlantic fisheries indicate that the catches off Brazil may have been from the western stock. The Group also noted that small catches of bluefin tuna have been made recently in the same area as the larger historic catches. Obtaining otolith or tissue samples from these and other south Atlantic fisheries was suggested as a priority for GBYP activities. The Group asked if PSATs provide further insight or “close kin” analyses as completed in some Southern Bluefin Tuna studies (Bravington and Grewe, 2007). This approach requires many samples, but can provide an orthogonal comparison with microconstituent analyses. The Group recalled that despite intensive deployments in the west, it is still difficult to reach certain conclusions about spawning locations. The approach of genetic tagging may be of utility, because it partially avoids the problem of reporting of the tag.

The Group noted that in contrast to historical estimates of nil to very low rates of eastern stock contribution to Gulf of Mexico spawners (reported in SCRS/2012/155), an 8.3% ($\pm 4.6\%$ SD) estimate occurred for the recent period (2009-2010). This estimate, based on otolith chemical analysis, was not statistically different from nil. The issue was raised that any eastern contribution to Gulf of Mexico spawners would be inconsistent with genetic separation between the two stocks. The Group also cautioned that with mixed stock analyses, there can be a bias towards higher proportions of the relatively rare stock in cases where there are large differences in the size of the mixing stocks, as is the case for Atlantic bluefin tuna. In such situations, it is difficult to be confident regarding mixing levels without large samples. The authors also clarified that the fish used for establishing the baselines for the Gulf of Mexico and the Mediterranean were 14-18 months of age. It was asked if fish could move out of the natal area within that time window. The authors responded that movements of that nature would likely impact the variability of the conclusions but not necessarily the ability to resolve mixing. SCRS/2012/155 also indicated that the extent of western stock membership in fish caught in western fisheries may be declining over time, although it was acknowledged that the sample sizes were small. The Group agreed with the concern regarding sample size, and encouraged continued analyses of historical samples. Integration of these results with tagging studies may allow better insight into mixing issues (see work proposed in SCRS/2012/138). SCRS/2012/156 reported that for the 2003 year-class, the estimated contribution rate of Gulf of Mexico members was $49.2\% \pm 13.2\%$ SD, indicating important contributions from both natal regions.

SCRS/2012/152 presented first results on the natal origin of 470 juvenile and adult bluefin tuna caught in the Bay of Biscay during 2009-2011. Maximum likelihood estimates of proportions of origin indicated that a large fraction (95-100%) of the Atlantic bluefin tuna caught in the Bay of Biscay fishery originated in the Mediterranean. However, it was noted that individuals with most depleted $\delta^{18}\text{O}$ values were all caught at similar times, suggesting that intermittent west to east migration pulses might occur, but such migrations are unquantified and could involve relatively few fish. The Group cautioned that the sample size was not enough to quantify interannual variation and further observations would be required to support the inference of intermittent trans-Atlantic recruitment. It was noted that the hypothesis of intermittent trans-Atlantic migration of juveniles was previously found in conventional tagging studies (Rooker *et al.* 2007). This hypothesis, if confirmed, would probably have minor implications for the eastern stock assessment, but potentially important implications for the western stock assessment.

Reproduction/maturity/larval studies

SCRS/2012/161 provided new information on the reproductive and sexual maturity of 529 Atlantic bluefin tuna sampled from 2004-2010 on NW Atlantic foraging grounds off New England, Canada, and young of the year from Virginia. The study indicated that individuals as small as 134 cm were mature, in contrast with the current assumption of the SCRS. The Group discussed possible biases associated with mixing of eastern origin fish. The presenter responded that determinations of natal origin were not made. However, the Group recalled that existing data on natal origin from the regions referred to in SCRS/2012/161 indicated that the fish are largely western origin (Rooker *et al.* 2008). The Group also noted the work of Mather *et al.* (1995), who reported results consistent with the current study which found fish to be mature at age 5.

SCRS/2012/115 described the MEDIAS surveys, undertaken in June-July during the Mediterranean peak spawning season and optimal for sampling bluefin larvae in the Balearic Sea. These surveys occurred from 2009 to 2011 and continued an earlier survey (2001 to 2005). A more complete survey covering peak spawning times was undertaken in 2012. The Group recognizes the importance of fishery independent surveys such as these to provide important information on larval distribution and abundance.

General papers on biology

The main research achievements obtained by the GBYP “Biological Sampling and Analysis” program were presented to the Group. While there was insufficient time to fully review the results, the progress appeared substantial (see, as examples, the results pertaining to stock structure and direct age estimations).

The Group recommended that the new biological information presented in this section should be carefully considered during a special inter-sessional meeting proposed for 2013, in order to validate the methodology and evaluate the influence in the stock assessment.

4.2 Catch and other fishery statistics

4.2.1 Eastern Atlantic and Mediterranean catches

– Nominal catches and fishery trends

The Task I (nominal catch and fleet characteristics) and Task II (catch and effort, size frequencies, and catch-at-size) catch statistics reported by the ICCAT CPCs through 2011 were provided to the Group during the meeting. Task I for EU-Spain was not available at the time of the assessment, preliminary estimates were provided by EU-scientists at the meeting.

The revised annual bluefin nominal catches (Task I) from 1950 to 2011 presented by the Secretariat and summarized in **Table 1** and **Figure 1** show the spatial distribution of bluefin catches (1950-2009) by gear and decade. **Figures 2** and **3** show the reported annual bluefin catches by area and main gear.

Reported catches in the East Atlantic and Mediterranean reached a peak of over 50,000 t in 1996 and, then decreased substantially, stabilizing around TAC levels established by ICCAT (**Table 1** with total catches, **Figure 2** total catches by area, and **Figure 3** total catches by gear). Both the increase and the subsequent decrease in declared catch occurred mainly for the Mediterranean (**Figure 2**). Information available showed that catches of bluefin tuna from the eastern Atlantic and Mediterranean have been seriously under-reported from 1998 to 2007. Farming activities in the Mediterranean since 1997 have produced a great change in fishing strategy of purse seiners and has induced a deterioration of bluefin tuna catch at size. Task I data reported catch by country and fishing region, for 2008 and 2011 were reviewed during the meeting.

– Catch-at-size (CAS) and catch-at-age (CAA)

The substitution scheme for missing size/CAS was reviewed and adopted during the bluefin data preparatory meeting in 2010. The Secretariat presented the substitution tables for the updated CAS in 2012 (**Tables 2, 3 and 4**). During this meeting the following changes to the CAS were adopted by the Group:

- 1) To add the size data for Mexico 2010 and 2011 provided by the scientist during the meeting
- 2) After a review of the 2011 size data from Turkey, it was recommended not to use these data to estimate CAS, because they represent samples from farms with a very different size frequency. Thus, the Group decided to use the size substitution of 2009/2010 (EU_France purse seine).

The Group reviewed the substitution scheme used in the 2010 bluefin tuna data preparatory meeting (Anon. 2011a). The level of substitution continues to be high in particular for the Mediterranean purse seine fisheries (with substitution on the last two decades of 30% in the East Atlantic unit and 70% in the Mediterranean unit, SCRS/2010/119). It was noted that in the West, the size sampling is much better and that the more important fisheries and CPCs provide size samples or CAS data. Some analyses were presented during the stock assessment session and have stressed that there are serious deficiencies in the available data that the Group must use to estimate both the CAS and CAA for the eastern stock (SCRS/2012/116). Most of these problems are due to the low number of size samples that leads to high levels of raising and substitution among years, fleets and areas. For instance, since the late 1990s size samples cannot be obtained from Mediterranean purse seiners due to farming. Progress has been made over the last years, but current information that consists in individual weight after fattening remain too uncertain to be used within stock assessment models. Therefore, CAS is currently produced from logbook information back transforming mean weight in size (Fromentin, 2004). This method is used for a single fleet, so that this mean weight information is then used to raise all Mediterranean PS fleets. Consequently, the resulting CAS exhibits a size distribution in which the age structure of cohorts in the catches is blurred. These large errors in the CAA strongly affect the VPA performances (see section 5 below). For the substitution, the same rules have been applied for the most recent years, i.e. 2010 and 2011. Conversion of the CAS to CAA use the same age slicing procedure and algorithms used and adopted by the Group in the 2010 assessment (Ortiz and Palma, 2011).

Document SCRS/2012/116 presented a review of the size data available in the ICCAT data base (DB) and the sized data collected under the GBYP. The document concluded that size frequency distributions statistically varied by year, month, gear and fleet. Thus, size sampling or CAS should at least be provided at this level of stratification. It was also concluded that there were no differences between size frequency samples obtained under the GBYP and the samples available in the ICCAT database. Finally, it was recommended that if size samples were to be used as direct input for integrated models, such as catch statistical models, they need to be reviewed in collaboration with CPC scientists to clarify any doubtful series in the ICCAT size data. The Group

recommends that this new material, some of which is already available, should be analysed in the near future to understand the implications of the data and determine how it can be incorporated into the next SCRS bluefin tuna assessment.

Document SCRS/2012/109 analysed how the implementation of regulatory measures of the Atlantic bluefin tuna Recovery Plan in 2007 resulted in changes in the fishing strategy of the baitboat fishery in the Bay of Biscay due to market conditions. The results showed that the catch at age since the implementation of regulatory measures of the Recovery Plan in 2007 comprised a larger proportion of older specimens than in the previous time period. This trend became more evident when 1 year-old specimens were excluded from the analysis. A strong year-class signal from 1994 and 2003 cohorts was observed in the data series but this last year-class signal did not explain the general trend of the last five years.

Document SCRS/2012/130 presented an overview of the operation pattern, fish size, trends in total catch and effort and nominal CPUE of the Japanese longline fishery in the Atlantic with respect to bluefin tuna up to December 2011. In the both west and east Atlantic, the recent fishing grounds for bluefin changed and/or substantially shrank, due to the introduction of IQ system for the Japanese longline vessels. In the east Atlantic, the Japanese longline vessels operated almost solely in the northeast Atlantic (north of 40°N). The total catch in the West Atlantic has been relatively stable between 280 and 420 tons in the past five years, whereas the catches in the East Atlantic substantially decreased from 2,200 to 1,100 tons, following the reductions in the national quota. The nominal CPUEs in the West Atlantic fluctuated significantly since 2007 fishing year, showing considerably high values for 2007, 2009, and 2011 fishing years, while a steep increasing trend since 2009 fishing year was observed in northeast Atlantic.

– Estimation of fish number and weight in purse seine catches

A comparison between 2012 purse seine caught bluefin tuna in the Adriatic Sea and those caught in the period 1999 to 2001 was presented in document SCRS/2012/135. The study confirmed that the predominant fish caught in both periods were 2 year-old fish, with smaller percentages of 3 and 4 year-old fish.

Various documents presented results of the pilot studies required in paragraph 87 of Rec. 10-04. The results from the studies conducted in Turkey were reported in SCRS/2012/052. The trials involved the use of stereoscopic cameras to measure the length of a number of fish in the cage and during the transfer to another cage through a gate followed by the subsequent harvest of the population to compare the lengths and weights estimated from the stereoscopic camera length measurements with the lengths and weights of the harvested fish. The authors confirmed the utility of the stereoscopic camera system to count and measure bluefin tuna and provided a number of recommendations to further improve the efficiency and accuracy of the stereoscopic camera system. The Group noted some differences in the mean lengths determined by the stereoscopic camera but the authors were not available during the meeting to provide the necessary clarifications.

Similar work was carried out in Croatia as described in document SCRS/2012/136. The stereoscopic camera was applied at the point of first transfer into the farm cage (caging). A number of fish were killed so that the length and weight of these fish, together with a number of fish which had died during the transfer were taken and compared to the lengths and weights determined from the stereoscopic camera. From the analysis of errors of measurement, the authors concluded that further work is required to further improve the accuracy of measurement with the stereoscopic camera and better define the mathematical models used to convert measured length into weight.

An alternative approach to measure bluefin tuna was presented in SCRS/2012/133 where a combined use of a single video camera and different acoustical systems were employed during the transfer of bluefin tuna from one cage to another. The authors described the various different equipment options available for the application of this technique and the practical considerations which were taken into consideration and have to be further investigated to improve the accuracy of the system.

The Group noted the progress that is taking place in the practical application of alternative techniques, in particular that of the stereoscopic camera, to count and measure the length of caged bluefin tuna. It was pointed out that a number of factors may affect the accuracy of the stereoscopic camera measurements, including lighting conditions, general weather conditions, distance of fish being measured to the angle of measurement in relation to the position of the fish. It was commented that fish may suffer a drop in condition from the time of capture to the actual caging. The importance of utilizing the correct length-weight relationships to convert the lengths measured by the stereoscopic camera to weight was emphasized with a suggestion to carry out field trials to

determine the appropriate equations. It was the view of the Group that, even if there are small errors in the determinations of length, the technology should move forward from the pilot study phase to full operational implementation. The organization of a working group was proposed to establish procedures for CPCs to use the stereoscopic camera was proposed for 2013. However, the Group also stressed that current measurements from stereoscopic cameras are very encouraging and may lead to higher precision of the CAS from the PS fleets. As real size samples at time of the catch are still required, the Group stresses the importance of making the stereoscopic camera systems or any alternative technique that would provide equivalent precision to recover size information from farms operational for the coming year.

Document SCRS/2012/125 presents an analysis of the VMS data conducted by the Secretariat. The Group inquired if all ICCAT vessels operating in the Mediterranean Sea were equipped with VMS because VMS data and vessel catch rates could be used to estimate total catches. The Secretariat indicated that currently it is not possible to link VMS data with individual vessels catches. The Group emphasized the potential utility of linking VMS and catch data. The Secretariat also informed the Group that ICCAT vessels in the Mediterranean are expected to provide a ‘declaration of activity’ and that in some cases such information was not available making the estimation of total fishing effort more difficult. Overall, there was wide consensus within the Group of the great utility of VMS data and the high quality of the analysis conducted by the Secretariat, and recommended that this type of analysis be continued in the future.

Document SCRS/2012/148 presents an updated CPUE series from Balfego and investigated correlations in the catch rates among fisheries of the western and eastern Atlantic and Mediterranean stocks. The Group agreed that the correlation found in the CPUE series between the Gulf of Saint Lawrence fishery and some of the eastern bluefin tuna fisheries was an unexpected result, particularly considering that the catch of the Gulf of Saint Lawrence fishery has been described as being composed entirely of fish of Gulf of Mexico origin. In general, the Group cautioned with regard to the interpretation of correlation results. For example, the correlation found between some of the eastern and some of the western fisheries could be the result of simultaneous recruitment responses to environmental signals. The Group discussed the result that showed a negatively correlation between the Gulf of Saint Lawrence fishery and the U.S. northeast fisheries. The Group discussed if this was an unexpected result given that these two CPUE series are considered to be indexing ages 8-9 of the western stock. However, this particular result could be explained by changes in the spatial distribution of adult fish, or certain age classes, throughout the time series considered. The Group also discussed the issue of autocorrelation and multiple testing, but the author indicated that autocorrelation was only found for the trap fisheries. In general, it was agreed that giving the observed extent of mixing between the Western and Eastern stocks it is not surprising that some CPUE series showed positive correlations.

4.2.2 Western Atlantic

–Nominal catches and fishery trends

The total catch for the West Atlantic peaked at 18,671 t in 1964, mostly due to the Japanese longline fishery for large fish off Brazil that began in 1962 and the U.S. purse seine fishery for juvenile fish (**Table 1**). Catches dropped sharply thereafter with the collapse of the bluefin longline fishery off Brazil in 1967 and the decline in purse seine catches, but increased again to average over 5,000 t in the 1970s due to the expansion of the Japanese longline fleet into the northwest Atlantic and the Gulf of Mexico and an increase in purse seine effort targeting larger fish for the sashimi market.

Since 1982, the total catch for the West Atlantic including discards has generally been relatively stable due to the imposition of quotas. However, following a total catch level of 3,319 t in 2002 (the highest since 1981), the total catch in the West Atlantic declined steadily to a level of 1,638 t in 2007 (**Figures 4 and 5**), the lowest level since 1982, before rising to 1,986 t in 2011, which is above the TAC of 1,750 t. The decline prior to 2009 was primarily due to considerable reductions in catch levels for U.S. fisheries.

Canada: Canadian bluefin tuna fisheries currently operate in several geographic areas off the Atlantic coast from July to November, when bluefin tuna have migrated into Canadian waters. The spatial distribution of the Canadian fisheries has not changed significantly, but there were anecdotal reports of tuna occurring in areas where they have not been observed in many years (for example, the Baie des Chaleurs in the western Gulf of St. Lawrence). Catches for 2007-2011 (including reported dead discards) totaled 491, 576, 533, 530, and 510 t, respectively. The 2006 catch was the highest recorded since 1977. The 2011 landings were taken by rod and reel, tended line, longline, harpoon and trap gear.

United States: The catches (landings and discards) of U.S. vessels fishing in the northwest Atlantic (including the Gulf of Mexico) in 2002 reached 2,014 t of bluefin tuna, the highest level since 1979. However, catches in 2003-2008 declined precipitously, and the United States did not catch its quota in 2004-2008 with catches of 1066, 848, 615, 858 and 922 t, respectively. Catches increased in 2009, and for the period 2009-2011 they were (including reported dead discards) 1273, 925, and 884 t, respectively. The 2011 catches, including dead discards, by gear were: 70 t by harpoon, 231 t by longline, and 583 t by rod and reel and handline gear combined.

The U.S. bluefin fishery continues to be regulated by quotas, seasons, gear restrictions, limits on catches per trip, and size limits designed, to conform to ICCAT and domestic recommendations. The Group discussed the potential for these regulatory measures to influence perceptions of abundance, especially when there are changes or trends in the measures. A summary of how these measures have changed over time is therefore presented here.

The U.S. bluefin tuna allocation is subdivided among commercial and recreational user groups generally by gear type. Vessel owners must select a specific permit category that governs their allowed fishing practices throughout the calendar year. In addition to quota allocations, particular effort controls are also instituted for recreational and commercial (including charter) vessels. Through 2011, the daily retention limit for vessels using commercial hand gear could be adjusted between 0 and 3 bluefin tuna measuring greater than 185 cm Curve Fork Length (CFL), and was generally been set at 3 since 2006 due to the limited availability of fish in this size class. For recreational fishermen, daily and annual limits may be adjusted to allow retention of certain size classes of fish by season, area, and type of vessel (private vs. charter). Prior to 2006, recreational retention limits varied considerably among seasons as well as among private versus charter vessels (i.e., limits in 2003 included 6 recreational sized bluefin (69-185 cm CFL)– for both private and charter vessels whereas in 2004 it was reduced to 2 for private and 3 for charter vessels during portions of the fishing season). In 2006, retention limits were reduced substantially for all vessels fishing recreationally on bluefin tuna measuring 69-119 cm CFL in order to avoid exceeding the ICCAT tolerance of bluefin measuring less than 115 cm CFL. Since 2006, more stringent management measures and recreational limits have remained in place for the recreational fishery with recent efforts focused on limited landings of medium sized bluefin (119-185 cm) for domestic management purposes. Of particular note were management measures for 2010-2011 prohibiting recreational landings of fish 144-175 cm FL during the main fishing season, which affected the 2003 cohort during those years.

These management measures may have impacts on the CAA which are somewhat independent of availability. For the abundance indices which are used to tune the models applied to the CAA (and are therefore intended, in part, to compensate for such impacts), potential changes in fishing behavior and preferences for pursuing specific size classes of bluefin tuna are accounted for in several ways. These include restricting observations to trips actively targeting each specific size class, recording catches specific to size classes and including released fish, and including management measures as factors in the standardization.

Japan: Japan uses longline gear to catch bluefin tuna in the Atlantic Ocean. The number of boats engaged in bluefin fishing in the West Atlantic has declined to less than 10 boats after 2009. Recent catches in the west (about 280-420 t in Japanese fishing year) have fluctuated possibly due to the management regulations. The recent fishing grounds for bluefin changed and/or shrank substantially, due to the introduction of IQ system for Japanese longline vessels since 2009 in the West Atlantic. Fishing bluefin in the West Atlantic normally starts in early December. However, this fishing activity started earlier in the northwestern area in recent years, and some fishers operated in an area north and east of Florida/Bahamian Bank (southern ICCAT area BF55/northern ICCAT area BF61) in December to February if the individual vessel had quota left. As soon as the individual vessel quota is filled, the vessel stops fishing. The West Atlantic bluefin tuna catch of the Japanese longline fleet in calendar years 2010 and 2011 were 353, and 578 t, respectively.

– Catch-at-size (CAS) and catch-at-age (CAA)

As noted previously, the CAS and CAA for the western Atlantic were generated as described in documents SCRS/2010/119 (revised) and (Ortiz and Palma, 2011), with the results shown in the **Appendix 6** on VPA inputs. The output from the R-Script AgeIT was also used to generate partial CAA corresponding to some indices with restrictions on sizes and month, a process which was facilitated by the new software.

Document SCRS/2012/119 responds to Rec. 10-03 by providing yield and spawner per recruit analyses to evaluate the effectiveness of current size limits in the fishery for conserving and rebuilding spawning stock biomass and comment on alternative approaches. The Group inquired about the assumption of post-released mortality (which amounted to 20% of the landed fish) used by the authors with respect to the U.S. rod and reel

fishery of 'small fish' ($BFT < 145$ cm FL, coded as RRFS in the ICCAT database). It was noted that the minimum assumption corresponded to a 16% post-release mortality, which is higher than the 5% mortality estimated for the Canadian recreational fisheries. The authors clarified that the 5% estimate relates to larger bluefin tuna (400 kg) caught in the colder waters of the Gulf of St. Lawrence recreational fishery. The range of values explored did not take into account the proportion of fish released in the fishery nor is there empirical evidence supporting the assumed values. However, given that the observed proportion of US released fish for the period 2002-2011 varied between 1/4 of the landed fish to 3 times the landed fish, there appears to be potential for impacts associated with this fishery. The authors acknowledged that some of the assumptions made in their analysis were somewhat arbitrary, in particular assumptions of post-release mortality relative to landed mortality. The Group also noted that the results were likely sensitive to assumptions of underlying natural mortality. Therefore, the authors made further calculations using the M assumption (higher) for the East Atlantic and Mediterranean. As expected, Y/R and SSB/R were lower by about half, but the relative differences between the different selectivities were broadly similar. The Group recognized that Y/R and SSB/R could be improved under different selectivity patterns, but also recognized that the allocation changes that this would imply might not be easy to resolve. The Group recommended that more post-release mortality studies should be conducted, particularly for other size groups and in other areas.

Document SCRS/2012/163 presents an analysis of the incidental catch of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) by the Mexican longline fleet operating in the Gulf of Mexico targeting yellowfin tuna during the period 1994-2011. The Group noted that the size frequency distribution of bluefin tuna incidentally caught by the Mexican longline fleet operating in the Gulf of Mexico contained fish as small as 115 cm FL. Fish of that small size have not been observed in the catches of the U.S. pelagic longline fleet which operates in the northern Gulf of Mexico. The U.S. bluefin tuna catches are almost entirely composed of fish > 170 cm FL. An examination of the size frequency of the Mexican catches by area showed that the catches of the Mexican vessels operating in the central area of the Gulf of Mexico have a similar size composition to the catches of U.S. vessels; while catches from the southern Gulf of Mexico and closer to shore showed the presence of smaller bluefin tuna. Albeit the relatively small sample size in the Mexican data (757 fish caught over 18 yrs.), the Group agreed that the data highlighted two important facts: (1) the presence of bluefin tuna of 115 cm, and (2) that bluefin tuna of different sizes seem to occupy different areas of the Gulf of Mexico (something that has already been observed in the Mediterranean Sea). The author pointed out that the proportion of bluefin tuna < 170 cm FL in the catches was 4%. The Group also indicated that the small fish observed in the Mexican catches corresponded to fish of age 4. In addition, it was noted that the Mexican data could be used to develop a CPUE series for use in future stock assessments. The Group agreed on the importance of these findings and recommended to collect more bluefin tuna data from the Mexican longline fishery as well as to expand maturity studies and electronic tagging to include fish caught in the southern Gulf of Mexico.

4.3 Relative abundance estimates

4.3.1 Relative abundance Indices and fishery indicators – East

Six documents dealing with CPUEs were submitted to the Group:

SCRS/2012/100 reported both indices of the Bay of Biscay baitboat fishery, a long term age-aggregated index, from 1952 to 2007, based on trip information; and a new age-aggregated index for the most recent period, 2000-2011, based on a fine scale database that incorporates daily logbooks, trip and VMS information. The effects of regulations on the CPUE are described and considered in the analysis, as well as technological and environmental variables. Both indices show similar trends in the overlapped timeframe.

SCRS/2012/103 presented updated standardized catch rates of bluefin tuna caught by the Moroccan and Spanish traps in the Atlantic area close to the Strait of Gibraltar for the period 1981-2011. Standardized catch rates were estimated through a General Linear Modeling (GLM) approach under a negative binomial error distribution assumption.

SCRS/2012/111 reported updated bluefin tuna standardized catch rates for the four Spanish traps operating in the area close to the Strait of Gibraltar for the period 1981- 2011. Catch rates standardization was accomplished by General Linear Modeling (GLM) techniques under a negative binomial error distribution assumption

SCRS/2012/124 presented an update of the aerial surveys carried out by IFREMER in the western Mediterranean Sea since 2000. Since the Gulf of Lion is considered a nursery ground for young individuals, these data would enable monitoring the juvenile population of bluefin tuna. The aerial surveys for juvenile bluefin tuna were

carried out along the same transects between 2000-2003 and then 2009-2011. Detections are used to calculate a fishery-independent index of bluefin tuna abundance. The most striking result of these aerial surveys is the sharp increase in Atlantic bluefin tuna density since 2009 that were about four-fold those of the 2000-2003 period.

SCRS/2012/131 reported updated abundance indices of bluefin tuna from the Japanese longline fishery in the West and northeast Atlantic up to the 2011 fishing year, standardized using a delta-lognormal model with random effects. The index corresponding to the East area (eastern Atlantic, South of 40°N, and the Mediterranean Sea) was not updated due to a reduction in the number of records for the most two recent years. The index in the northeast Atlantic showed a steep increasing trend since 2009 fishing year, and the size of bluefin caught showed the contribution of the strong 2003 year-class. The age structure of the catches in this area suggested that the age at full recruitment for the northern fishing ground (North of 50°N) would involve older mature fish, and that the Japanese longline gradually exploited the 2003 year-class since the 2009 fishing year. In the CPUE series, several unexpected high points were observed in the recent years, which could partly reflect an increase in abundance due to the strong year-class of 2003 as well as the consequences of the implementation of the IQ system for the Japanese longliners.

SCRS/2012/164 presented fishery independent indices of bluefin tuna larvae in the western Mediterranean Sea utilizing ichthyoplankton survey data collected from 2001 through 2005 by the Spanish Institute of Oceanography. Indices were developed using larval catch rates collected using two different types of bongo gear by employing a delta-lognormal modeling approach, which included the covariates: water temperature at 25 m, salinity at 25 m, water depth, time of day, geostrophic water velocities, year, and a gear variable for the combined model.

A discussion mainly focusing on the effects of current management measures on the reported CPUEs followed these presentations. As regards the Bay of Biscay baitboat index (SCRS/2012/100), the authors reported that in addition to technological and environmental factors, the effects of regulation had also been considered in the analysis. The Group agreed on the importance of this series since it is the only index for juvenile bluefin in the East Atlantic.

As for the Moroccan and Spanish trap index (SCRS/2012/103; SCRS/2012/111), the authors stressed that these indices took into account the number of fish released in both countries as the quotas were reached. It was pointed out that the currently implemented quota-by-gear system as well as annual variability in abundance or availability of bluefin tuna to the traps are either already affecting or will affect in the near future the length of the trap season. Since this is the effort unit implicitly used when modeling catch rates, the Group agreed that forthcoming updates of the indices should explicitly include this effort metric.

In addition, the Group acknowledged that both the fishery-independent index for juvenile bluefin based on aerial surveys in the Mediterranean (SCRS/2012/124), and the fishery-independent index based on larvae surveys in the Mediterranean Sea (SCRS/2012/164) involved a potentially valuable contribution for future stock assessment. The Group also discussed the possibility of taking account of variations in environmental conditions for the aerial surveys as it is done for Southern bluefin tuna in the Great Australian Bight.

The CPUE Series used for the tuning of the eastern VPA were (**Tables 5 and 6 and Figure 6**): Norwegian purse seine for ages 10+, Spain-Morocco trap combined for ages 6+, Japanese longline North East Atlantic for ages 6+, Japanese longline East Atlantic and Mediterranean for ages 6+, and the Spanish baitboat index. Since this last index covered the period 1952-2011 during which changes in selectivity took place (especially during the most recent periods because of changes in management regulations), the Group decided to split it in three series: Spanish baitboat_1 (1952-1962, ages 5-6), Spanish baitboat_2 (1963-2006, ages 2-3) and Spanish baitboat_3 (2007-2011, ages 3-6).

4.3.2 Relative abundance indices and fishery indicators – West

Document SCRS/2012/131 provides updated standardized bluefin CPUE from the Japanese longline fishery in the Atlantic to the 2011 fishing year using delta-lognormal model with random effects. The West Atlantic index fluctuated significantly since the 2007 fishing year, showing considerably higher values for 2007, 2009, and 2011 fishing years. These high indices might be related to the abundance of relatively small-sized bluefin (135-150cm, 50-60 kg) in the catch. The size data in the West Atlantic suggested a possibility of the mixing of fish from the east stock in the west catch. However, the possibility of appearance of strong year-class of 2003 in the west stock as in the east stock cannot be rejected. It was suggested that careful considerations would be needed for the use of these CPUE series in the stock assessment of both west and east stocks.

Document SCRS/2012/118 provided indices of stock status from the Canadian bluefin tuna fishery. The standardized catch series from the Canadian rod and reel, tended line and harpoon fisheries was provided for two geographically distinct areas: south west Nova Scotia and the southern Gulf of St. Lawrence. Both series show an increasing trend in abundance that has been sustained since 2000. Management changes are shown to have an impact on the estimates. In south west Nova Scotia the series was affected by the non-mandatory submission of logbooks and the implementation of individual transferable quotas whereas in the southern Gulf of St. Lawrence, fishing restrictions imposed by the regional fishing associations affected the period of the year that was fished. Trends in the abundance of prey species within the domain of the indexed areas show a decline for herring and mackerel.

There was considerable discussion concerning the high value and large variance of the index in 2010. It was noted that the annual index values receive equal weighting in the stock assessment and therefore that the 2010 value might have undue influence on the stock assessment results (because the model would not account for the correspondingly high variance). It was also pointed out that this value reflected an unusual circumstance where the fishery was open only for a few days and fishermen likely changed the way they fished. The Group agreed to drop the 2010 index value for the southern Gulf of St. Lawrence in the base case model, but to include it in a sensitivity run. There was also some discussion about whether or not to use the revised index for south west Nova Scotia (which uses effort as a factor in the model) or a strict update of the series used in the 2010 assessment (which uses effort as an offset). The Group agreed that there was insufficient time to properly evaluate the rationale and implications of the new approach at this time. However, the Group agreed that the proposed approach should be explored further for future assessments.

Document SCRS/2012/160 presented an updated index of abundance of bluefin tuna constructed from logbook reports from the U.S. pelagic longline fishery in the U.S. Gulf of Mexico for the period 1987-2011. The index was constructed using a “repeated measures” procedure to account for the variance in catch rates between vessels, and standardized using Generalized Linear Mixed Models and a delta-lognormal approach. The updated index was developed to be a strict update of the U.S. Pelagic Longline Index used in the 2010 assessment of western Atlantic bluefin tuna. An alternative index was constructed to explore the introduction of additional explanatory variables. Both indices were very similar in trend. Due to changes in the fishery in 2011 which resulted in very low fishing effort in the Gulf of Mexico during January-May, the authors do not recommend the use of that estimate.

The Group further discussed on the validity of the estimated CPUE value for 2011. It was noted by the authors that in 2011 the U.S. longline fleet operated very differently from previous years; only 18 of the trips that met the filtering criteria caught bluefin tuna and these were limited vessels targeting swordfish in the Southeastern part of the Gulf of Mexico (which historically have low bluefin tuna CPUE). Given these factors, the Group agreed that the CPUE values estimated for 2011 were not consistent with the rest of the time series and did not reflect the relative abundance of bluefin tuna in the Gulf of Mexico. Accordingly, the 2011 data point was not included in the stock assessment.

Document SCRS/2012/158 provided updated standardized catch rates of bluefin tuna from the rod and reel/handline fishery off the northeast United States during 1980-2011. Individual trip rod and reel/handline catch per unit effort data, collected through interviews with fishermen, were used to estimate standardized catch rates considering factors such as time of year, area fished, boat type, fishing method, fishery open/closed status, bag limits and targeted species. Models were developed for three size categories of bluefin tuna, implementing a delta-Poisson approach in which catch rates are considered as a product of binomially distributed probabilities of a positive catch and Poisson distributed positive catch rates. The indices for the early period include a series for small bluefin (< 145 cm SFL) for 1980-1992 and for large bluefin (>195 cm SFL) for 1983-1992; these are presented unchanged from previous analyses. Also presented unchanged are the indices for 145-177 cm SFL bluefin and large bluefin (>195 cm SFL, 1983-2001), which were not used for the last western Atlantic stock assessment. For the period 1993-2011, indices were calculated with current available data, developing new models following the same model standardization procedures as those of previous studies, for 66-114 cm, 115-144 cm, and >177 cm SFL bluefin. The distinct periods were defined because changes in survey data collection implemented in 1993 permitted separation of the catches into the smaller size intervals and because regulatory and management changes imposed different daily limits and fishery closures for those size categories.

The Group discussed impacts of management measures on the interpretation and possible bias of the index values developed for these series. One concern was that vessel limits resulted in bias in CPUE; however, discarded fish are reported in the database, with a large number of observations of catch greater than the vessel limit, indicating that there is no bias from limits, as long as fisherman report discarded bluefin tuna after the limit

has been reached. The other concern is that vessel limits result in fisherman shifting effort to target other species in the middle of the trip. A preliminary analysis of the proportion of bluefin tuna in the rod and reel catch over time did not show a large change in proportion catch of bluefin tuna, indicating that the indices are not biased as a result of shifting effort to target other species. Additionally, targeted species is recorded in the database, and several records demonstrated different efforts being partitioned by targeted species, indicating that effort shifting bias was not present. It certainly deserves further evaluation.

Document SCRS/2012/159 presented fishery independent indices of bluefin tuna spawning biomass in the Gulf of Mexico were estimated from bluefin tuna larval survey data collected from 1977 through 2011. Indices were developed using standardized data from which previous indices were developed (i.e., abundance of larvae with a first daily otolith formed, which were sampled at sea surface (100 m²) with bongo gear). Due to the large frequency of zero bluefin larva catches during ichthyoplankton surveys, indices of larval abundance were developed using a zero-inflated delta-lognormal models, including following covariates: time of day, time of month, area sampled and year. The estimate index showed large values for years 1977-1978. The rest of the series showed low and relatively stable values. An increasing trend was observed for 2007-2011 save for a slight decrease in 2010.

Concern was raised that this index might not cover entire spatial distribution of all the larvae and in turn the SSB of bluefin tuna in the western Atlantic, based on recent findings of larvae in other areas of the western Atlantic (e.g., SCRS/2012/157).

The updated indices used in the assessment are included in **Table 7** and **Figure 7**.

Following the recommendation of the Working Group on Stock Assessment Methods (WGSAM), the Group prepared a table to evaluate the sufficiency of bluefin tuna CPUE series with regard to its use in the assessment. However, considering that the current assessment was an update of the assessment conducted in 2010 and that the indices used were those defined in 2010, the Group decided not to establish any score of the elements of the table. Therefore **Table 8** only describes the information provided with each of the different indices regarding the elements defined by the WGSAM as reference for future bench mark assessment.

4.4 Tagging

The Group reviewed six working papers describing tagging studies. A complete compilation of summaries of the working papers is provided in **Appendix 4**. Due to time considerations, the Group discussed only some of the presented papers. A summary of the Group's considerations are presented in this section.

SCRS/2012/112, 122 and 143 provided some arguments about the influence of area and season for the migrations occurring after release and the possible influence of the tagging method (tagging underwater or on board) for tagging experiences. The Group considered whether fish tagged in and out of water showed different behaviour patterns, but it was suggested that these differences could be related to the month of tagging. A question was raised concerning the effects in releasing tagged fish that have been kept in cages. In response, it was noted that there are few experiments related to the subject and that here is no current analysis concerning this issue.

SCRS/2012/123 showed that fish tagged in the Adriatic Sea went as far as the Gulf of Lion and Balearic Islands. This connection between central and western Mediterranean has rarely been described before by electronic tagging but is only based on two specimens. These movements seemed to connect different nursery areas as the Gulf of Lion and the Adriatic Sea. A young spawner also showed movements between the Adriatic Sea and the Gulf of Sidra.

Problems for data transmission within the Mediterranean were also discussed. It was noted that SCRS/2012/123 reflected this limitation reporting days at liberty with information, reaching values around 50%.

Preliminary results from presentation SCRS/2012/143 showed that some adult bluefin tuna tagged in the Atlantic coast from Moroccan traps entered the Mediterranean Sea and moved to the central Mediterranean spawning areas. The Group noted that these fish went directly to the central Mediterranean, while other specimens tagged off the southern Spanish Atlantic coast moved to spawning ground in the western Mediterranean (waters around the Balearic Islands). The Group cautioned against drawing any conclusion based on very few deployments.

Document SCRS/2012/157 showed that most of the individuals 150-185 cm curved fork length did not enter the Gulf of Mexico, which is the presumed spawning ground for western bluefin tuna. The authors suggested that given that there are no known physiological or biological obstacles to the fish spawning in the time and area studied, these smaller/younger fish could reproduce in areas closer to foraging grounds outside the Gulf because gonad data indicated they were mature. It was argued that skipped spawning might explain why larger fish did not enter the Gulf of Mexico, but for smaller fish the findings from the paper can be biased because the tag duration is not long enough to observe a return to the Mediterranean. One of the authors responded that tag duration is long enough to determine if fish will return to spawn within the year, and in relation to skipped spawning, they considered it more likely that fish might spawn in alternative locations because of a large body of supporting evidence, including historic studies reviewed in Mather (1995), age and maturity information presented in SCRS/2012/161, life history modeling (Chapman *et al.* 2011) and the lack of residence of tagged fish in the Gulf of Mexico.

4.5 Other data

BCDs, trade statistics and catch estimates

A number of documents were presented during the meeting looking at the use of eastern bluefin tuna trade statistics and ICCAT documentation to back-calculate catches and relate these estimations to the Task I reported catches. The Group agreed to set up a parallel ‘Trade Group’ to discuss these working documents in order to better analyse the methodology and the reliability of the analysis and conclusions obtained. The discussions and conclusions of the Trade Group are reported in **Appendix 5**.

Document SCRS/2012/134 analysed the utilization of BCDs as a means of analysing quota management of each flag country and the validity of the SCRS growth factors for farmed fish. The authors concluded that on the basis of their analyses that only took into account BCDs accompanying imports to the Japan market there was no catch over the adopted TAC. The analysis seemed to indicate that the SCRS growth factors should be reviewed. The Group discussed the growth table and recalled the detailed analysis that had been carried out at the 2009 SCRS Bluefin Tuna Species Group meeting in which available data from research carried out in various countries were reviewed to produce a growth table which indicated the maximum gain in weight of farmed bluefin tuna (taking into consideration that many factors can affect growth of fish during the farming period).

In document SCRS/2012/145 the authors utilised publicly available wild caught and farmed eastern bluefin tuna trade data to estimate total catches. Using a number of assumptions related to the reliability of the trade data used and to what extent it represents the whole bluefin tuna trade, in conjunction with various conversion factors to convert product weights to whole round weight and catch weight, the authors inferred that there were significant differences between the declared catches and the traded products between 2005 and 2011. The Group discussed this document and a number of questions were raised as to the applicability of the original trade data used in the analysis for the purpose intended by the author, pointing out that other more reliable sources of trade information are available, albeit not to the public. The Group also raised questions about the methods used to convert product weight to catch weight, although the author presented a range of sensitivity analyses that provided similar results regardless of the assumptions made. The Group concluded that more research is needed, particularly to verify the validity of the assumptions made.

Documents SCRS/2012/126 and SCRS/2012/127 analysed individual eastern bluefin tuna trade statistics to estimate catches of eastern bluefin tuna between the years 2001 and 2012. In the first document, Japanese fresh market (wild and farmed) auction data between the years 2002 and 2012 was utilised to provide an alternative approach to investigate changes in the annual mean weight variations of age 8+ fish. In order to back-calculate from product weight to catch weight, the author applied a number of assumptions related to product conversion factors, duration of farming depending on origin and size. From the analysis carried out, the author determined that there was a significant drop in the fraction of age 8+ eastern bluefin tuna in the catches during the period studied. In the second document (SCRS/2012/127), the author analysed trade statistics (fresh and frozen) between the years 1998 and 2012 to determine the catch of eastern bluefin tuna made during these years. The author made similar assumptions to those utilised in document SCRS/2012/126 to back-calculate the catches made in the years covered in the analysis. The authors concluded that, notwithstanding the significant controls put into place by ICCAT, in his opinion there had been substantial under-reporting of eastern bluefin tuna during the years studied. The Group again discussed the methodology used in these papers and whether they truly represented the total market situation and a number of questions were raised about the accuracy of some data.

The small ‘Trade Group’ met and reviewed the four documents presented during the assessment sessions which discussed trade-related research for verifying reported catches and changes in size of eastern bluefin tuna. The Group found that all of the studies used trade data or BCDs to get product weight of imported tuna in the Japanese market, convert them to round weight and back-calculate to the weight at capture. All the data sources, except BCDs, contain double counting of fish, time lags between capture and final import, and a number of hypothesis on representativeness of Japanese market; the Group recognized data coverage, sample representation (bias), and fattening factors for farmed fish used for back calculations are the major sources of errors and uncertainties. The Group agreed that those problems could be solved with the use of BCD data. The Group considered that future studies should be aimed in that direction. Eventually the trade-related data should be all cross-checked against BCDs, with the Commission probably needing a team of experts to do so.

Also, fattening rates of farmed fish as demonstrated in the BCD analysis seemed quite variable, probably reflecting the conditions of farming. Therefore, caution should be applied when back-calculating to determine the initial catch. The best is to avoid back calculations but have accurate records of weight of fish at the start and harvest of farming. Therefore, the Group continues to stress the necessity of using ad-hoc technologies to provide accurate estimates of the weight of fish being caged and further survey the validity of ICCAT growth rates and modify if necessary.

Effect of delaying purse seine fishing season

Document SCRS/2012/110 considered the effect on future stock recovery, economic return and the environment of delaying the bluefin tuna purse seine fishing season in the western Mediterranean by two weeks. The Group agreed that given the lack of a stock recruitment function for the eastern stock, it is not possible to quantify how increases in egg/larval survival will result in a faster recovery of the stock. However, the Group noted the possible economic benefits of delaying the bluefin tuna fishing season in the western Mediterranean as it was described by the author. The study was conducted on the western Mediterranean and, therefore, the presented results cannot be applied to the central and eastern Mediterranean because of difference in the timing of the spawning seasons.

5. Methods and other data relevant to the assessment

The work plan for 2012 stipulated that the stock assessment should focus on updating the analyses conducted in 2010 that were used to provide management advice (ICCAT, 2012). Nevertheless, several methodological papers were presented in the spirit of improving future assessments.

Document SCRS/2012/137 presented a comparison of the 2010 SCRS assessment of the eastern stock with a statistical catch-at-age (SCAA) assessment approach that also used the cohort-sliced catch-at-age inputs, and a statistical catch-at-length (SCAL) method which fits to catch-at-length distributions instead of cohort-sliced catch-at-age. Spawning biomass estimates for both the SCAA and SCAL were appreciably larger than for the corresponding VPA assessment. This suggests that results are sensitive to modeling specifications and the source of differences between the three approaches should be investigated to determine the most appropriate assessment methods. The Group agreed that the SCAL approach has merit in the sense that is able to fit to the length distribution data, without cohort-slicing. Thus, given the current problems in the data, the Group agreed to attempt moving away from cohort slicing towards this type of statistical catch at age method. However, the Group recognized that the SCAA and SCAL applications were still under development, and there will be critical assumptions to evaluate (e.g., the steepness value that can affect the productivity of the stock).

Document SCRS/2012/029 presented a catch curve analysis based on the catch at age matrix of the Eastern stock, with the aim of detecting recent changes in selection pattern following the implementation of the recovery plan. Selection was estimated as the ratio of observed to predicted catch from the catch curve. The authors noted that two peaks appeared in the selectivity curve during 2001-2006, and that the peak at juvenile ages was not present in the more recent period.

Document SCRS/2012/030 explored the potential use of catch-at-size data for use as an indicator of exploitation level using the Powell-Wetherall method for eastern stock. The calculation of such indicators was illustrated with task 2 size data as well as new trade data presented during the meeting. The aim of the paper, however, was to demonstrate the method (rather than interpreting results as mortality rates), because the estimates of Z derived from this methodology are sensitive to a range of assumptions and underlying dynamics (e.g., changes in catchability). Therefore, before the method could be used within a management framework, the method should

be tested under simulation approaches, which could be done within the tuna RFMOs Management Strategy Evaluation initiative.

Two presentations investigated alternative recruitment scenarios for the western Atlantic bluefin stock. Document SCRS/2012/154 applied Bayesian methods to evaluate the credibility of stock-recruitment relationships. Bayes factors were used to evaluate the relative likelihood of alternative models. The treatment of prior distributions was revised from previous analyses so that they had less influence on results. The strong 2003 year-class shifted results, from similar likelihoods of the 2-line and Beverton-Holt, to a greater likelihood of the Beverton-Holt model. Document SCRS/2012/162 provided an examination of alternative recruitment scenarios and presented a decision-table approach to evaluating the relative risks of a range of management decisions in the context of alternative recruitment scenarios. The Group found the MINIMAX and MAXIMIN approaches to be somewhat difficult to comprehend and a challenge to communicate to managers. The Group's preference was to communicate the issue through the recommended format of the Kobe matrix, but a description of the decision tables may be informative for management considerations with both SSB and yield utilities presented to inform the tradeoff in alternative management decisions.

Document SCRS/2012/138 described a simulation tool that is under development to evaluate effects of mixing between Atlantic bluefin tuna stocks. Results from a single movement-recruitment-management scenario were demonstrated to generate feedback from the Group. The current practice of separate eastern and western assessments was contrasted with multi-stock assessment methods that include mixing (e.g., Taylor *et al.* 2011). Both of the approaches involve simplification of the actual population and fishery dynamics. For example, the current assessments assume no mixing and the recent multi-stock models require other simplifications (e.g., constant selectivity, 'gravity' method of estimating movement). Therefore, the simulation framework can include more complexity and be used to evaluate performance of simpler assessment methods. The Group discussed an intermediate approach to assessments in which stock composition is estimated and catches are allocated to separate eastern and western stock assessments. The simulation framework could also be used in such an intermediate approach by projecting forward the results of separate stock assessments including the mixing component based on stock composition sampling. There were some concerns in the Group that most otolith collections are recent and archived samples are incomplete. Therefore, the available otolith samples may not be adequate for determining stock composition of the entire time series.

Although the new approaches presented by participants would not be considered as a basis for stock status this year, the Group discussed potential ways forward to incorporate these new approaches in future assessments. A suggestion was also made to consider results from exploratory modeling in the Group's interpretations of current methods. The Group agreed that, given the current uncertainties in the basic data, as well as new biological and tagging data becoming available, incorporating these new approaches would help deliver a more realistic report on stock status. In order to pursue this, the need for dedicated technical meetings in upcoming years was identified. Furthermore, the Group recognized that while progress on the methods used are positive, there is also a need to improve the basic fishery data and fishery-independent information that support them. Therefore, the suggested way forward is to plan data and model inter-sessional meetings to incorporate new approaches in future assessments.

5.1 Methods – eastern Atlantic and Mediterranean stock

Development of Japanese longline partial catch-at-age for the eastern Atlantic bluefin analyses

The vulnerabilities of fishery-dependent abundance indices can be estimated within the VPA from the partial catches-at-age (PCAA) associated with those fisheries. These PCAA matrices were prepared by restricting the total CAA to include only data from the fleets, gears, and areas from which each specific index was developed.

- Japanese longline index in the East Atlantic (south of 40°North) and Mediterranean: The Japanese longline index for this area was not updated because there was almost no Japanese longline catch in 2010 and 2011 in this area. The partial catch at age (PCAA) for the East Atlantic and Mediterranean Japanese longline index was developed in the 2010 assessment by using the catch at age for the Japanese longline in this area for the months of April, May and June. PCAA was updated and used to confirm and replicate the 2010 calculations.
- Japanese longline index in the northeast area (NEA, north of 40°North): This index is calculated for August to March and only for the northeast Atlantic (Area BF53, BF54 and BF52E). However, the PCAA for the index was restricted to the months of January, August, September, October, November, December, StockID (ATE and MED) with all areas selected. The rationale for not using the months of February-March was that

the spatial resolution on the CAA data prior to 2008 did not permit assigning it to area and some of the fishing during these months was from areas below of 40°N latitude and was deemed not representative of the NEA index. Hence these months were removed when constructing the PCAA. This methodology compares favorably with the PCAA constructed for the 2010 stock assessment (**Figure 8**) and was used to construct the PCAA for years 2010 and 2011 that were added to the PCAA elaborated in the 2010 assessment for the years 1990-2009. The differences between the two methods are due to the change in the Japanese logbook system in 1994.

VPA Specifications applied to the East Atlantic and Mediterranean stock

Because the 2012 stock assessment was an update of the 2010 stock assessment, the Group ran the same model, i.e., ADAPT VPA (as implemented in VPA-2box), with the most possible similar technical specifications. Runs 13 and 15 from the 2010 assessment, which were used as the basis for the 2010 scientific advice, were revised. The difference between runs 13 and 15 relied on the baitboat CPUE indices used. In run 13, age-specific indices were used, while run 15 was based on an age-aggregated baitboat (BB) index. The baitboat age specific indices (used in run 13) were no longer pertinent and were not updated since 2007 because of changes in the fisheries due to new management regulations. The age-aggregated BB index could not be updated (see SCRS/2012/100); therefore the Group based the 2012 analyses on updating Run 15. Run 1 (see **Table 9**) is similar to the 2010 Run 15, and includes the following CPUE indices: Spanish-Moroccan trap, Japanese longline in the East Atlantic and Mediterranean, Norwegian purse seine, Japanese longline in the North East Atlantic and Spanish baitboat. The historical index was used to calibrate the 1952-1999 period, and the newest index for 2000 onwards. Results of this Run 1 matched those obtained in 2010 with Run 15. Subsequently, this scenario was used to update the data up until 2011 and consider different sensitivity scenarios.

The agreed set of runs is specified in **Table 9**. All runs considered catch-at-age data for the 1950-2011 years. An inspection of the partial catch at age for the Spanish baitboat suggested three different vulnerability periods for this fleet. Thus, Run 2 considers three different periods (1952-1962, 1963-2006 and 2007-2011). The vulnerabilities of the three different periods were set to ages 5-6, 2-3 and 3-6, respectively. The rest of the specifications remained the same as in 2010. A three-year constraint on vulnerability ($sd=0.5$, see SCRS/2008/089 for details) and a two-year constraint on recruitment ($sd=0.5$) were applied (for details see the VPA2-box manual available at the ICCAT software catalog). All CPUE indices were equally weighted and terminal year F_s were estimated for ages 1 to 9. The F -ratios were fixed as in 2010, i.e. equal to 0.7 over 1950-1969, equal to 1 over 1970-1984, equal to 0.6 over 1985-1994 and equal to 1.2 from 1995 onwards. The natural mortality vector remains the same as the one used for the East stock since 1998, i.e., an age specific but time invariant vector (0.490, 0.240, 0.240, 0.240, 0.240, 0.200, 0.175, 0.150, 0.120, 0.100 for ages 1 to 10, respectively).

A suite of different specifications were investigated to test the sensitivity of the VPA to different technical assumptions and the choice of the CPUE series. Run 3 was similar to Run 1 but the vulnerability for the latest baitboat period was relaxed and included ages 3 to 6. Run 4 was similar to Run 2 but it excluded the Japanese longline index in the North East Atlantic, and Run 5 explores the sensitivity of Run 2 to removing the Spanish baitboat indices. In Run 6, the F -ratios were fixed to 1 instead of the 2008 F -ratio vector. Run 7 was similar to Run 2 but the F -ratios were estimated annually ($sd=0.2$, for details see VPA2-box Manual at the ICCAT software catalog). Run 8 was similar to Run 2 but incorporated the aerial survey index. Run 9 was similar to Run 2 but the F -ratio for the last four years is set to 0.7. Finally, Run 10 was similar to Run 2 but excluding the Norwegian PS index.

All the scenarios were used with both the reported and inflated catch scenario. The inflated catch scenario uses an inflated CAA in the same way as done in the 2008 and 2010 assessments (i.e., catch raised to 50,000 tonnes from 1998 to 2006 and to 61,000 t in 2007; no inflated catch from 2008 to 2011).

5.2 Methods – Western Atlantic stock

5.2.1 ADAPT-VPA applied to the West Atlantic

Tuned virtual population analyses (VPA) were conducted using the VPA-2BOX software featured in the ICCAT Software Catalog. Except as otherwise noted, the parameter specifications used in the 2012 VPA assessments were identical to those used in the 2010 base-case assessment. The same data series were used (updated through 2011) although in a few cases the indices of abundance were computed somewhat differently than in 2010 (see the discussion in Section 4.3.2). The indices of abundance used in the assessment are included in **Tables 7** and

10 gives specifications for computing the corresponding partial catch at age and **Table 11** summarizes the parameter specifications for the various model runs.

General specifications

The oldest age class represents a plus group (ages 16 and older) and the fishing mortality rate on that age is specified as the product of the fishing mortality rate on the next younger age (F_{15}) and an estimated ‘F-ratio’ parameter that represents the ratio of F_{16+} to F_{15} . As for the 2010 base model, the F-ratio was fixed at 1.0 for the entire period as arguably the vulnerability would differ little amongst fish age 15 and older (growth is relatively slow at this age and all animals are fully mature).

The fishing mortality rates for each age in the last year of the VPA (except the oldest age) were estimated as free parameters, but subject to a constraint restricting the amount of change in the vulnerability (selectivity) pattern during the most recent three years with a standard deviation of 0.5 (see SCRS/2008/089 for more details).

The indices of abundance were fitted assuming a lognormal error structure and equal weighting (i.e., the variance was represented by a single estimated parameter for all years and indices). The catchability (scaling) coefficients for each index were assumed constant over the duration of that index and estimated by the corresponding concentrated likelihood formula.

The natural mortality rate was assumed age-independent (=0.14 yr⁻¹) as in previous assessments.

The maturity vector used in assessments prior to 2010 assumed ages 1-7 were immature and ages 8 and older were fully mature. In 2010 it was observed that the original specification of age 8 and older was based on the 1994 growth curve and that fish of the same size would be classified at age 9 with the 2009 growth curve. However, as noted in Section 3.1, there remains considerable uncertainty about the maturation of western bluefin tuna. For this reason the Group decided to examine the sensitivity of the perception of stock status in the base case run to two alternative maturity schedules, one with the early maturation schedule used for the Eastern Atlantic and Mediterranean (50% maturity at age 4 and 100% maturity for age 5 and older) and one with later maturation (0% at age 8, increasing to 100% at age 16 as described in Anon. (2011b)).

Detailed specifications for the 2012 base case and alternative runs

This section details all the model settings examined during the assessment. Note that the continuity run (below) was selected as the base case because it most closely repeated the specifications of the base model from the 2010 assessment (as stipulated in the SCRS work plan for 2012).

- Continuity Run 0: This run most strictly adhered to the specifications of the 2010 base assessment. There were two changes that had little discernible effect on the result: (1) the partial catch at age for the U.S. RR <145 index was modified to include all age 1 fish in the ICCAT database (previously fish under 66 cm had been excluded); and (2) the partial catch at age for the Canadian Gulf of St. Lawrence index was created from the ICCAT database including catches from RR and tended line gears for August-October (previous versions could not be recreated exactly by the national scientists or the Secretariat).
- Run 1: Like Run 0, but the Canada SW Nova Scotia CPUE index developed using the methods in 2010 was replaced by one standardized using new methodology (hurdle negative binomial with effort and effort-squared as factors instead of a delta-lognormal model with effort offset, see discussion in section 4.2).
- Run 2: Like Run 0, but removed the penalty that restricts changes in vulnerability over the last three years.
- Run 3: Like Run 0, but softened the penalty that restricts changes in vulnerability over the last three years by increasing the standard deviation from 0.5 to 1.0.
- Run 4: Like Run 0, but with the 2010 data point for the Gulf of St. Lawrence. The 2010 point was excluded in the continuity run as it was not considered to be representative of the normal operation of the fishery (see discussion in section 4.3.2).
- Runs 5-16. Jackknife sensitivity analyses. The influence of the various indices of abundance on the base case model results was examined by removing one index at a time, running the VPA with the same model specifications, and comparing various reference statistics.

6. Stock status results

6.1 Stock status – East

6.1.1 VPA results

The continuity run of the 2010 base case runs 13 and 15 was carried out using the data updated up to 2011 and the parameter specifications described in **Table 9**. This run is referred to as Run 2 hereinafter. Run 2 can be considered the continuity run because the technical specifications and CPUE data used are very close to those used in the base run in the 2010 assessment. The Group also examined the results of a sensitivity analysis to the data and parameters used (i.e. assumptions about the choice of the CPUE series, inflated and reported catch, F-ratios, terminal ages, recruitment and vulnerability penalties and standard deviation of these penalties). In general, the different runs led to a similar perception of the stock status, except when changing the F-ratios (a result which has been also reported in the 2010 stock assessment).

Run 2 was further investigated using an inflated CAA in the same way as it was done in the 2010 assessment (i.e., catch raised to 50,000 t from 1998 to 2006 and to 61,000 t in 2007, but no inflation of the reported catch was used since 2008). In Run 2, as in all the sensitivity runs, F for the youngest ages (i.e., 2 to 5) displayed a continuous increase until recent years. Since 2008, those Fs have sharply decreased for both catch scenarios, i.e. reported and inflated catch (**Figure 9**). This result was not surprising as the reported catch at ages 2 to 3 have declined dramatically (i.e., being about 10% or less of what they were prior to 2007) in the most recent years in response to the new minimum size regulations implemented in 2007. The rate of decrease was, however, sensitive to model specifications, namely the constraint of vulnerability. All the other runs displayed similar results for F at ages 2-5.

The fishing mortality for large bluefin tuna (F10+) in run 2 showed an initial decline corresponding to the decline of the Norwegian purse seine fishery in the early 1960s and a latter increase due to the development of the Mediterranean purse seine fisheries since the mid-1980s. The highest F on ages 10+ occurred in the mid-1990s to mid-2000s to reach high values (about 3 times M for these ages) as noted in previous assessments. Since 2008, run 2 estimated a rapid decrease in F10+ and confirmed previous results from the 2010 stock assessment (**Figure 9**). This decrease seems to result from the strong decrease in the reported catch for older fish since 2008 (that even accelerated over the last two years). This strong decline was confirmed by all sensitivity runs (**Figures 13 and 14**) and the retrospective analyses (**Figures 10 and 12**) and is in agreement with the catch class curve analysis (SCRS/2012/029).

The results of the runs with the inflated catch were similar to those of the reported catch, except for the SSB trajectories (**Figures 13 and 14**). In the run using the reported catch, the SSB trend over 1975-2005 displayed mostly a steady decline followed by an increase since the late 2000s while the inflated catch scenario displayed a steep decline over 1975-1985 followed by a plateau between 1985 and 2005 and an increase since then. Note, however, that the spawning biomass was approximately the same in 2011 in the reported and inflated catch scenarios. These results that have already been seen in 2010 may seem surprising, but is the result of the higher recruitment estimated for the inflated catch scenarios (**Figure 9**). The retrospective patterns of the run performed on inflated catches confirmed the uncertainties on terminal F at ages 2-5 and a high uncertainty on the recruitment (**Figure 12**). Confidence intervals of the terminal F for ages 2 to 5 and of the SSB were estimated from the bootstraps of the run which confirmed the variability of these two values.

The SSB peaked over 300,000 t in the late 1950s and early 1970s, followed by a decline to about 150,000 t. From the late 2000s onward, SSB exhibited a substantial increase in all runs (**Figures 9 and 10**). The speed and the magnitude of this increase remain however highly uncertain and depend on technical specifications as well as the choice of the CPUE series and the used of reported or inflated catch data. For run 2, SSB2011 is 0.96 of the maximum SSB in the late 1950s. SSB in all sensitivity runs for 1950 to the late 1990s were very similar except run 6 (i.e., same as run 2, but with F-ratios = 1) where the SSB peaks at 23,000 t in the mid-1970s instead of above 300,000 t in all other runs (**Figure 11**). For the sensitivity runs, SSB in 2011 varies from 0.85 (run 9 - i.e., same as run 2, but with F-ratios = 0.7 over the last four years) to 1.52 (run 8 - same as run 2 but including the aerial survey index for tuning the juvenile ages) of the maximum SSB in the late 1950s. The extent of the speed of the recovery needs to be validated by future data and analyses.

Recruitment at the start of the time series varied between 2 and 6 million fish, dropped to around 1 million fish during the early 1960s, followed by a steady increase towards maximum values in the 1990s and early 2000's. Because of operational changes of the last three last years, it was no longer possible to estimate recent

recruitment from the catch-at-age analysis and data for the last three year-classes are not shown (**Figures 9, 10** and **13**). However, the local index of recruitment in the Gulf of Lions estimated by aerial surveys indicates higher recruitment over the recent period (SCRS/2012/124).

In general, the fits to the available CPUE indices are poor. This was also the case in past assessments, with heavy temporal trends in the residuals for most of the CPUE indices. This is especially the case for the Spanish baitboat CPUE due to recent management regulations that have changed the selectivity of this fishery. The residual patterns remained relatively constant over all the different runs (**Figure 15**). Such a poor fit is not surprising given the poor quality of the catch-at-age matrix (see previous section) and uncertainties about catch-at-age and CPUE indices. Nonetheless, the fits of the CPUE indices over the most recent years do not display any special patterns (**Figure 16**). The observed and expected values are plotted against each other in **Figure 17**; these allow a quick check of which indices are correlated with the population estimates, the black line is the Y=X line and the blue line is a linear regression fitted to the data, if an index agrees closely with the VPA results then the blue and black lines will coincide.

A retrospective analysis was conducted back to 2006. Retrospective patterns were generally satisfactory without consistent bias for the runs (**Figures 10** and **12**) and rather similar to those obtained in 2010. The highest uncertainties were observed on terminal estimates of fishing mortality at ages 2-5 and on the recruitment while estimates of F 10+ and SSB are satisfactory for the different runs. This could reflect the difficulty of the CPUE indices to correctly take into account changes in the fisheries due the changes in management regulations, which created higher uncertainties for those ages. Note also that reported catch at age 1 has been very low since 2008 and almost equal to zero since 2010, which affects the VPA performance.

Model uncertainty was estimated as in 2010, by bootstrapping of the VPA Run 2 with two assumed historical catch levels (reported and inflated scenarios). Projection analyses were investigated with the VPA Run 2 using two assumed historical catch levels (reported and inflated scenarios), three recruitment levels (high, medium, low), and two scenarios of selectivity patterns of the fisheries (the one used in the 2010 stock assessment and the one estimated from the VPA Run 2). The Kobe plot shows the current stock status according to two reference points, the spawning biomass if the fishing mortality was equal to $F_{0.1}$ ($B_{F_{0.1}}$) and fishing mortality ($F_{0.1}$) (**Figure 18**). The lines are the medians of $F/F_{0.1}$ and $SSB/SSB_{F_{0.1}}$ and correspond to the assumed recruitment level. The pattern of the trajectories was similar regardless the selectivity patterns selected but were highly dependent on the recruitment hypotheses. For the low recruitment hypothesis, the stock recovers over the projection period, since the trajectories move from the red towards the green quadrant, but the end points are not always in the green zones. Regarding the high recruitment hypothesis, the fishing mortality was below $F_{0.1}$ but the spawning biomass was below $B_{F_{0.1}}$ and the trajectories are mainly in the lower-left yellow quadrant (indicating that the stock was overfished, but not undergoing overfishing).

Estimates of the current stock status relative to MSY benchmarks led to the conclusion that F_{2011} was below the reference target $F_{0.1}$, as $F_{2011}/F_{0.1}$ is about 0.70 for the reported catch scenario and 0.36 for the inflated catch scenario (**Table 12**). SSB was about 63% (from 37% to 89% depending on the recruitment level hypothesis) of the biomass that is expected under a $F_{0.1}$ strategy using the reported catch (**Table 12**). SSB was about 76% (from 37% to 116% depending on the recruitment level hypothesis) of the biomass that is expected under an $F_{0.1}$ strategy using the inflated catch (**Table 12**). The recent decline in Fs leads to a substantially improved perception of the stock status relative to the benchmarks in comparison to previous assessment. However, current spawning biomass is, in most scenarios, below the spawning biomass that is expected at $F_{0.1}$ (**Table 13**).

6.2 Stock status – West

This section summarizes the results from the VPA analyses described in section 5.2. The inputs and output files of the VPA-2BOX software for the model are included as **Appendix 6**. The output reports contain a complete description of the results, including the matrix of estimated fishing mortality rates, abundance-at-age, stock biomass, recruitment, fits to indices, estimated index selectivities, F-ratios and F-at-age in the terminal year.

Diagnostics

Fits to the indices of abundance for the 2012 VPA base model (continuity run 0) are compared to those of the 2010 base model in **Figure 19**. The fits to the relative abundance indices were similar between the 2010 base and 2012 continuity model.

The fits to indices from the jack-knife sensitivity analyses (where individual relative abundance indices were excluded one at a time) were similar to those of the continuity model, even when the most influential indices (Canadian GSL or US RR > 177 cm) were removed (**Figure 20**). Fits to the indices for large fish generally indicated an increase in abundance during recent years, and this trend was more apparent when the US RR > 177 cm was dropped as the observed indices for that fishery indicated a decline in the abundance of older fish over the last decade. Changes in the fits to the indices for large fish were less obvious when the Canada GSL index was dropped. The differences in model fits were almost imperceptible for the other jackknife sensitivity runs and those results are therefore not shown.

Histograms of the bootstrap estimates of 2011 stock status from the continuity model were constructed to examine the bias and normality of the distribution. Stock status was determined using both F_{MSY} and F_{0.1} reference points. In each case, there was no evidence of a strong bias in the results (**Figure 21**).

A retrospective analysis was conducted for the continuity model by sequentially removing inputs of catch and abundance indices in annual increments, back to 2006. **Figure 22** shows the trends of spawning stock biomass (SSB) and age-1 recruitment for the retrospective analysis. The long-term trend in estimated SSB was not highly sensitive to the retrospective removal of data; however, an increase in SSB was estimated when the most recent data were included that was not apparent in the retrospective runs. Estimates of recruitment were sensitive to the retrospective removal of data, but this variability in recruitment demonstrated no consistent pattern and therefore likely represented model imprecision rather than a consistent bias. Inclusion of the most recent data decreased the signal of the 2003 recruitment compared to the retrospective model runs. The retrospective results indicated some variability in fishing mortality estimates for ages 5 to 8 (**Figure 23**) and abundance estimates for ages 1 to 8 (**Figure 24**), but again with no consistent trends that indicated a large bias in estimates.

Comparison of 2010 base model and 2012 VPA continuity model results

The 2012 continuity assessment produced consistent results in comparison with previous analyses in that SSB was estimated to decline sharply between 1970 and 1985 (**Figure 25**). The estimates of SSB for subsequent years fluctuated between approximately 25% and 36% of the 1970 level, with the lowest SSB estimated during 1992. Estimates of SSB generally increased during the course of the last decade (since 2000). The estimated fishing mortality rate was highest during the 1970s, but decreased substantially during the following decade. Estimated fishing mortality fluctuated around 0.2 for the period from 1984 to 2005, and declined between 2007 and 2011. The fishing mortality rate on spawners (ages 9 and older) declined markedly since 2003, with the exception of 2006 when fishing mortality was estimated to be greater than 0.2. Estimates of recruitment¹ (age 1) were greatest during the early 1970s, fell sharply after 1975, and fluctuated with little trend since that period. Relatively strong year-classes were estimated during 1988 and 2003, similar to results from previous assessments (Anon. 2011b). The results from the 2012 VPA continuity model are compared to the 2010 base model (Anon. 2011b) in **Figure 26**. The trends in estimated spawning stock biomass (SSB) and recruitment (age 1) were nearly identical, except that the 2012 continuity model estimated a lower recruitment in 2004 (2003 year-class) and higher recruitment in 2003 (2002 year-class) than was observed during the 2010 assessment. It was surmised that the apparent redistribution of the 2003 year-class into 2002 was largely a result of cohort slicing. For individuals of age 6 and greater (when growth rate decreases greatly) the cohort slicing algorithm tends to smear adjacent age classes and the 2003 year-class was observed as 7 years old in 2010 and 8 years old in 2011. Management measures which reduced the U.S. catch of the 2003 year-class during 2010 to 2011 may also have contributed to this perception of the strength of the cohort; there are no abundance indices for this size range and the model may have interpreted the reduced catches as evidence of smaller initial numbers in the 2003 year-class.

Sensitivity runs

The results of the jackknife sensitivity analyses, in which indices were removed from the continuity model iteratively one at a time, are summarized in **Figure 27**. The Canadian Gulf of Saint Lawrence (GSL) and US RR > 177 cm indices were clearly the most influential of the indices; both sensitivity runs resulted in an estimated increase in SSB in recent years, similar to the continuity model. However, exclusion of the Canadian Gulf of Saint Lawrence indices resulted in a lower estimated SSB than the continuity model and exclusion of the US RR > 177 cm resulted in a higher estimated SSB than the continuity model.

¹Common convention has been to define recruitment in terms of age 1 fish and year-class in terms of age 0 fish. The recruitment for year y is from the same cohort as the year-class for year y-1.

Comparisons between the 2012 continuity model and the various sensitivity runs (discussed in detail in section 5.2.1) are summarized in **Figure 28**. The SSB, apical fishing mortality and recruitment estimates are nearly identical for all selectivity sensitivity runs, with the exception that recruitment in recent years deviated such that the 2003 year-class signal was lower than the estimates from the continuity model. Results from sensitivity Run 2, in which no constraint was applied to the vulnerability schedule, are highly uncertain with the fishing mortality rate on one age class hitting the upper bound.

The estimated SSB and apical fishing mortality estimates were sensitive to the assumption of maturity (**Figures 28 and 29**). The assumption of early maturity (i.e., eastern Atlantic oogive with 50% maturity at age 4) resulted in greater estimated SSB over the entire time series and the assumption of late maturation (i.e., approximately logistic increase in maturity from 0 at age 8 to 1 at age 16) resulted in decreased estimates of SSB compared to the continuity model (fully mature at age 9). The overall long-term trend in SSB was not sensitive to the maturity schedule, and the estimates of apical fishing mortality and recruitment were nearly identical across model runs (**Figures 28 and 29**).

Stock status

A key factor in determining stock status is the estimation of the MSY-related benchmarks against which the current condition of the stock can be measured. These benchmarks depend to a large extent on the relationship between spawning biomass and recruitment. This year, the Group maintained the two alternative spawner-recruit hypotheses explored in several prior assessments: the two-line (low recruitment potential hypothesis) and the Beverton and Holt spawner-recruit formulation (high recruitment potential hypothesis). The two-line model assumed recruitment increases linearly with SSB from zero to a maximum value (R_{MAX}) when SSB reaches capacity certain threshold. Here the SSB threshold (hinge) was set at the average SSB between 1990 to 1995 (the period with the lowest estimated SSB), and R_{MAX} was calculated as the geometric mean recruitment during 1976 to 2008 (recruitment estimates for the last three years were deemed unreliable and were excluded from the analyses). The Beverton and Holt function was fit to the SSB and recruitment estimates corresponding to the period 1971 to 2008. The two stock-recruitment curves are shown in **Figure 30**. Due to uncertainty in the estimation of the spawner-recruit relationship, reference points based on $F_{0.1}$ are presented in addition to F_{MSY} which is consistent with the 2010 assessment ($F_{0.1}$ is calculated on the basis of yield per recruit).

Stock status was determined using the two-line (low recruitment hypothesis) and Beverton-Holt (high recruitment hypothesis) scenarios for the continuity model from 1970 to 2011 (**Figures 31 and 32**). The results under the two-line assumption indicated that the stock biomass has been above Convention objectives since 1970 and that fishing mortality rates have been below Convention objectives since 1983. In contrast, the results under the Beverton-Holt recruitment assumption suggest that the stock biomass has been below Convention objectives (overfished) since 1970 and the fishing mortality was above Convention objectives (overfishing) for most of the period of record. The estimated status of the stock in recent years was similar for all maturity schedules (**Figure 29**).

Stock status estimates from the continuity model and the jack-knife analyses that excluded the Canadian Gulf of Saint Lawrence and US RR > 177 cm indices are compared in **Figure 32** for both the low recruitment and high recruitment assumptions. The two jack-knife runs were included because their divergence from the continuity model helps to bracket the uncertainty in SSB and fishing mortality estimates. The perception of stock status is more sensitive to the level of future recruitment than it is to the removal of indices. For the continuity model under the two-line recruitment hypothesis, the recent F (geometric mean from 2009 to 2011) was estimated to be 0.61 F_{MSY} (0.49 to 0.74 at the 80% confidence level). Spawning stock biomass under the two-line recruitment hypothesis was estimated to be 1.4 B_{MSY} (1.14 to 1.72 at the 80% confidence level) and 0.92 $B_{0.1}$ (0.76 to 1.08 at the 80% confidence level). Under the Beverton and Holt recruitment hypothesis, recent F was estimated to be 1.57 F_{MSY} (1.24 to 1.95 at the 80% confidence level) and 0.92 $F_{0.1}$ (0.77 to 1.12 confidence interval). Spawning stock biomass under the Beverton and Holt recruitment hypothesis was estimated to be 0.19 B_{MSY} (0.13 to 0.29) and 0.45 $B_{0.1}$ (0.34 to 0.62 at the 80% confidence level).

The results of this assessment do not capture the full degree of uncertainty in the assessments and stock projections. An important factor contributing to uncertainty is mixing between fish of eastern and western origin. Previous analyses have indicated that stock mixing occurs (tag return information and microconstituents analyses) and that stock assessment results are sensitive to the stock mixing assumptions (e.g., Anon. 2009, Taylor et al. 2011). Based on earlier work, the estimates of stock status can be expected to vary considerably depending on the type of data used to estimate mixing (conventional tagging or isotope signature samples) and stock mixing assumptions. Mixing models will be further investigated prior to the next assessment. Another

important source of uncertainty was recruitment, both in terms of recent levels (which were estimated with low precision in the assessment), and potential future levels (the "low" vs. "high" recruitment hypotheses which affect management benchmarks). Improved knowledge of maturity-at-age can affect the perception of changes in stock size. Finally, the lack of representative samples of otoliths required for determining the catch at age from length samples may result in imprecise age estimates for larger bluefin tuna.

7. Projections

7.1 Projections EBFT

7.1.1 Specifications

Projections were carried out based on the VPA estimates for the run used for the assessment (Run 2), with reported and inflated catches (i.e., catch raised to 50,000 t from 1998 to 2006 and to 61,000 t in 2007, but no inflation of the reported catch since 2008) and the current estimated selectivity pattern as well as the one used in the 2010 assessment. When projecting it is necessary to specify, biological parameters, selectivity pattern (including any modifications due to management measures that may be implemented), recruitment, and any modifications that may be made to circumvent the poorly estimated numbers-at-age for recent year-classes from the VPA. Since for the most recent year-classes in VPA numbers-at-age are poorly estimated, especially for the younger ages (see previous section), the first three ages in the initial population vector (i.e., for 2009, 2010, and 2011) were replaced with a random value from the stochastic recruitment specifications. These values were then projected forward in time accounting for the observed catches and the assumed natural mortality at age. This results in changes to both the number at age in 2012 (i.e., the first projection year) and the fishing mortality-at-age for the replaced three year-classes.

Two hypotheses about the selectivity pattern in the projection period were evaluated, i.e., the current estimated selectivity for reported and inflated catch and, for comparison purposes, the 'perfect implementation' selectivity pattern used in the 2010 projections. The current selectivity pattern was obtained from the geometric mean of the fishing mortality at age for years 2009-2011 and was calculated independently for each bootstrap within Pro2Box. For the calculation of benchmarks and projections based on the 2010 selectivity pattern, the 2009-2011 selectivity pattern was modified by applying a vector (i.e., the ratio of the median selectivities at age from the 2010 and 2012 assessments) to obtain the same selectivities as used in 2010 (**Figure 33**). This shows the selectivity patterns used for calculation of benchmarks and projections, these show the medians (lines) and ± 1 sd (bars). Selectivity is as assumed in the 2010 and 2012 projections for the three recruitment and two catch scenarios.

Biological parameters were based upon the historical VPA values, i.e., natural mortality and proportion mature-at-age varied by age but were time invariant, while weights-at-age in the projections were derived from the average weights-at-age for ages 1 to 9 and the growth curve for the plus group (which allows changes in the mean of weight of the plus-group according to changes in the age composition due to the rebuilding/decline of the SSB).

Three scenarios were evaluated for future recruitment, based on low, medium and high geometric mean levels, corresponding to the periods 1970-1980, 1955-2006 and 1990-2000 years, respectively (a decision that remained unchanged from the 2010 assessment). Updated geometric mean and log-scale standard errors in recruitment were calculated from the median recruitment estimates for VPA run 2 with inflated and reported catch levels. Since the sigma values (standard deviation of log-recruitment deviations) were very low for the high and low recruitment stanzas, the highest sigma across the three scenarios was used for all the projections. Absolute recruitment levels differed very little between Run 2 in the 2012 update and the most similarly configured run (run 15) in the 2010 assessment (**Table 14**).

The 12 projection scenarios therefore comprised: (i) the VPA Run 2 using two assumed historical catch levels (reported and inflated scenarios); (ii) three recruitment levels; and (iii) two anticipated selectivity patterns of the fisheries. These were run for the current quota (12,900 t) and for the 2010 quota (13,500 t) for comparison purposes. Subsequently projections with quotas ranging from 0-30000 t were conducted to create the Kobe matrix.

7.1.2 Results

From the bootstraps analysis and the projections of Run 2, the Group estimated the probability of the stock being in each of the Kobe phase plot quadrants from 2010 to 2022 (three scenarios of recruitment and the two historical catch scenarios combined). The difference in the trajectories of the reported and inflated catch is a function of the selectivity patterns and the recruitment levels, and so also of the benchmarks. Using the selection patterns calculated as in 2010, $B_{F0.1}$ is greater and the stock has to recover to higher absolute levels of biomass to reach the green quadrant. A Kobe pie chart constructed from the proportion of bootstraps that lay in each colored quadrant of the phase plot showed that for 2011 most bootstraps resulted in the yellow quadrant (overfished or overfishing) while a low fraction of the bootstraps are within the red quadrant (overfished and overfishing) or in the green quadrant (neither overfished nor overfishing) (**Figure 34**). The number of occurrence of bootstraps in the green quadrant is higher using the inflated catch scenario while the number of occurrence in the red quadrant is higher using the reported scenario. These results as well as the Kobe phase plot (**Figure 18**) indicate a higher probability to be in an overfished but not-overfishing situation. When these results are projected the proportion of bootstraps in the green quadrant gradually increase while the number of bootstraps in the red quadrant is null after 2012 (**Figure 35**). For the two TACs investigated (12,900 t and 13,500 t) results were very similar with an obvious increase in the time for recovery under a higher TAC.

7.2 Projections WBFT

7.2.1 Methods

Medium projections for the western stock covering the time of the rebuilding plan (to 2019) were made using the PRO-2BOX software contained in the ICCAT Software Catalog. As in 2010, the Group considered the two recruitment scenarios discussed in section 6.2: a low recruitment potential scenario (two-line model) that assumes average recruitment cannot reach the high levels from the early 1970s (ostensibly owing to some unknown change in the environment) and a high recruitment potential scenario that assumes the number of recruits is a Beverton and Holt function of the spawning biomass in the previous year (see **Figure 30**). The Group agreed that there was still no strong evidence to favor one scenario over the other and that they provide reasonable (but not extreme) lower and upper bounds on rebuilding potential.

The projections for the western stock were based on the bootstrap replicates of the fishing mortality-at-age and numbers-at-age matrices for the continuity run (produced by the VPA-2BOX software). The Beverton-Holt stock-recruitment relationship was fitted to each of the bootstrap replicates of spawning stock size and recruitment for the 1970-2007 year-classes by means of maximum likelihood (lognormal error). As in 2010, future recruitment was allowed to deviate from its expectation as a first-order multiplicative (lognormal) auto-correlated process with the standard deviation (σ_R) and autocorrelation (ρ) parameters set equal to the maximum likelihood estimates (mle) for each bootstrap replicate (0.34 and 0.27, respectively).

The 2-line stock-recruitment relationship assumes a linear increase in recruitment from the origin to a “pivot” level of spawning stock size above which recruitment is independent of spawning stock size. The “pivot” spawning stock size was computed for each bootstrap replicate as the mean spawning stock size over 1990-95 (the period that includes the lowest estimates of spawning biomass). The constant level of recruitment was computed for each bootstrap replicate as the geometric mean recruitment over the years 1976-2008, a period over which recruitment was relatively constant. For the 2-line stock recruitment relationship the Group agreed to use an auto-correlated process with the standard deviation (σ_R) set equal to the mle of 0.27 and the autocorrelation parameter (ρ) set equal to the mle of 0.31.

The recruitment estimates from the VPA for 2009-2011 were replaced with values generated from the fitted stock-recruitment relationship underlying the projection (for both low and high recruitment scenarios). Numbers and fishing mortality-at-age for ages 1-3 at the start of 2009 were therefore re-calculated by projecting these generated recruitments forward under the known catches-at-age. The projected partial recruitment (which combines the effects of gear selectivity and availability of fish by age) was calculated from the geometric mean values of fishing mortality-at-age for the years 2008-2010 (rescaled to a maximum of 1.0).

The average age of the plus-group at the start of the projections was computed from the observed average weight of the plus-group in the last year of the VPA by inverting the growth curve. The average age of the plus-group was then updated in subsequent years of the projection and the weight of the plus-group computed from the updated average age by use of the growth curve (as done in 2010). In this way the average weight of the plus-group is allowed to increase with reductions in the fishing mortality rate. The projected catch for 2012 was

assumed to be equal 1,750 t [Rec. 10-03]. For years beyond 2012, projections were continued using various levels of constant catch with the restriction that the fully-selected F was constrained not to exceed 2 yr^{-1} .

Projected spawning stock size was expressed relative to the spawning stock size associated with MSY and $F_{0.1}$ (i.e., B_{MSY} , $B_{0.1}$) for the appropriate recruitment scenario. The B_{MSY} was used as a reference level for rebuilding because it is the target of the current rebuilding program. The Group noted that $F_{0.1}$ is often used rather than F_{MSY} by other stock assessment groups, particularly when the stock-recruitment relationship is poorly known. It should be noted that $F_{0.1}$ is calculated independent of an underlying stock recruitment relationship in VPA-2BOX, and in some cases $F_{0.1}$ can exceed F_{MSY} .

7.2.2 Results

The recruitment expected at B_{MSY} was much lower with the two-line scenario (87,000 t) than with the Beverton-Holt scenario (278,000 t), with correspondingly lower estimates of MSY and B_{MSY} . However, the two-line and Beverton-Holt scenarios predict nearly identical levels of recruitment when spawning stock sizes are low (i.e., between 5,000 and 13,000 t).

Projections of SSB from the base VPA were made through 2019 under constant catches of 0 t to 3500 t in 100 t intervals, with an additional projection at the current TAC of 1,750 t [Rec. 10-03]. The associated benchmarks for the base case are given in **Table 15**. The results assuming low recruitment potential (**Figures 36-38**) indicate there is better than a 60% chance that the stock is currently at or above the convention objective ($B_{\text{MSY}} = 12,900$ t). Accordingly, there is less than a 50% chance of overfishing if catches are maintained at less than or equal to the maximum sustainable yield (2,650 t). The outlook under high recruitment potential (**Figures 38 and 39**) is less optimistic, indicating a stock that is currently overfished and experiencing overfishing.

The median estimates of projected SSB, $\text{SSB}/\text{SSB}_{\text{MSY}}$, F , F/F_{MSY} , F , $F/F_{0.1}$ and recruitment for the high and low recruitment scenarios are shown in **Figures 36** and **37**. Under the low recruitment potential scenario (**Figure 36**) the current TAC will lead to the 2019 SSB being higher than the estimated SSB for 2012. Constant catches at 2000 t would lead to no increase in the SSB in 2019 compared with 2012, while catches above 2,000 t will result in the 2019 SSB being smaller than the 2012 SSB. The high recruitment potential scenario (**Figure 37**) suggests that the western stock will not rebuild by 2019 even with no catch (0 t), although catches of 1,300 t or less are expected to end overfishing in 2013 and initiate rebuilding. At the current TAC of 1,750 t, the high recruitment scenario indicates that the stock is not expected to be rebuilt to SSB_{MSY} before 2050. The Group also noted that the 2012 estimated stock biomass trajectory under the low and high recruitment scenarios is very similar to the results of the 2010 assessment (**Figure 39**). The 2012 assessment indicates a slightly lower level of SSB and SSB relative to MSY between 2014 and 2019. The 60th percentile of projected $\text{SSB}/\text{SSB}_{\text{MSY}}$ and F/F_{MSY} were also computed, and are illustrated in **Figure 38**. The projected stock status under the two recruitment scenarios are more similar when $F_{0.1}$ is used as the management reference (**Figures 36** and **37**), with both indicating that the stock is overfished ($B < B_{F_{0.1}}$) and at or near the overfishing threshold ($F > F_{0.1}$).

The Kobe 2 Strategy Matrices are summarized in **Tables 16-18**. **Table 16** summarizes the chance that various constant catch policies will allow rebuilding under the high and maintain SSB above SSB_{MSY} under the low recruitment scenarios. **Table 17** similarly summarizes the chance that various constant catch policies will end overfishing whereas **Table 18** summarizes the joint distribution ($\text{SSB} > \text{SSB}_{\text{MSY}}$ and $F < F_{\text{MSY}}$). The results are consistent with those discussed above (**Figures 36** and **37**).

One important factor in the recent decline of fishing mortality on large bluefin is that the TAC had not been taken during this time period until 2009, due primarily to a shortfall by the U.S. fisheries (until 2009). Two plausible explanations for the shortfall were put forward previously by the Committee: (1) that availability of fish to the United States fishery has been abnormally low; and/or (2) the overall size of the population in the Western Atlantic declined substantially from the level of recent years. While there is no overwhelming evidence to favor either explanation over the other, the base case assessment implicitly favors the first hypothesis (regional changes in availability) by virtue of the estimated increase in SSB. The decrease indicated by the U.S. catch rate of large fish is matched by an increase in several other large fish indices (see 2012 Bluefin Tuna Executive Summary). Nevertheless, the Group notes that there remains substantial uncertainty on this issue and more research needs to be done.

8. Recommendations

8.1 Research recommendations

- The Group reiterated the importance of getting fishery independent information, through a large-scale tagging program, and developing fishery independent indices of abundance, through aerial surveys, to better track trends in biomass and better estimate fishing mortality rates. Fishery-independent information is furthermore crucial to avoid biases due to management regulations in the models based on catch and CPUE.
- The Group recommended that the new biological information presented in the 2012 assessment meeting and previous meetings, new information coming from GBYP (growth, ageing, maturity, reproduction) and information coming from other ongoing research projects, should be carefully evaluated during a special intersessional meeting proposed for 2013, in order to analyse these new findings that could influence and be used in future Atlantic bluefin tuna stock assessment. This meeting should also the reliability of existing information inputs to stock assessment to advice for the suitability for input to new stock assessment approaches.
- The Group also recommended two modeling meetings, in 2013 and in 2014 to advance assessment methods' refinement for bluefin tuna stocks.
- It was also recommended by the Group that future update of the CPUE indices from the Spanish and Moroccan traps in the Atlantic area of the Strait of Gibraltar explicitly include environmental factors and the length of the fishing season as a variable in the model used for standardization in order to account for the effect of current regulation.
- The Group recommended continuing the analysis of VMS data to get better estimates of the spatial and temporal variations in the fishing effort of the main fleets and to obtain an index of abundance of the Mediterranean PS fleet through state-space modeling.
- The Group also agreed that research on bluefin tuna population structure is also needed to solve key uncertainties in stock assessment. Sampling effort and preliminary analyses that have been performed under the GBYP umbrella should continue.
- The Group reiterated that it is essential to obtain representative samples of otoliths and other tissues from all major fisheries in all areas. Otoliths, spines and vertebrae can be used to provide direct estimates of the age composition of the catch, thus avoiding the biases associated with determining age from size. Moreover, otolith microconstituent data can be very useful to determine stock origin with relatively high accuracy, and thus could be a key factor to improve our ability to conduct mixing analyses.
- The Group recognized the great value of the historical data that has been collected through the GBYP over the last three years. These data should be analysed and validated in the coming year before being integrated in the ICCAT database.
- It was also recommended that the historical catch and effort for the West Atlantic data from the Japanese longline fleet be analyzed by main areas and groups of years that show a consistent effort distribution, rather than considering only catches of bluefin reports. The main areas of interest are the Gulf of Mexico, the waters off Brazil and the Florida-Bahamas areas from 1960 through the 1980s. Special attention should also be given to the South Atlantic, both from an historical and recent perspective.

8.2 Management Recommendations

BFTE

In [Rec. 09-06] the Commission established a total allowable catch for eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna at 13,500 t in 2010. Additionally, in [Rec. 09-06] the Commission required that the SCRS provide the scientific basis for the Commission to establish a three-year recovery plan for 2011-2013 with the goal of achieving B_{MSY} through 2022 with at least 60% of probability.

A Kobe II strategy matrix reflecting recovery scenarios of eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna in accordance with the multiannual recovery plan has been computed for the current quota (12,900 t) and the 2010 quota (13,500 t, **Figure 35**).

The implementation of recent regulations through [Rec. 09-06, and previous recommendations] has clearly resulted in reductions in catch and fishing mortality rates. The Committee notes that maintaining catches at the current TAC (12,900 t) or at the 2010 TAC (13,500 t) under the current management scheme will likely allow

the stock to increase during that period and is consistent with the goal of achieving F_{MSY} and B_{MSY} through 2022 with at least 60% of probability, given the quantified uncertainties. A period of stabilization in the main management regulations of the rebuilding plan would allow the SCRS to better estimate the magnitude and speed of recent trends in F and SSB in the coming years.

BFTW

In 1998, the Commission initiated a 20-year rebuilding plan designed to achieve B_{MSY} with at least 50% probability. In response to recent assessments, the Commission recommended a total allowable catch (TAC) of 1,900 t in 2009, 1,800 t in 2010 [Rec. 08-04] and 1,750 t in 2011 [Rec. 10-03].

The current (2012) assessment indicates similar historical trends in abundance as in previous assessments. The strong 2003 year-class has contributed to stock productivity such that total biomass has been increasing in recent years.

Future stock productivity, as with prior assessments, is based upon two hypotheses about future recruitment: a "high recruitment potential" scenario in which future recruitment has the potential to achieve levels that occurred in the early 1970s and a "low recruitment potential" scenario in which future recruitment is expected to remain near present levels. The results of this assessment have shown that long term implications of future biomass are different between the two hypotheses and the issue of distinguishing between them remains unresolved.

Probabilities of achieving B_{MSY} within the Commission rebuilding period were projected for alternative catch levels (**Table 17** and **Figures 36** and **37**). The "low recruitment potential" scenario suggests that biomass is currently sufficient to produce MSY, whereas the "high recruitment potential" scenario suggests that B_{MSY} has a very low probability of being achieved within the rebuilding period. Despite this large uncertainty about the long term future productivity of the stock, under either recruitment scenario current catches (1,750 t) should allow the biomass to continue to increase. Larger catches in excess of 2,000 t will prevent the possibility of the 2003 year-class elevating the productivity potential of the stock in the future. The Commission may wish to protect the 2003 year-class to enhance its contribution to the spawning biomass. Maintaining catch at current levels (1,750 t) is expected to allow the spawning biomass to increase, which may help resolve the issue of low and high recruitment potential. For example, should the high recruitment hypothesis be correct, allowing substantial increases in spawning biomass should lead to higher recruitment.

As noted previously by the Committee, both the productivity of western Atlantic bluefin and western Atlantic bluefin fisheries are linked to the eastern Atlantic and Mediterranean stock. Therefore, management actions taken in the eastern Atlantic and Mediterranean are likely to influence the recovery in the western Atlantic, because even small rates of mixing from East to West can have considerable effects on the West due to the fact that eastern plus Mediterranean resource is much larger than that of the West.

9. Other matters

Not other matters were discussed.

10. Adoption of the report and closure

The report was adopted.

The Chairman thanked the participants for their hard work.

The meeting was adjourned.

References

- Anon. 1997, Report of the ICCAT SCRS Bluefin tuna Stock Assessment Session (*Genoa, Italy, September 12-20, 1996*). 1996 SCRS Detailed Report on Bluefin Tuna. Collect. Vol. Sci. Pap. 46(1): 1-186.
- Anon. 2009, Report of the 2008 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (*Madrid, Spain, June 23 to July 4, 2008*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64(1): 1-352.
- Anon. 2011a, Report of the 2010 ICCAT Bluefin Data Preparatory Meeting (*Madrid, Spain, June 14 to 19, 2010*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 66(3): 1011-1115.

- Anon. 2011b, Report of the 2010 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (Madrid, Spain, September 6 to 12, 2010). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 66(2): 505-714.
- Baglin, R.E.J. 1982, Reproductive biology of western Atlantic bluefin tuna. - Fishery Bulletin 80: 121-134.
- Bravington, M., and P. Grewe. 2007, A method for estimating the absolute spawning stock size of SBT, using close-kin genetics. Working Document CCSBT-SC/0709/18 CCSBT Scientific Committee meeting. Hobart, Australia
- Chapman, E.W., Jorgensen, C. and Lutcavage, M.E. 2011, Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*): a state-dependent energy allocation model for growth, maturation, and reproductive investment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68: 1934-1951.
- Corriero, A., Karakulak, S., Santamaria, N., Deflorio, M., Spedicato, D., Addis, P., Cirillo, F., Fenech-Farrugia, A., Vassallo-Aguis, R., de la Serna, J.M., Oray, I., Cau, A., Megalofonou, P. and De Metrio, G. 2005, Size and age at sexual maturity of female bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) from the Mediterranean Sea. J. Appl. Ichthyol. 21: 483-486.
- Cort, J.L. 1991, Age and growth of the bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (L.) of the northwest Atlantic. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 35(2): 213-230.
- Diaz, G.A., 2011, A revision of western Atlantic bluefin tuna age of maturity derived from size samples collected by the Japanese longline fleet in the Gulf of Mexico (1975-1980). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 66(3): 1216-1226.
- Fromentin, J-M. 2004. The 2002 size composition of bluefin tuna catches of the French purse seine compared to those of the early 1990s and 2001. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 56(3): 1182-1188.
- Fromentin, J-M., Fonteneau, A. 2001, Fishing effects and life history traits: a case-study comparing tropical versus temperate tunas. *Fisheries Research* 53, 133-150.
- Fromentin, J-M., Powers, J.E. 2005, Atlantic bluefin tuna: population dynamics, ecology, fisheries and management. *Fish and Fisheries* 6, 281-306.
- Goldstein, J., Heppell, S., Cooper, A., Brault, S. and Lutcavage, M. 2007, Reproductive status and body condition of Atlantic bluefin tuna in the Gulf of Maine, 2000-2002. *Marine Biology*, 151: 2063-2075.
- ICCAT, 2012, Report of the Standing Committee on Research and Statistics (SCRS). In report for Biennial Period, 2010-11, Part II (2011) – Vol. 2; 268 pp.
- Mather, F.J., Mason, J.M. and Jones, A.C. 1995, Historical document: life history and fisheries of Atlantic bluefin tuna. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC - 370; 165 pp.
- Neilson, J.D. and Campana, S.E. 2008, A validated description of age and growth of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 75(8): 1523-1527.
- Ortiz, M. and Palma, C. 2011, Summary of comparison and verification of the AGEIT Program for age-slicing of bluefin tuna catch at size (CAS) information. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 66(2): 918-934.
- Restrepo, V.R., Diaz, G.A., Walter, J.F., Neilson, J. Campana, S. Secor, D. and Wingate, R.L. 2011, Updated estimate of the growth of western Atlantic bluefin tuna. *Aquatic Living Resources*, Vol. 23, Issue 04, pp. 335-342.
- Rooker J.R., Alvarado, J.R., Block, B.A., Dewar, H., De Metrio, G., Corriero, A., Kraus, R.T., Prince, E.D., Rodríguez-Marín, E. and Secor, D.H. 2007, Life History and Stock Structure of Atlantic Bluefin Tuna (*Thunnus thynnus*). *Reviews in Fisheries Science*, 15: 265-310.
- Rooker, J.R., Secor, D.H., DeMetrio, G., Schloesser, R., Block, B.A., Neilson, J.D. 2008, Natal homing and connectivity in Atlantic bluefin tuna populations. *Science*, Vol. 322, No. 5902:742-744.
- Taylor, N., McAllister, M., Lawson, G., Carruthers, T., Block, B. 2011, Atlantic Bluefin Tuna: A Novel Multistock Spatial Model for Assessing Population Biomass. *PLoS ONE* 6(12): e27693. doi:10.1371/journal.pone.0027693.

**RAPPORT DE LA RÉUNION D'ÉVALUATION
DE 2012 DU STOCK DE THON ROUGE DE L'ATLANTIQUE**
(Madrid, Espagne, du 4 au 11 septembre 2012)

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

La réunion a eu lieu au Secrétariat de l'ICCAT à Madrid. M. Driss Meski, Secrétaire exécutif de l'ICCAT, a ouvert la réunion et a souhaité la bienvenue aux participants.

Le Dr Clay Porch (États-Unis) et le Dr Jean-Marc Fromentin (UE-France), rapporteurs du Groupe d'espèce sur le thon rouge de l'Ouest et de l'Est respectivement, ont coprésidé la réunion. Le Dr Porch et le Dr Fromentin ont souhaité la bienvenue aux participants de la réunion (le « Groupe ») et ont passé en revue l'ordre du jour qui avait été adopté sans modification (**Appendice 1**).

La liste des participants figure à l'**Appendice 2**. La liste des documents présentés à la réunion est jointe à l'**Appendice 3**.

R

Les participants suivants ont assumé la tâche de rapporteur des divers points du rapport :

| <i>Point (s)</i> | <i>Rapporteur(s)</i> |
|------------------|--|
| 1, 9, 10 | P. Pallarés |
| 3 | C. Porch, J-M- Fromentin |
| 4.1 | J. Neilson, E. Rodríguez-Marín |
| 4.2 | G. Díaz, S. Deguara |
| 4.3 | A. Kimoto, J.M. Ortiz de Urbina, W. Ingram |
| 4.4 | J. Neilson, E. Rodríguez-Marín, M. Lauretta |
| 4.5 | S. Deguara |
| 5 | C. Porch, S. Cadrin, H. Arrizabalaga |
| 6 | M. Lauretta, S. Cass-Calay, C. Porch, J. Walter, S. Bonhommeau, J-M. Fromentin |
| 7 | L. Kell, J. Walter, J.M. Fromentin, M. Lauretta, S. Cass-Calay, C. Porch |
| 8 | C. Porch, J.M. Fromentin |

2. Examen des documents scientifiques présentés au Groupe

Compte tenu de la quantité considérable de documents soumis, il a été décidé de les présenter par groupe et de mener un débat général à la fin de chaque groupe de présentations. Par conséquent, le rapport a été restructuré de sorte que, pour certains points, les résumés des documents ont été présentés en appendice (**Appendice 4**) et seul le débat général a été inclus dans le corps du texte.

3. Examen des programmes de rétablissement pour le thon rouge de l'Atlantique et de la Méditerranée et avis antérieur du SCRS

Les programmes de rétablissement pour le thon rouge de l'Atlantique et de la Méditerranée mis en place par la Commission ont été examinés.

Programmes de rétablissement pour l'Atlantique Est et la Méditerranée. La Recommandation de l'ICCAT pour amender la Recommandation de l'ICCAT visant à l'établissement d'un programme pluriannuel de rétablissement pour le thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée (Rec. 08-05) (qui a remplacé la Recommandation 06-05) prévoyait une période de rétablissement sur 15 ans, à compter de 2007, en vue du rétablissement du stock au niveau de la B_{PME} , avec plus de 50 % de probabilités. Un certain nombre de mesures techniques, y compris une taille minimum, des fermetures de pêcheries et un total des prises admissibles (« TAC »), ont été mises en œuvre dans le cadre du programme, qui prévoit également que le SCRS fasse un suivi et donne un avis à la Commission sur les possibilités que le programme atteigne ses objectifs au moyen des données disponibles. Sur la base des informations disponibles en 2007, le SCRS a signalé qu'en règle générale, les résultats préliminaires indiquent que les mesures adoptées dans le programme avançaient dans la bonne direction, mais qu'il était peu probable qu'elles remplissent intégralement l'objectif du programme, à savoir rétablir le stock au niveau de la production maximale équilibrée (« PME ») en 15 ans, avec plus de 50% de

probabilités. Le SCRS a expliqué que ceci dépend de plusieurs facteurs, notamment de la façon dont les réglementations sont mises en œuvre (y compris une réduction drastique de l'effort de pêche d'ici à 2023) et du recrutement futur. Si la mise en œuvre était parfaite, si le recrutement futur se situait approximativement au niveau des années 90 et si celui-ci n'était pas affecté par le récent niveau de la biomasse reproductrice, on estime qu'il y aurait environ 50 % de probabilités que le stock se rétablisse d'ici à 2023, en appliquant les dispositions de la Recommandation 08-05. Le SCRS a toutefois indiqué qu'une mise en œuvre parfaite était peu probable, étant donné que, même avec une exécution parfaite, il était d'avis qu'il n'était pas possible d'éviter totalement la mortalité par rejets des petits poissons (dépassement de la tolérance) même en réduisant constamment et drastiquement l'effort de pêche pour le ramener à des niveaux très bas en vue d'atteindre les objectifs du programme de rétablissement. Avec d'autres postulats plausibles (soit une mise en œuvre imparfaite, soit un recrutement en baisse par rapport aux niveaux récents au fur et à mesure que diminue la biomasse reproductrice, soit ces deux postulats), les objectifs du programme de rétablissement ne seraient pas atteints sans de nouveaux ajustements. Le meilleur avis du Comité a été de suivre une stratégie de $F_{0,1}$ (ou un autre indice approchant pertinent de F_{PME}) en vue de rétablir le stock, étant donné que cette stratégie semble être bien plus robuste que celle prévue dans la Recommandation 06-05 et possiblement dans la Recommandation 08-05, face à une vaste gamme d'incertitudes entourant les données, l'état actuel et la productivité future. Cette stratégie impliquerait des prises bien plus faibles au cours des prochaines années (de l'ordre de 15.000 t ou moins) mais le bénéfice à long terme pourrait conduire à des prises d'environ 50.000 t avec des augmentations substantielles de la biomasse reproductrice. Pour une espèce ayant une grande longévité, comme le thon rouge, un certain temps (>10 ans) sera nécessaire avant de pouvoir constater ce bénéfice. Le Comité a signalé qu'une réduction globale de l'effort de pêche et de la mortalité était nécessaire pour renverser les tendances actuelles.

En réponse à l'avis fourni par le Comité, la Commission a apporté en 2009 de nouvelles modifications au programme de rétablissement (Rec. 09-06), a fixé un TAC de 13.500 t pour 2010 et a également établi un cadre visant à fixer le futur TAC à des niveaux suffisants pour rétablir le stock à B_{PME} avant 2023, avec au moins 60 % de probabilités. La Commission a, en outre, prié le SCRS de présenter une matrice de stratégie de Kobe II qui refléterait des scénarios de rétablissement pour le thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée qui atteignent B_{PME} , avec des probabilités entre 50 et 90 %, tenant compte de la Résolution 09-12.

La Recommandation supplémentaire de l'ICCAT concernant le programme de rétablissement du thon rouge de l'Atlantique Ouest (Rec. 08-04) prévoit une période de rétablissement de 20 ans, à compter de 1999, dans l'objectif de rétablir le stock au niveau de la B_{PME} , avec au moins 50 % de probabilités d'ici à la fin de la durée du programme (jusqu'en 2018 inclus). Un certain nombre de mesures techniques, y compris des TAC, ont été mises en œuvre dans le cadre de ce programme, qui prévoit également que le SCRS fasse un suivi et donne un avis à la Commission, au moyen des données disponibles, sur les possibilités que le programme atteigne ses objectifs. Sur la base de l'évaluation de l'état du stock de l'Ouest réalisée en 2008 (Anon. 2009) qui indiquait qu'un TAC constant inférieur à 2.100 t pendant la période 2009-2010 produirait des gains dans la biomasse du stock reproducteur (« SSB ») du thon rouge de l'Atlantique Ouest, et compte tenu des nouveaux éléments avancés par le SCRS suggérant que les réglementations actuelles pourraient ne pas suffire pour atteindre les objectifs, la Commission a amendé son programme de rétablissement, de façon à ce que le TAC, rejets morts compris, soit fixé à 1.900 t en 2009 et 1.800 t en 2010.

Le Comité a réalisé une autre évaluation du thon rouge de l'Atlantique en 2010 (Anon. 2011b). Sur la base des résultats, le Comité a conclu que, même si la perspective de l'état du thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée s'est améliorée par rapport aux évaluations antérieures, le stock reste surexploité (il a été estimé que la SSB n'équivaleait qu'à 35 % de la biomasse escomptée dans le cadre d'une stratégie de PME) et fait l'objet de surpêche (le taux de mortalité de 2009 était estimé être supérieur au niveau cible de référence $F_{0,1}$). La Commission avait décidé de réduire le TAC à 12.900 t tous les ans, prenant effet à partir de 2011 et par la suite, jusqu'à ce que le TAC soit changé en suivant l'avis du SCRS (Rec. 10-04). La Commission a également mis en œuvre une série d'autres mesures (notamment des fermetures saisonnières et des limites de taille minimale) et a renforcé plusieurs mécanismes de contrôle afin de veiller à ce que les mesures de gestion soient respectées et afin de garantir la traçabilité de toutes les prises.

Dans le cas du thon rouge de l'Atlantique Ouest, le Comité a signalé que selon le scénario de faible recrutement, le stock se situait au-dessus du niveau de biomasse pouvant permettre la PME, mais que selon le scénario de fort recrutement (selon lequel des productions soutenables plus élevées sont possibles à l'avenir), le stock reste surexploité et la surpêche se poursuivra avec le TAC actuel. Le Comité a également conseillé à la Commission de protéger la forte classe d'âges de 2003 jusqu'à ce que celle-ci arrive à maturité et qu'elle puisse contribuer à la reproduction. En réponse à ce conseil, la Commission a réduit le TAC, le ramenant à 1.750 t au titre de 2011 et 2012 (Rec. 10-03).

4. Résumé des données disponibles pour l'évaluation

4.1 Biologie

Le Groupe a examiné 14 documents de travail décrivant les progrès récents dans les connaissances sur la biologie du thon rouge. L'ensemble des résumés des documents de travail est fourni à l'**Appendice 4**. Un résumé des discussions du Groupe est présenté à ce point.

Outre ces nouvelles contributions, le tableau ci-dessous fournit un résumé des postulats actuels concernant les attributs du cycle vital, tels qu'utilisés dans l'évaluation pour les stocks de l'Atlantique Ouest et de l'Atlantique Est et de la Méditerranée.

| <i>Attribut du cycle vital</i> | <i>Postulat utilisé par le SCRS</i> | <i>Source (veuillez également consulter le Manuel de l'ICCAT)</i> | <i>Remarques</i> |
|--------------------------------|--|--|--|
| Croissance (taille-âge) | Croissance von Bertalanffy Ouest : $K=0,089$; $L_{\infty}=315$ cm; $t_0=-1,13$ Est & Méd. : $K=0,093$; $L_{\infty}=319$ cm; $t_0=-0,97$ | Restrepo <i>et al.</i> (2011) Cort (1991) | Pour l'Ouest, le SCRS a adopté en 2009 la courbe de croissance de Restrepo <i>et al.</i> (2011) et l'évaluation actuelle l'utilise pour le cas de base. |
| Croissance (taille-poids) | Ouest : Des conversions spécifiques à la zone et à la saison sont utilisées. Est & Méd. < 101 cm: $W=2,95 \cdot 10^{-5} \cdot LF^{2,899}$ Est & Méd. > 100 cm: $W=1,96 \cdot 10^{-5} \cdot LF^{3,009}$ | Facteurs de conversion de l'ICCAT Facteurs de conversion de l'ICCAT | L'évaluation de 2008 a mis en lumière la nécessité de revoir les conversions pour l'Ouest. |
| Mortalité naturelle | Ouest – on postule que M est indépendant de l'âge ($=0,14 \text{yr}^{-1}$) Est & Méd. commençant à l'âge 1 : 0,49, 0,24, 0,24, 0,24, 0,24, 0,20, 0,175, 0,15, 0,125, 0,10 | Anon. (1997) | Anon. (1997) Un vecteur spécifique de l'âge pour M est appliqué aux âges 1 à 10+, (Anon. 1997). |
| Longévité | Est : > 20 ans Ouest : 32 ans | Fromentin et Fonteneau (2001) Neilson et Campana (2008) | Sur la base des données de marquage. Sur la base de traces de carbone radioactif. |
| Maturité | Ouest 100% de maturité : Antérieurement à l'âge 8, désormais à l'âge 9 en utilisant le modèle de croissance de Restrepo <i>et al</i> (2011). | Baglin (1982) | Diaz (2011) suggère un âge plus tardif de maturité moyenne (50%) (âge 15-16), mais Goldstein <i>et al.</i> (2007) suggèrent pour l'Ouest un calendrier d'acquisition de la maturité sexuelle asynchrone et une taille plus petite à maturité. Des recherches récentes ont conclu que les poissons arrivaient à maturité à l'âge 5 (SCRS/2012/161). |

| | | | |
|----------------|--|---|--|
| | Est & Méd. 50% de maturité : à l'âge 4 (115 cm / 30 kg). | Anon. 1997 | M50 à 105 cm, (âge 3,5) de Corriero et al. (2005) |
| Zone de frai | Ouest : golfe du Mexique. Est & Méd. : autour des îles Baléares, la mer Tyrrhénienne, le centre de la Méditerranée et la mer Levantine. | De nombreuses sources, cf. Rooker et al. (2007) et Fromentin et Powers (2005) ou Mather et al. (1995) pour révisions. | On a émis l'hypothèse d'autres zones de frai, mais elles n'ont pas encore été démontrées. Veuillez consulter la présentation 2012/149 pour obtenir davantage d'information sur le frai en Méditerranée. |
| Saison de frai | Ouest : d'avril à la mi-juin. Est & Méd. : de la mi-mai à la mi-juillet. | Tel qu'indiqué ci-dessus. | Le calendrier de la saison de frai peut varier d'une année à l'autre en raison de conditions environnementales. |

Biométriques, structure des tailles, ratio des sexes et croissance

Les documents SCRS/2012/104, 105, 128 et la présentation 2012/141 fournissent des relations qui améliorent les facteurs de conversion limités de l'ICCAT et certaines nouvelles estimations de relations taille-poids peuvent modifier considérablement l'estimation des prises en poids de la zone de la Méditerranée. De surcroît, le document SCRS/2012/104 fournit des relations taille-poids à un niveau plus élevé de résolution temporelle (par mois) que les relations antérieures. Cela peut également influencer l'estimation extrapolée du poids de la capture.

Le document SCRS/2012/114 indiquait que la L_{MAX} maximale obtenue lors de l'examen de données disponibles s'élevait à 330 cm et que les courbes de croissance du thon rouge de l'Ouest et de l'Est présentent une $L_{INFINITY}$ qui s'inscrit dans les limites de confiance de $319,93 \pm 11,3$ cm. Les auteurs suggéraient d'avoir recours à la méthode décrite dans le document SCRS/2012/132 afin de reconnaître et de supprimer les données atypiques de la base de données de l'ICCAT. Le Groupe a signalé que le retrait des données atypiques était un processus subjectif et que la présence de spécimens plus grands peut être escomptée compte tenu de la variabilité naturelle de la population.

Les documents SCRS/2012/117 et 128 décrivaient les ratios des sexes du thon rouge de la Méditerranée capturés par les senneurs et par les palangriers sur la base de grands échantillons et ont conclu que les mâles sont majoritaires dans la première et la dernière classe d'âge, tandis que les femelles sont majoritaires dans les classes d'âge intermédiaires.

Mélange et structure du stock

Le document SCRS/2012/101 s'est penché sur le développement de la classe d'âge de 2003. Le Groupe a constaté que la fréquence de tailles des échantillons de 2007 à 2009 présentait une tendance à la baisse pour le stock de l'Ouest et une tendance opposée pour le stock de l'Est. Cela pourrait refléter un changement de l'effort d'échantillonnage, par opposition aux forces relatives de la classe d'âges entre l'Est et l'Ouest. Les auteurs ont convenu que des changements ont été apportés dans la distribution de la pêche de la flottille japonaise (cf. SCRS/2012/130) et qu'il est important de les prendre en compte.

La présentation 2012/142 examinait les prises historiques élevées de thon rouge réalisées au large des côtes du Brésil et se penchait sur l'état des connaissances concernant l'origine de ce stock. Il n'est pas possible de tirer des conclusions définitives sur l'origine du stock à l'heure actuelle, étant donné que les échantillons biologiques n'ont pas encore été localisés, même s'il a été suggéré que ce matériel pourrait figurer dans les archives nationales. Néanmoins, les analyses des schémas de captures mensuels d'autres pêches de l'Atlantique Ouest indiquent que les prises au large du Brésil pourraient provenir du stock occidental. Le Groupe a également fait remarquer que des prises restreintes de thon rouge ont été réalisées récemment dans la même zone que les prises historiques élevées. Il a été suggéré que la collecte d'otolithes ou d'échantillons tissulaires de cette pêcherie ainsi que d'autres pêches menées dans l'Atlantique Sud devrait être une activité prioritaire du GBYP. Le Groupe a souhaité savoir si les PSAT fournissent davantage de connaissances ou d'analyses de parenté que celles réalisées dans des

études sur le thon rouge du Sud (Bravington et Grewe 2007). Cette approche nécessite de nombreux échantillons, mais peut apporter une comparaison orthogonale avec des analyses de microéléments. Le Groupe a rappelé qu'en dépit des déploiements intensifs réalisés dans l'Ouest, il est encore difficile de tirer des conclusions solides sur les lieux de frai. L'approche de marquage génétique peut être utile, car elle permet d'éviter les problèmes de déclaration de la marque.

Le Groupe a constaté que contrairement aux estimations historiques de taux nuls ou très faibles de contribution du stock de l'Est aux reproducteurs du golfe du Mexique (cf. SCRS/2012/155), une estimation de 8,3% ($\pm 4,6\%$ SD) a été réalisée pour la période récente (2009-2010). Cette estimation, reposant sur les analyses chimiques des otolithes, n'était pas statistiquement différente de l'estimation nulle. On s'est demandé si la contribution du stock de l'Est aux reproducteurs du golfe du Mexique serait incompatible avec la séparation génétique entre les deux stocks. Le Groupe a également signalé que l'utilisation d'analyses de stocks mixtes peut engendrer un biais et peut donner lieu à des proportions plus élevées du stock relativement rares lorsqu'il existe des différences importantes de taille des stocks mélangés, comme c'est le cas du thon rouge de l'Atlantique. Dans ces cas-là, il est difficile d'être sûr des niveaux de mélange sans disposer d'une plus grande quantité d'échantillons. Les auteurs ont également précisé que les poissons utilisés aux fins de la détermination des lignes de base du golfe du Mexique et de la Méditerranée avaient entre 14 et 18 mois. On s'est demandé si les poissons pouvaient quitter leur zone de naissance dans cette fourchette temporelle. Les auteurs ont répondu que les mouvements de ce type auraient probablement une incidence sur la variabilité des conclusions, mais non pas nécessairement sur la capacité de résoudre le mélange. Le document SCRS/2012/155 indiquait également que la quantité de spécimens issus du stock de l'Ouest dans la capture des pêcheries occidentales pourrait diminuer au cours du temps, bien qu'il ait été indiqué que les tailles des échantillons étaient réduites. Le Groupe était préoccupé quant à la taille de l'échantillon et a encouragé la poursuite d'analyses d'échantillons historiques. L'intégration de ces résultats aux études de marquage pourrait permettre d'améliorer les connaissances sur les aspects concernant le mélange (veuillez consulter la proposition de travail présentée dans le document SCRS/2012/138). Le document SCRS/2012/156 indiquait qu'en ce qui concerne la classe d'âge de 2003, l'estimation du taux de contribution des spécimens du golfe du Mexique s'élevait à $49,2\% \pm 13,2\%$ SD, ce qui témoigne de contributions importantes des deux régions natales.

Le document SCRS/2012/152 présentait les premiers résultats sur l'origine natale de 470 spécimens adultes et juvéniles de thon rouge capturés dans le golfe de Gascogne entre 2009 et 2011. Les estimations de la vraisemblance maximale des proportions de l'origine indiquaient qu'une grande partie (95-100%) des thons rouges capturés dans le golfe de Gascogne était originaire de la Méditerranée. Néanmoins, il a été observé que les spécimens présentant les valeurs $\delta^{18}\text{O}$ les plus décimées ont tous été capturés pendant des périodes similaires, ce qui donne à penser que des pics intermittents de migration d'Ouest vers l'Est peuvent avoir lieu, mais ces migrations ne sont pas quantifiées et n'impliqueraient qu'une quantité relativement faible de poissons. Le Groupe a signalé que la taille de l'échantillon n'était pas suffisante pour quantifier la variation interannuelle et qu'il serait nécessaire de réaliser davantage d'observation afin d'étayer l'interférence du recrutement intermittent transatlantique. Il a été observé que l'hypothèse selon laquelle la migration intermittente transatlantique de juvéniles avait déjà été avancée dans des études sur le marquage conventionnel (Rooker et al. 2007). Cette hypothèse, si elle est confirmée, ne devrait avoir qu'une incidence mineure pour l'évaluation du stock de l'Est, mais pourrait avoir un effet plus important pour l'évaluation du stock de l'Ouest.

Reproduction/maturité/études larvaires

Le document SCRS/2012/161 présentait de nouvelles informations sur la maturité sexuelle et reproductive de 529 spécimens de thon rouge échantillonnés entre 2004 et 2010 dans des zones de fourrage de l'Atlantique Nord-Ouest au large de la Nouvelle-Angleterre et du Canada ainsi que des spécimens d'âge 0 de Virginie. L'étude indiquait que les spécimens mesurant au moins 134 cm étaient arrivés à maturité, ce qui est contraire au postulat actuel du SCRS. Le Groupe a discuté des biais potentiels liés au mélange de poissons provenant de l'Est. L'auteur de la présentation a répondu que l'origine natale n'avait pas encore été déterminée. Le Groupe a toutefois rappelé que les données existantes sur l'origine natale des régions mentionnées dans le document SCRS/2012/161 indiquaient que les poissons proviennent principalement du stock de l'Ouest (Rooker et al. 2008). Le Groupe a également mentionné le travail de Mather et al. (1995) qui faisait état de résultats conformes à l'étude actuelle selon laquelle les poissons sont matures à l'âge de 5 ans.

Le document SCRS/2012/115 décrivait les prospections MEDIAS réalisées en juin et juillet pendant le pic de la saison du frai en Méditerranée, le meilleur moment pour échantillonner des larves de thon rouge dans la mer des Baléares. Ces prospections ont été réalisées de 2009 à 2011 et poursuivaient une prospection antérieure réalisée de 2001 à 2005. Une prospection plus complète couvrant les périodes de pics de reproduction a été réalisée en

2012. Le Groupe reconnaît l'importance des prospections indépendantes des pêcheries telles que celle-ci qui permettent de fournir des informations d'importance sur la distribution larvaire et l'abondance.

Documents généraux sur la biologie

Les principaux résultats des recherches menées dans le cadre du volet « Échantillonnage biologique et analyses » du programme GBYP ont été présentés au Groupe. Bien que le Groupe n'ait pas disposé de suffisamment de temps pour examiner les résultats, les progrès réalisés semblent considérables (par exemple, les résultats concernant la structure du stock et les estimations directes des âges).

Le Groupe a recommandé que les nouvelles informations biologiques présentées dans la présente section soient examinées avec soin pendant une réunion intersession extraordinaire qu'il a été proposé de tenir en 2013 afin de valider la méthodologie et d'évaluer son influence sur l'évaluation du stock.

4.2 Statistiques de capture et autres statistiques halieutiques

4.2.1 Prises de l'Atlantique Est et de la Méditerranée

Prises nominales et tendances des pêcheries

Les statistiques de capture de la Tâche I (prise nominale et caractéristiques des flottilles) et de la Tâche II (prise et effort, fréquences de taille et prise par taille) déclarées par les CPC de l'ICCAT jusqu'en 2011 y compris ont été fournies au Groupe pendant la réunion. Les données de Tâche I de l'UE-Espagne n'étaient pas disponibles au moment de l'évaluation et des estimations provisoires ont été fournies par des scientifiques de l'Union européenne pendant la réunion.

Les prises révisées annuelles nominales de thon rouge (Tâche I) de 1950 à 2011 ont été présentées par le Secrétariat et sont résumées dans le **Tableau 1**. La **Figure 1** présente la distribution spatiale des prises de thon rouge (1950-2009) par engin et décennie. Les **Figures 2** et **3** font apparaître les prises annuelles déclarées de thon rouge par zone et engin principal.

Les prises déclarées dans l'Atlantique Est et la Méditerranée ont atteint un maximum de plus de 50.000 t en 1996 ; elles ont ensuite diminué considérablement, se stabilisant autour des niveaux du TAC établis par l'ICCAT. (Le **Tableau 1** fait apparaître les prises totales, la **Figure 2** illustre les prises totales par zone et la **Figure 3** les prises totales par engin). L'augmentation et la diminution ultérieure de la prise déclarée ont essentiellement eu lieu dans le cas de la Méditerranée (**Figure 2**). L'information disponible montrait que les prises de thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée ont été gravement sous-déclarées de 1998 à 2007. Les activités d'élevage menées en Méditerranée depuis 1997 ont produit un grand changement dans la stratégie de pêche des senneurs et ont donné lieu à une détérioration de la prise par taille du thon rouge. Les données de prise déclarée par pays et zone de pêche (Tâche I), au titre de 2008 et 2009, ont été examinées pendant la réunion.

Prise par taille (« CAS ») et prise par âge (« CAA »)

Le schéma de substitution pour les tailles et la CAS faisant défaut a été examiné et adopté pendant la réunion de préparation des données sur le thon rouge de 2010. Le Secrétariat a présenté les tableaux de substitution de la CAS mise à jour en 2010 (**Tableaux 2, 3 et 4**). Lors de la présente réunion, les changements suivants apportés à la CAS ont été adoptés :

1. Ajout des données de tailles pour le Mexique au titre de 2010 et 2011 fournies par les scientifiques pendant la réunion.
2. Après avoir examiné les données de tailles de 2011 de la Turquie, il a été recommandé de ne pas utiliser ces données pour estimer la CAS, car celles-ci constituent des échantillons provenant des fermes présentant une fréquence de tailles très différente. Le Groupe a donc décidé d'utiliser la substitution de tailles de 2009/2010 (senneurs de UE-France).

Le Groupe a examiné le système de substitution utilisé dans le cadre de la réunion de 2010 de préparation des données sur le thon rouge (Anon. 2011a). Le niveau de substitution reste élevé, notamment pour les pêcheries de senneurs de la Méditerranée (au cours des deux dernières décennies, substitution de 30 % dans l'unité de l'Atlantique Est et de 70 % dans l'unité de la Méditerranée, SCRS/2010/119). Il a été fait remarquer que dans le

cas de l'Ouest, l'échantillonnage de tailles est de bien meilleure qualité, de plus les pêcheries et les CPC les plus importantes ont fourni des échantillonnages de taille ou des données de la CAS. Certaines analyses ont été présentées pendant la session d'évaluation des stocks et ont souligné la présence de graves insuffisances dans les données dont dispose le Groupe pour estimer à la fois la CAS et la CAA (SCRS/2012/116). La plupart de ces problèmes découlent du faible nombre d'échantillons de taille, ce qui donne lieu à des niveaux élevés d'extrapolation et de substitution entre les années, les flottilles et les zones. À titre d'exemple, depuis la fin des années 90, il n'est pas possible d'obtenir des échantillons de taille des senneurs méditerranéens en raison de l'élevage. Des progrès ont été réalisés au cours des dernières années, mais des informations actuelles étant composées des poids individuels après l'élevage restent encore trop incertaines pour être utilisées au sein des modèles d'évaluation du stock. C'est pourquoi la CAS est actuellement obtenue à partir des informations consignées dans les livres de bord, en transformant rétrospectivement le poids moyen en taille (Fromentin, 2004). Cette méthode est appliquée à une seule flottille et cette information sur les poids moyens est ensuite utilisée pour extrapoler toutes les flottilles de senneurs de la Méditerranée. Par conséquent, la CAS résultante présente une distribution de tailles dans laquelle la structure par âge des cohortes est estompée dans les prises. Ces erreurs importantes dans la CAA affectent fortement les performances de la VPA (voir point 5 ci-dessous). En ce qui concerne la substitution, les mêmes normes ont été appliquées pour les dernières années, à savoir 2010 et 2011. La conversion de la CAS en CAA utilise la même procédure de découpage des âges et les mêmes algorithmes utilisés et adoptés lors de l'évaluation de 2010 (Ortiz et Palma, 2011).

Le document SCRS/2012/116 présentait un examen des données de taille disponibles dans la base de données de l'ICCAT ainsi que des données de tailles obtenues dans le cadre du GBYP. Le document parvient à la conclusion que les distributions de fréquences de tailles variaient statistiquement selon l'année, le mois, l'engin et la flottille. Par conséquent, l'échantillonnage de tailles ou la CAS devraient être fournis selon ce niveau de stratification. Il a également été conclu qu'il n'existe pas de différences entre les échantillons de fréquence des tailles obtenus dans le cadre du GBYP et les échantillons disponibles dans la base de données de l'ICCAT. Il a été finalement recommandé qu'il sera nécessaire, si des échantillons de tailles vont être utilisés directement comme données d'entrée de modèles intégrés, tels que les modèles statistiques de prise, de les examiner en collaboration avec les scientifiques des CPC afin de dissiper les doutes entourant certaines séries figurant dans la base de données de taille de l'ICCAT. Le Groupe a recommandé que ce nouveau matériel, dont une partie est déjà disponible, soit analysé à court terme afin de comprendre les implications des données et de déterminer la façon dont elles peuvent être utilisées lors de la prochaine évaluation du stock de thon rouge du SCRS.

Le document SCRS/2012/109 analysait la façon dont la mise en œuvre de mesures réglementaires du programme de rétablissement pour le thon rouge de l'Atlantique en 2007 a donné lieu à des changements de la stratégie de pêche des canneurs opérant dans le golfe de Gascogne en raison des conditions du marché. Les résultats indiquaient que la CAS, depuis la mise en œuvre de mesures réglementaires du programme de rétablissement en 2007, comprenait une plus grande proportion de spécimens plus âgés que lors de la période précédente. Cette tendance est apparue plus clairement lorsque les spécimens d'âge 1 ont été exclus de l'analyse. Un signal de forte classe d'âge provenant des cohortes de 1994 et 2003 a été observé dans les séries de données, mais ce signal n'expliquait pas la tendance générale des cinq dernières années.

Le document SCRS/2012/130 présentait un aperçu général du mode opérationnel, de la taille de la pêche, des tendances de la prise totale et de l'effort et de la prise par unité d'effort (« CPUE ») nominale de la pêcherie palangrière japonaise dans l'océan Atlantique ciblant le thon rouge et couvrant la période comprise jusqu'en décembre 2011. Tant dans l'Atlantique Ouest que dans l'Atlantique Est, les zones récentes de pêche de thon rouge ont varié et/ou ont été considérablement réduites, en raison de l'introduction du régime de quota individuel pour les palangriers japonais. Dans le cas de l'Atlantique Est, les palangriers japonais opéraient presque uniquement dans l'Atlantique Nord-Est (Nord de 40N). La prise totale réalisée dans l'Atlantique Ouest a été relativement stable et s'est située entre 280 et 420 tonnes au cours des cinq dernières années, alors que les prises réalisées dans l'Atlantique Est ont connu une baisse considérable, passant de 2.200 à 1.100 t, comme suite aux réductions du quota national. Les CPUE nominales de l'Atlantique Ouest fluctuent considérablement depuis la saison de pêche de 2007, dégageant des valeurs considérablement élevées pour les années de pêche 2007, 2009 et 2011, bien qu'une forte tendance ascendante ait été observée depuis la saison de pêche 2009 dans l'Atlantique

Estimation du nombre et du poids des poissons capturés à la senne

Le document SCRS/2012/135 présentait une comparaison des prises de thon rouge des senneurs réalisées en 2012 dans la mer Adriatique et les prises réalisées entre 1999 et 2011. L'étude a confirmé que les poissons capturés pendant les deux périodes étaient principalement des poissons d'âge 2, avec des pourcentages plus restreints de poissons d'âges 3 et 4.

Plusieurs documents présentaient les résultats des études pilotes requises aux termes du paragraphe 87 de la Recommandation 10-04. Les résultats des études menées en Turquie ont été déclarés dans le document SCRS/2012/052. Les essais portaient sur l'utilisation de caméras stéréoscopiques afin de mesurer la taille des poissons mis en cage et pendant le transfert vers une autre cage par l'intermédiaire d'un tunnel avant la mise à mort des spécimens afin de comparer les tailles et les poids estimés à partir des mesures de tailles de la caméra stéréoscopique aux mesures de tailles et de poids des poissons mis à mort. Les auteurs ont confirmé l'utilité des caméras stéréoscopiques pour comptabiliser et mesurer le thon rouge et ont formulé plusieurs recommandations visant à améliorer l'efficacité et la précision du système de caméra stéréoscopique. Le Groupe a constaté quelques différences des tailles moyennes déterminées par les caméras stéréoscopiques, mais les auteurs n'étaient pas présents pendant la réunion pour fournir les éclaircissements nécessaires.

Le document SCRS/2012/136 présentait un travail similaire réalisé en Croatie. Le système de caméras stéréoscopiques a été appliqué à l'endroit du premier transfert dans la cage de la ferme (élevage). La taille et le poids de plusieurs poissons mis à mort, ainsi que de ceux de plusieurs poissons morts pendant le transfert, ont été consignés et comparés aux tailles et aux poids déterminés au moyen du système de caméras stéréoscopiques. Sur la base de l'analyse des erreurs de mesure, les auteurs ont conclu que des travaux supplémentaires sont requis pour améliorer davantage la précision de la mesure avec la caméra stéréoscopique et mieux définir les modèles mathématiques utilisés pour convertir la taille mesurée en poids.

Une approche alternative de mesure du thon rouge a été présentée dans le document SCRS/2012/133 utilisant la combinaison d'une seule caméra et de différents systèmes acoustiques pendant le transfert de thon rouge d'une cage à l'autre. Les auteurs décrivaient les différentes possibilités d'équipement disponible pour appliquer cette technique et les considérations pratiques qui ont été prises en compte et qui devraient être étudiées plus en profondeur afin d'améliorer la précision du système.

Le Groupe a constaté que des progrès sont réalisés au niveau de l'application pratique de techniques alternatives, telles que l'utilisation de la caméra stéréoscopique, pour compter et mesurer la taille des thons rouges mis en cage. Il a été signalé qu'un certain nombre de facteurs pourraient affecter la précision des mesures réalisées par les caméras stéréoscopiques, notamment les conditions de clarté, les conditions météorologiques générales, la distance par rapport aux poissons qui sont mesurés et l'angle de la mesure par rapport à la position des poissons. Il a été commenté que l'état des poissons peut également se détériorer entre le moment de la capture et la mise en cages réelle. Il a été souligné qu'il était important d'utiliser les relations taille/poids correctes pour convertir en poids les tailles mesurées au moyen de la caméra stéréoscopique et il a été suggéré de réaliser des essais sur le terrain afin de déterminer les équations adéquates. Le Groupe était d'avis que, même si des erreurs mineures apparaissent dans les déterminations de la taille, la technologie devrait être améliorée pour passer de la phase d'étude pilote à la mise en œuvre complète. La tenue d'une réunion d'un groupe de travail en 2013 a été proposée afin de déterminer les procédures que les CPC devraient suivre pour utiliser la caméra stéréoscopique. Néanmoins, le Groupe a également souligné que les prises de mesure réalisées actuellement au moyen des caméras stéréoscopiques étaient très encourageantes et peuvent fournir une plus grande précision de la CAS des flottilles de senneurs. Étant donné que les échantillons de tailles au moment de la capture sont toujours nécessaires, le Groupe a souligné l'importance d'utiliser des systèmes de caméras stéréoscopiques ou toute autre technique alternative pouvant apporter une précision équivalente afin de réunir des informations sur la taille des fermes opérant l'année prochaine.

Le document SCRS/2012/125 présentait une analyse des données VMS réalisée par le Secrétariat. Le Groupe a souhaité savoir si tous les navires ICCAT opérant en Méditerranée étaient équipés de VMS étant donné que les données VMS et les taux de capture de navires peuvent être utilisés pour estimer les prises totales. Le Secrétariat a indiqué qu'il n'est actuellement pas possible d'associer les données VMS aux prises des navires individuels. Le Groupe a souligné l'utilité potentielle d'associer les données VMS et de capture. Le Secrétariat a également fait savoir au Groupe que les navires ICCAT opérant en Méditerranée sont tenus de fournir une « déclaration d'activité » et que dans certains cas cette information n'était pas disponible, ce qui compliquait encore plus l'estimation de l'effort total de pêche. De manière générale, la grande utilité des données VMS et la haute qualité de l'analyse réalisée par le Secrétariat ont fait l'objet d'un large consensus au sein du Groupe et il a été recommandé que ce type d'analyse soit poursuivi à l'avenir.

Le document SCRS/2012/148 présentait une mise à jour des séries de CPUE de Balfego et se penche sur des corrélations entre les taux de capture des pêcheries ciblant les stocks de l'Atlantique Ouest et Est et de la Méditerranée. Le Groupe a convenu que la corrélation établie dans la série de CPUE entre la pêcherie réalisée dans le golfe du Saint-Laurent et certaines pêcheries ciblant le thon rouge de l'Est fournissait un résultat inattendu, notamment compte tenu du fait qu'il a été décrit que la prise réalisée dans le golfe du Saint Laurent

était composée entièrement de poissons provenant du golfe du Mexique. En général, le Groupe a traité avec prudence l'interprétation des résultats de la corrélation. À titre d'exemple, la corrélation établie entre certaines pêcheries du stock de l'Est et certaines pêcheries du stock de l'Ouest peuvent être le fait de réponses de recrutement simultanées aux signaux environnementaux. Le Groupe a débattu du résultat qui présentait une corrélation négative entre les pêcheries du golfe du Saint-Laurent et celles réalisées au large des côtes du Nord-Est des États-Unis. Le Groupe s'est penché sur la question de savoir s'il s'agissait d'un résultat inattendu étant donné qu'il était considéré que ces deux séries de CPUE représentaient les âges 8-9 du stock de l'Ouest. Néanmoins, ce résultat particulier peut s'expliquer par des changements de la distribution spatiale des spécimens adultes, ou de certaines classes d'âges apparaissant tout au long de la série temporelle examinée. Le Groupe a également discuté de l'auto-corrélation et des tests multiples, mais l'auteur a indiqué que l'auto-corrélation n'avait été établie que dans le cas des pêcheries des madragues. En général, il a été convenu que compte tenu de l'ampleur observée du mélange entre les stocks de l'Est et de l'Ouest, il n'est pas surprenant que certaines séries de CPUE présentent des corrélations positives.

4.2.2 Atlantique Ouest

Prises nominales et tendances des pêcheries

La prise totale pour l'Atlantique Ouest a atteint le niveau record de 18.671 t, en 1964, ce qui était principalement le fait de la pêcherie palangrière japonaise ciblant de grands poissons au large du Brésil à partir de 1962 et de la pêcherie de senneurs des États-Unis ciblant des poissons juvéniles (**Tableau 1**). Les prises ont brutalement chuté par la suite avec l'effondrement de la pêcherie palangrière de thon rouge au large du Brésil en 1967 et le déclin des prises des senneurs, mais elles ont de nouveau augmenté pour s'établir en moyenne à plus de 5.000 t dans les années 1970, en raison du développement de la flottille palangrière japonaise dans l'Atlantique Nord-Ouest et dans le golfe du Mexique et d'une augmentation de l'effort des senneurs ciblant de plus grands poissons destinés au marché du sashimi.

De manière générale, la prise totale pour l'Atlantique Ouest, rejets compris, est relativement stable depuis 1982 en raison de l'imposition de quotas. Toutefois, suite à un niveau de prise totale de 3.319 t en 2002 (le plus élevé depuis 1981), la prise totale dans l'Atlantique Ouest a constamment baissé et a atteint 1.638 t en 2007 (**Figures 4 et 5**), soit le niveau le plus bas depuis 1982, avant de remonter à 1.986 t en 2011, ce qui dépasse le TAC de 1.750 t. La diminution antérieure à 2009 était surtout due aux réductions considérables des niveaux de capture des pêcheries des États-Unis.

Canada. Les pêcheries canadiennes de thon rouge opèrent actuellement dans plusieurs zones géographiques au large de la côte atlantique de juillet à novembre, lorsque les thons rouges ont migré vers les eaux canadiennes. La distribution spatiale des pêcheries canadiennes n'a pas considérablement changé, mais on a signalé de façon anecdotique la présence de thonidés dans des zones où ils n'avaient pas été observés depuis de nombreuses années (à titre d'exemple, la Baie des Chaleurs, à l'Ouest du golfe du St Laurent). Les prises de 2007 à 2011 (incluant les rejets morts déclarés) s'élevaient à 491, 576, 533, 530, et 510 t respectivement. La prise de 2006 a été la prise la plus élevée jamais déclarée depuis 1977. Les débarquements de 2011 ont été réalisés à la canne et moulinet, à la ligne surveillée, à la palangre, au harpon et à la madrague.

États-Unis. En 2002, les prises (débarquements et rejets) des navires américains pêchant dans l'Atlantique Nord-Ouest (y compris dans le golfe du Mexique) ont atteint 2.014 t de thon rouge, le niveau le plus haut depuis 1979. Toutefois, entre 2003 et 2008, les prises ont chuté de façon précipitée et les États-Unis n'ont pas capturé leur quota en 2004-2008, avec des prises de 1.066, 848, 615, 858 et 922 t, respectivement. Les prises ont augmenté en 2009 et s'élevaient entre 2009 et 2011 à 1.273, 925 et 884 t respectivement (rejets morts déclarés y compris). Les prises de 2011, rejets morts compris, par engin se composaient de la manière suivante : 70 t capturées au harpon, 231 t à la palangre et 583 t à la canne et moulinet et à la ligne à main.

La pêcherie de thon rouge des États-Unis continue à être réglementée par des quotas, des saisons, des restrictions d'engins, des limites de capture par sortie et des limites de taille conçues pour se conformer aux recommandations de l'ICCAT et aux réglementations nationales. Le Groupe a discuté de la possibilité que ces mesures réglementaires influencent les perceptions de l'abondance, notamment lorsqu'il y a des changements ou des tendances dans les mesures. Un résumé de la façon dont ces mesures ont changé dans le temps est donc présenté ci-après.

L'allocation de thon rouge des États-Unis est sous-divisée entre les groupes de pêcheurs commerciaux et récréatifs, généralement par type d'engin. Les armateurs doivent sélectionner une catégorie de permis spécifique

qui régit leurs pratiques de pêche autorisées tout au long de l'année calendaire. Outre les allocations de quotas, des contrôles de l'effort particuliers sont également institués pour les navires récréatifs et commerciaux (y compris sous affrètement). Jusqu'en 2011 inclus, la limite de rétention journalière pour les navires employant un engin à main commercial peut être ajustée entre 0 et 3 thons rouges mesurant plus de 185 cm CFL (longueur courbée à la fourche) ; depuis 2006, celle-ci est généralement établie à trois spécimens en raison de la disponibilité limitée des poissons de cette classe de taille. Pour les pêcheurs récréatifs, les limites journalières et annuelles peuvent être ajustées pour permettre la rétention de certaines classes de taille de poissons par saison, zone et type de navires (privés par opposition à affrétés). Avant 2006, les limites de rétention de la pêche récréative ont considérablement varié en fonction des saisons et également en fonction des navires privés ou affrétés (c'est-à-dire qu'en 2003, les limites incluaient six thons rouges mesurant 69-185 cm CFL pour les pêcheries récréatives à la fois pour les navires privés et affrétés, tandis qu'en 2004, ces limites ont été ramenées à deux thons rouges pour les navires privés et trois thons rouges pour les navires affrétés au cours de fractions de la saison de pêche). En 2006, les limites de rétention ont été considérablement réduites pour tous les navires pêchant de façon récréative des thons rouges mesurant entre 69 et 119 cm CFL, afin d'éviter de dépasser le seuil de tolérance de l'ICCAT de thon rouge mesurant moins de 115 cm CFL. Depuis 2006, des mesures de gestion et des limites récréatives plus strictes demeurent en place pour la pêcherie récréative, les efforts s'étant récemment concentrés sur des débarquements limités de thons rouges de taille moyenne (119-185 cm) à des fins de gestion nationale. On a à cet égard pris note, en particulier, des mesures de gestion au titre de 2010-2011 interdisant les débarquements récréatifs de poissons de 144-175 cm LF (longueur à la fourche) pendant la saison de pêche principale, ce qui a eu un effet sur la cohorte de 2003 pendant ces années.

Ces mesures de gestion pourraient avoir des impacts sur la CAA qui sont quelque peu indépendantes de la disponibilité. Pour les indices d'abondance utilisés pour calibrer les modèles appliqués à la CAA (et qui visent donc, en partie, à contrebalancer ces impacts), les changements potentiels du comportement de pêche et les préférences pour cibler des classes de tailles spécifiques de thon rouge sont pris en compte de plusieurs manières, ce qui inclut la restriction des observations aux sorties qui ciblent activement chaque classe de taille spécifique, l'enregistrement des captures spécifiques aux classes de taille, l'ajout des poissons relâchés et l'ajout des mesures de gestion comme facteurs de standardisation.

Japon. Le Japon utilise l'engin de palangre pour capturer le thon rouge dans l'océan Atlantique. Après 2009, le nombre de navires se livrant à la pêche de thon rouge dans l'Atlantique Ouest a été ramené à moins de 10 embarcations. Les récentes captures dans l'Ouest (environ 280-420 t au cours de l'année de pêche japonaise) ont fluctué, probablement en raison des réglementations de gestion. Les zones de pêche récentes de thon rouge ont changé et/ou ont été réduites considérablement suite à la mise en place depuis 2009 du régime de quota individuel pour les palangriers japonais opérant dans l'Atlantique Ouest. La pêche de thon rouge dans l'Atlantique Ouest démarre généralement au début du mois de décembre. Néanmoins, cette activité de pêche a commencé plus tôt dans la zone du Nord-Ouest au cours des dernières années et quelques pêcheurs ont opéré dans une zone située au Nord et à l'Est de la Floride/du banc des Bahamas (zone méridionale ICCAT BF55/zone septentrionale ICCAT BF61) entre les mois de décembre et février si le navire disposait encore de quota. Dès que le quota de chaque navire est atteint, celui-ci met fin à ses activités de pêche. La prise de thon rouge de l'Atlantique Ouest réalisée par la flottille palangrière japonaise s'est élevée à 353 t en 2010 et à 578 t en 2011.

Prise par taille (CAS) et prise par âge (CAA)

Comme il a été antérieurement noté, la CAS et la CAA pour l'Atlantique Ouest ont été générées comme cela était décrit dans les documents SCRS/2010/119 (révisé) et (Ortiz et Palma, 2011), les résultats étant illustrés à l'**Appendice 6** sur les valeurs d'entrée de la VPA. Les résultats du langage R AgeIT ont également été utilisés pour produire une CAA partielle correspondant à certains indices avec des restrictions sur les tailles et les mois, processus qui a été facilité par le nouveau logiciel.

Le document SCRS/2012/119 apporte une réponse à la Recommandation 10-03 en ce sens où il analyse la production et les reproducteurs par recrue pour évaluer l'efficacité des limites actuelles de taille applicables aux pêcheries aux fins de la conservation et du rétablissement de la biomasse du stock reproducteur ainsi que des commentaires sur des approches alternatives. Le Groupe a souhaité en savoir plus sur le postulat de la mortalité suivant la remise à l'eau (qui s'élève à 20 % des poissons débarqués) utilisé par les auteurs concernant la pêche à la canne et au moulinet des États-Unis de petits poissons, à savoir des thons rouges de < 145 cm LF, portant le code RRFS dans la base de données de l'ICCAT. Il a été fait remarquer que le postulat minimum correspondait à une mortalité suivant la remise à l'eau de 16 %, ce qui dépasse la mortalité de 5 % estimée pour la pêcherie récréative du Canada. Les auteurs ont précisé que l'estimation de 5 % se rapporte à des thons rouges de plus grande taille (400 kg) capturés dans les eaux plus froides dans le cadre de la pêcherie récréative du golfe du

Saint-Laurent. La fourchette de valeurs explorées ne tenait pas compte de la proportion de poissons remis à l'eau dans le cadre de la pêcherie et de plus il n'existe pas d'éléments de preuve empiriques étayant les valeurs postulées. Néanmoins, étant donné que la proportion observée de poissons remis à l'eau dans le cadre de la pêcherie des États-Unis entre 2002 et 2011 oscillait entre 1/4 et 3 fois le volume de poissons débarqués, il semble qu'il s'agisse d'impacts potentiels associés à cette pêcherie. Les auteurs ont indiqué que certains postulats formulés dans leurs analyses étaient quelque peu arbitraires, notamment les postulats de la mortalité suivant la remise à l'eau par rapport à la mortalité débarquée. Le Groupe a également constaté que les résultats étaient probablement sensibles aux postulats qui sous-tendent la mortalité naturelle. Par conséquent, les auteurs ont procédé à des calculs supplémentaires utilisant le postulat de M (supérieur) pour l'Atlantique Est et la Méditerranée. Tel qu'escompté, la production par recrue et la SSB par recrue étaient approximativement deux fois moins élevées, mais les différences relatives entre les diverses sélectivités étaient très semblables. Le Groupe a reconnu que la production par recrue et la SSB par recrue pouvaient être améliorées selon différents schémas de sélectivité, mais a également reconnu que les modifications que cela entraînerait pour l'allocation peuvent ne pas être faciles à résoudre. Le Groupe a recommandé que de nouvelles études sur la mortalité suivant la remise à l'eau devraient être réalisées, notamment pour d'autres groupes de taille et d'autres zones.

Le document SCRS/2012/163 présentait une analyse de la prise accidentelle de thon rouge de la flottille de palangriers battant le pavillon mexicain opérant dans le golfe du Mexique et ciblant l'albacore entre 1994 et 2011. Le Groupe a fait remarquer que la distribution de la fréquence de tailles du thon rouge capturé accidentellement par la flottille palangrière du Mexique dans le golfe du Mexique présentait des petits poissons mesurant 115 cm LF. Aucun poisson de si petite taille n'a été observé dans les captures de la flottille palangrière pélagique des États-Unis opérant dans le Nord du golfe du Mexique. Les captures de thons rouges des États-Unis sont presque entièrement composées de poissons > 170 cm LF. Un examen de la fréquence de tailles des prises mexicaines par zone a fait apparaître que les prises des navires mexicains opérant dans la zone centrale du golfe du Mexique présentent une composition de tailles semblable aux prises des navires sous pavillon des États-Unis alors que les prises réalisées dans la région méridionale du golfe du Mexique et plus près de la côte contenaient des thons rouges de plus petite taille. Bien que la taille de l'échantillon soit relativement réduite dans les données mexicaines (757 poissons capturés sur une période plus de 18 ans), le Groupe a convenu que les données mettaient deux faits importants en lumière : 1) la présence de thons rouges mesurant 115 cm et 2) le fait que des thons rouges de différentes tailles sont présents dans différentes zones du golfe du Mexique, ce qui avait déjà été observé dans la mer Méditerranée. L'auteur a indiqué que la proportion de thon rouge < 170 cm LF dans les prises s'élevait à 4 %. Le Groupe a également indiqué que les poissons de petite taille observés dans les prises mexicaines correspondaient à des poissons d'âge 4. De plus, il a été noté que les données mexicaines pourraient être utilisées pour élaborer une série de CPUE qui serait employée dans de futures évaluations de stocks. Le Groupe a reconnu l'importance de ces conclusions et a recommandé de recueillir davantage de données sur le thon rouge provenant de la pêcherie palangrière mexicaine ainsi que de compléter les études sur la maturité et le marquage électronique en y incluant les poissons capturés dans le Sud du golfe du Mexique.

4.3 Estimations de l'abondance relative

4.3.1 Indices d'abondance relative et indicateurs des pêcheries – Est

Six documents sur les CPUE ont été présentés au Groupe :

Le document SCRS/2012/100 présentait deux indices de la pêche des canneurs dans le golfe de Gascogne : un indice agrégé par âge couvrant une longue période (1952 à 2007), reposant sur des informations des sorties et un nouvel indice agrégé par âge portant sur la période plus récente, de 2000 à 2011, reposant sur une base de données à fine échelle qui incluent les données des carnets de pêche quotidiens, les données des sorties et de VMS. Les effets des réglementations sur la CPUE sont décrits et pris en compte dans l'analyse ainsi que les variables technologiques et environnementales. Les deux indices présentent des tendances semblables pendant la période de chevauchement.

Le document SCRS/2012/103 présentait une mise à jour des taux de capture standardisés du thon rouge capturé par les madragues marocaines et espagnoles dans la zone de l'Atlantique à proximité du détroit de Gibraltar entre 1981 et 2011. Des taux de capture standardisés ont été estimés par le biais d'une approche de modélisation linéaire généralisée (GLM) en postulant une distribution d'erreur binomiale négative.

Le document SCRS/2012/111 présentait des taux mis à jour de prise standardisée de thon rouge pour les quatre madragues espagnoles opérant dans la zone à proximité du détroit de Gibraltar entre 1981 et 2011. La

standardisation des taux de capture a été réalisée par le biais d'une approche de modélisation linéaire généralisée (GLM) en postulant une distribution d'erreur binomiale négative.

Le document SCRS/2012/124 présentait une mise à jour des prospections aériennes réalisées depuis 2000 par Ifremer dans l'Ouest de la mer Méditerranée. Étant donné que le golfe du Lyon est une zone de nourricerie pour les jeunes spécimens, ces données permettraient de suivre la population des thons rouges juvéniles. Les prospections aériennes des thons rouges juvéniles ont été réalisées dans les mêmes transects entre 2000 et 2003 et entre 2009 et 2011. Les détections ont été utilisées pour calculer un indice indépendant des pêcheries de l'abondance du thon rouge. Le résultat le plus frappant de ces prospections est l'augmentation rapide de la densité du thon rouge de l'Atlantique depuis 2009 qui représentait près de 4 fois celle de la période 2000-2003.

Le document SCRS/2012/131 présentait des indices d'abondance mis à jour du thon rouge de la pêcherie palangrière japonaise dans l'Ouest et le Nord-Est de l'Atlantique allant jusqu'à la saison de pêche de 2011 et standardisés au moyen d'un modèle delta-lognormal avec effets aléatoires. L'indice correspondant à la zone orientale (Atlantique Est, Sud de 40 N et la mer Méditerranée) n'a pas été mis à jour en raison d'une réduction du nombre de déclarations au cours des deux dernières années. L'indice de l'Atlantique Nord-Est présentait une tendance rapide à la hausse depuis l'année de pêche 2009 et la taille des thons rouges capturés présentait la contribution de la forte classe d'âge de 2003. La structure des âges des prises dans cette zone suggérait que l'âge du recrutement complet pour la zone de pêche septentrionale (Nord de 50 N) correspondrait à des poissons plus âgés et que la flottille palangrière japonaise exploitait graduellement la classe d'âges de 2003 depuis l'année de pêche de 2009. Dans les séries de CPUE, plusieurs pics inattendus ont été observés au cours des dernières années, ce qui pourrait refléter en partie une augmentation de l'abondance due à la forte classe d'âges de 2003, ainsi que les conséquences de la mise en œuvre du système de quota individuel pour les palangriers japonais.

Le SCRS/2012/164 présentait des indices indépendants des pêcheries de larves de thon rouge dans la mer Méditerranée occidentale utilisant des données des prospections d'ichthyoplancton recueillies de 2001 à 2005 par l'Institut espagnol d'océanographie. Des indices ont été élaborés au moyen des taux de capture des larves recueillis au moyen de deux différents types d'engin Bongo en utilisant une approche de modélisation delta-lognormale, incluant les covariables : température de l'eau à 25 m, salinité à 25 m, profondeur de l'eau, moment de la journée, vitesses géostrophiques du courant, année et une variable d'engin pour le modèle combiné.

À la suite de ces présentations, un débat a été mené portant principalement sur les effets des mesures de gestion actuelles sur les CPUE déclarées. En ce qui concerne l'indice des canneurs opérant dans le golfe de Gascogne (SCRS/2012/100), les auteurs ont déclaré qu'outre les facteurs technologiques et environnementaux, les effets de la réglementation ont également été pris en compte dans l'analyse. Le Groupe a reconnu l'importance de cette série, car il s'agit du seul indice existant pour les thons rouges juvéniles de l'Atlantique Est.

En ce qui concerne l'indice des madragues marocaines et espagnoles (SCRS/2012/103 et SCRS/2012/111), les auteurs ont souligné que ces indices tenaient compte du nombre de poissons remis à l'eau dans ces deux pays lorsque le quota était atteint. Il a été mis en évidence que le système actuel de quota par engin ainsi que la variabilité annuelle de l'abondance ou la disponibilité de thon rouge pour les madragues affectent ou affecteront à court terme la durée de la saison de pêche des madragues. Étant donné qu'il s'agit de l'unité d'effort utilisée implicitement pour modéliser les taux de capture, le Groupe a convenu que les prochaines mises à jour des indices devraient inclure explicitement cette mesure de l'effort.

En outre, le Groupe a reconnu que l'indice indépendant des pêcheries pour les thons rouges juvéniles reposant sur des prospections aériennes réalisées en Méditerranée (SCRS/2012/124) ainsi que l'indice indépendant des pêcheries reposant sur les prospections larvaires de la mer Méditerranée (SCRS/2012/164) impliquait une contribution potentiellement précieuse pour la prochaine évaluation du stock. Le Groupe a également débattu de la possibilité de prendre en compte les variations des conditions environnementales des prospections aériennes, tel que cela a été fait dans le cas du thon rouge du Sud dans le grand golfe australien.

Les séries de CPUE suivantes ont été utilisées pour calibrer la VPA de l'Est (**Tableaux 5 et 6 et Figure 6**) : indices des senneurs norvégiens pour les âges 10+, des madragues espagnoles et marocaines combinées pour les âges 6+, des palangriers japonais opérant dans l'Atlantique Nord-Est pour les âges 6+, des palangriers japonais opérant dans l'Atlantique Est et la Méditerranée pour les âges 6+ et des canneurs espagnols. Étant donné que l'indice des canneurs espagnols couvrait la période 1952-2011 pendant laquelle des changements de sélectivité ont eu lieu (notamment pendant les périodes les plus récentes en raison de changements des réglementations de gestion), le Groupe a décidé de le diviser en trois séries : canneurs espagnols_1 (1952-1962, âges 5-6), canneurs espagnols_2 (1963-2006, âges 2-3) et canneurs espagnols_3 (2007-2011, âges 3-6).

4.3.2 Indices d'abondance relative et indicateurs des pêcheries – Ouest

Le document SCRS/2012/131 présentait des CPUE standardisées et mises à jour pour le thon rouge de la pêcherie palangrière japonaise de l'Atlantique jusqu'à l'année de pêche 2011 utilisant le modèle delta-lognormal avec effets aléatoires. L'indice de l'Atlantique Ouest présente des fluctuations considérables depuis l'année de pêche 2007 et affiche des valeurs beaucoup plus élevées pour les années de pêche 2007, 2009 et 2011. Ces indices élevés pourraient avoir un rapport avec l'abondance du thon rouge de taille relativement réduite (135-150cm, 50-60kg) dans la capture. Les données de tailles de l'Atlantique Ouest suggèrent qu'il pourrait exister un mélange de poissons provenant du stock de l'Est dans la capture de l'Ouest. On ne peut toutefois pas rejeter la possibilité de la présence d'une forte classe d'âge de 2003 dans le stock occidental et dans le stock oriental. Il a été suggéré qu'il conviendrait de faire preuve de prudence en utilisant cette série de CPUE dans l'évaluation des stocks de l'Est et de l'Ouest.

Le document SCRS/2012/118 fournissait des indices sur l'état du stock provenant de la pêcherie canadienne de thon rouge. La série standardisée de capture des pêcheries canadiennes de canne et moulinet, de ligne surveillée et au harpon a été fournie pour deux zones géographiques différentes : le Sud-Ouest de la Nouvelle-Écosse (SWNS) et le Sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL). Les deux séries présentent une tendance à la hausse de l'abondance qui se maintient depuis l'année 2000. Il s'avère que les changements de gestion ont une incidence sur les estimations. Dans le cas de la zone SWNS, la série a été affectée par la soumission non obligatoire des carnets de pêche et la mise en œuvre de quotas individuels transférables alors que dans le cas du sGSL, les restrictions de pêche imposées par les associations régionales de pêche ont entraîné une modification de la période de pêche. Les tendances de l'abondance des espèces proies au sein des zones indexées présentent une baisse pour le hareng et le maquereau.

Un long débat a été mené sur la valeur élevée et la variance importante de l'indice en 2010. Il a été fait remarquer qu'une pondération équivalente a été assignée aux valeurs de l'indice annuel dans l'évaluation du stock ; par conséquent, la valeur de 2010 pourrait avoir une influence excessive sur les résultats de l'évaluation du stock (étant donné que le modèle ne prendrait pas en compte la variance élevée correspondante). Il a également été souligné que cette valeur était le fait d'une circonstance inhabituelle, à savoir, la pêche n'était ouverte que pendant quelques jours et les pêcheurs ont probablement changé leur mode de pêche. Le Groupe a convenu de ne pas inclure la valeur de l'indice de 2010 de sGSL dans le modèle de référence, mais dans un scénario de sensibilité. On a également débattu de la question de savoir s'il était opportun d'utiliser l'indice révisé de la zone SWNS (qui utilise l'effort en tant que facteur dans le modèle) ou une mise à jour stricte de la série utilisée dans l'évaluation de 2010 (qui utilisait l'effort en tant que compensation). Le Groupe a convenu qu'il ne disposait pas de suffisamment de temps pour évaluer correctement le motif et les implications de la nouvelle approche à ce moment. Néanmoins, le Groupe a convenu que l'approche proposée devrait être envisagée dans les évaluations futures.

Le document SCRS/2012/160 présentait une mise à jour de l'indice d'abondance du thon rouge établie sur la base des carnets de pêche de la pêcherie palangrière pélagique des États-Unis opérant dans le golfe du Mexique entre 1987 et 2011. L'indice a été élaboré à l'aide d'une procédure de « mesures répétées » pour tenir compte de la variance dans les taux de capture entre les navires, et standardisé au moyen de modèles mixtes linéaires généralisés et d'une approche delta-lognormale. L'indice mis à jour a été élaboré afin d'être une mise à jour stricte de l'indice palangrier pélagique des États-Unis utilisé dans l'évaluation de 2010 du thon rouge de l'Atlantique Ouest. Un autre indice a été généré afin d'explorer l'introduction de variables supplémentaires explicatives. Les deux indices présentaient une tendance très similaire. En raison des changements de la pêcherie en 2011 qui ont donné lieu à un effort de pêche très faible dans le golfe du Mexique du mois de janvier au mois de mai, les auteurs ont recommandé de ne pas utiliser cette estimation.

Le Groupe a débattu de la validité de la valeur estimée de CPUE pour 2011. Les auteurs ont fait remarquer que la flottille palangrière des États-Unis a opéré en 2011 d'une manière très différente aux années précédentes. Seules 18 des sorties qui remplissaient les critères de filtrage ont capturé du thon rouge et celles-ci se limitaient aux navires ciblant l'espadon dans le Sud-Est du golfe du Mexique (présentant historiquement une faible CPUE de thon rouge). Compte tenu de ces facteurs, le Groupe a convenu que les valeurs estimées de CPUE pour 2011 ne coïncidaient pas avec les autres séries temporelles et ne reflétaient pas l'abondance relative du thon rouge dans le golfe du Mexique. Par conséquent, les données de 2011 n'ont pas été incluses dans l'évaluation du stock.

Le document SCRS/2012/158 fournit des taux de capture standardisés mis à jour du thon rouge calculés sur la base de la pêcherie à la canne et moulinet/ligne à main menée au large de la côte Nord-Est des États-Unis entre 1980 et 2011. Les données de prise par unité d'effort à la canne et moulinet/ligne à main de sorties individuelles, recueillies lors d'entretiens avec les pêcheurs, ont été utilisées pour estimer les taux de capture standardisés en

tenant compte de facteurs, tels que l'époque de l'année, la zone de pêche, le type de navires, la méthode de pêche, l'ouverture/la fermeture de la pêche, les limites de capture par personne et l'espèce-cible. Des modèles ont été élaborés pour les trois catégories de taille du thon rouge en mettant en œuvre une approche delta-Poisson considérant les taux de capture comme étant un produit de probabilités de captures positives distribuées de forme binomiale et les taux de captures positives selon une distribution de la loi de Poisson. Les indices du début de la période comprenaient une série pour le thon rouge de petite taille (<145 cm SFL, longueur fourche en projection horizontale) pour 1980-1992 et pour le thon rouge de grande taille (> 195 cm SFL) pour 1983-1992 ; ceux-ci ne présentent aucun changement par rapport aux analyses antérieures. Les indices pour les thons rouges mesurant 145-177 cm SFL et les thons rouges de grande taille (> 195 cm SFL) (1983-2001) ne présentent également aucun changement et n'avaient pas été utilisés dans le cadre de la dernière évaluation des stocks de l'Atlantique Ouest. Pour la période 1993-2011, des indices ont été calculés avec les données actuellement disponibles, en élaborant de nouveaux modèles suivant les mêmes procédures de standardisation du modèle que celles utilisées dans les études antérieures, pour des spécimens de thons rouges de 66-114 cm, 115-144 cm, et > 177 cm SFL. Différentes périodes ont été définies, car des changements dans la prospection des données mise en œuvre en 1993 ont permis de séparer les captures dans des intervalles de taille plus petits et car des modifications en matière de réglementation et de gestion ont imposé différentes limites journalières et des fermetures de la pêche pour ces catégories de taille.

Le Groupe a débattu des impacts des mesures de gestion sur l'interprétation et le biais potentiel des valeurs des indices élaborés pour ces séries. On a craint que les limites de capture des navires n'engendrent un biais dans la CPUE. Néanmoins, les poissons rejetés sont déclarés dans la base de données ainsi que de nombreuses observations de prise dépassant la limite des navires, ce qui indique que le biais ne provient pas des limites, pour autant que les pêcheurs déclarent les thons rouges rejetés après avoir atteint la limite de capture. On a également craint que les limites de capture des navires n'incitent les pêcheurs à changer d'espèce cible pendant la sortie. Une analyse préliminaire de la proportion de thon rouge dans la prise à la canne et moulinet au cours du temps n'indiquait pas de grands changements de la prise proportionnelle de thon rouge, ce qui indique que les indices ne sont pas biaisés suite à un changement de ciblage. De surcroît, l'espèce cible est consignée dans la base de données et plusieurs registres affichent différents efforts divisés par espèce cible, ce qui indique que le changement de ciblage n'engendre pas de biais. Cela mérite certainement d'être évalué plus en profondeur.

Le document SCRS/2012/159 présentait des indices indépendants des pêcheries de la biomasse reproductrice du thon rouge dans le golfe du Mexique estimés à partir des données de prospection larvaires de thon rouge de 1977 à 2011. Les indices ont été élaborés en utilisant des données standardisées sur la base desquelles les indices précédents avaient été conçus (c.-à-d. abondance de larves, avec une première formation quotidienne d'otolithes, échantillonnées avec l'engin Bongo à la surface de l'eau d'une zone de 100 m²). En raison de la fréquence élevée des captures nulles de larves de thon rouge pendant les prospections d'ichtyoplancton, des indices d'abondance larvaire ont été élaborés en utilisant des modèles delta-lognormaux modifiés en zéro, comprenant les covariables suivantes : moment de la journée et du mois, zone échantillonnée et année. L'indice estimé présentait des valeurs élevées pour les années 1977 et 1978. Le reste de la série affichait des valeurs faibles et relativement stables. Une tendance à la hausse a été observée pour 2007-2011, à l'exception d'une légère baisse en 2010.

On a craint que cet indice ne puisse pas couvrir l'ensemble de la distribution spatiale de toutes les larves, et par conséquent de la SSB du thon rouge dans l'Atlantique Ouest, sur la base de découvertes récentes de présence de larves dans d'autres zones de l'Atlantique Ouest (cf. SCRS/2012/157).

Le **Tableau 7** et la **Figure 7** présentent les indices actualisés utilisés dans l'évaluation.

Conformément à la recommandation formulée par le Groupe de travail ICCAT sur les méthodes d'évaluation des stocks, le Groupe a préparé un tableau en vue d'évaluer si la série de CPUE du thon rouge est suffisante pour être utilisée dans l'évaluation. Néanmoins, étant donné que l'évaluation actuelle était une mise à jour de l'évaluation réalisée en 2010 et que les indices utilisés étaient ceux définis en 2010, le Groupe a décidé de ne pas attribuer de ponctuation aux éléments du tableau. Par conséquent, le **Tableau 8** se limite à décrire les informations fournies par chacun des indices concernant les éléments définis par le Groupe de travail ICCAT sur les méthodes d'évaluation des stocks pouvant servir de référence pour une prochaine évaluation des points de référence.

4.4 Marquage

Le Groupe a examiné six documents de travail décrivant les études de marquage. L'ensemble des résumés des documents de travail est fourni à l'**Appendice 4**. En raison du temps limité, le Groupe n'a pu se pencher que sur certains des documents présentés. Un résumé des considérations du Groupe est présenté dans cette section.

Les documents SCRS 2012/112, 122 et 143 présentaient plusieurs arguments concernant l'influence de la zone et de la saison sur les migrations ayant lieu après la remise à l'eau et l'influence potentielle de la méthode de marquage (marquage sous-marin ou à bord) des expériences de marquage. Le Groupe s'est penché sur la question de savoir si le poisson marqué dans l'eau et en dehors de l'eau présentait différents schémas de comportement, mais il a été suggéré que ces différences pourraient être liées au mois du marquage. Une question a été posée en ce qui concerne les effets de remettre à l'eau des poissons marqués qui étaient mis en cage. En réponse à cette question, il a été observé qu'il n'existe que très peu d'expériences concernant cet aspect et qu'aucune analyse n'est actuellement réalisée à cet égard.

Le document SCRS/2012/123 indiquait que les poissons marqués dans la mer Adriatique se sont rendus dans le golfe du Lion et les îles Baléares. Cette connexion entre le centre et l'Ouest de la Méditerranée n'a été établie que très rarement avant le marquage électronique, mais ne repose que sur deux spécimens. Ces mouvements semblaient unir différentes zones de nourricerie, à savoir le golfe du Lion et la mer Adriatique. Un jeune reproducteur a également présenté des mouvements entre la mer Adriatique et le golfe de Syrte.

Le Groupe a également débattu des problèmes de transmission des données au sein de la Méditerranée. Il a été observé que le document SCRS/2012/123 faisait état de cette limitation de déclaration d'informations pendant les jours en liberté, atteignant des valeurs d'environ 50 %.

Des résultats préliminaires issus de la présentation 2012/143 indiquaient que certains spécimens adultes de thon rouge, marqués le long de la côte Atlantique dans les madragues marocaines, ont atteint la mer Méditerranée et se sont déplacés jusqu'aux zones de frai du centre de la Méditerranée. À ce sujet, le Groupe a fait remarquer que ces poissons se rendaient directement dans le centre de la mer Méditerranée alors que d'autres spécimens marqués au large de la côte espagnole de l'Atlantique Sud se sont déplacés jusqu'aux zones de frai de la Méditerranée occidentale (eaux entourant les îles Baléares). Le Groupe a averti qu'il conviendrait de faire preuve de prudence avant de tirer des conclusions reposant sur un nombre très restreint de déploiements.

Le document SCRS/2012/157 indiquait que la plupart des spécimens mesurant de 150 à 185 cm de longueur courbée à la fourche ne se sont pas rendus dans le golfe du Mexique qui est la zone de frai présumée du thon rouge de l'Atlantique Ouest. Les auteurs ont suggéré qu'étant donné qu'il n'existe aucun obstacle physiologique ou biologique notoire à la reproduction des poissons pendant la période et dans la zone à l'étude, ces poissons plus jeunes/plus petits pourraient se reproduire dans des zones se situant plus près des zones de fourrage à l'extérieur du golfe, car les données des gonades indiquaient qu'ils étaient arrivés à maturité. On a fait valoir que l'absence de reproduction pourrait expliquer pourquoi des poissons de plus grande taille ne sont pas entrés dans le golfe du Mexique. Toutefois, en ce qui concerne les poissons plus petits, les conclusions de ce document pourraient être biaisées, car la durée d'apposition de la marque n'est pas assez longue pour observer le retour des poissons à la mer Méditerranée. L'un des auteurs a répondu que la durée d'apposition de la marque est assez longue pour permettre de déterminer si le poisson retournera à la zone de frai dans l'année. En ce qui concerne l'absence de reproduction, ils ont estimé qu'il est plus probable que les poissons puissent se reproduire dans d'autres zones compte tenu d'une vaste gamme de preuves à l'appui, dont des séries historiques révisées dans Mather (1995), des informations sur l'âge et la maturité présentées dans le document SCRS/2012/161, la modélisation du cycle vital (Chapman et al. 2011) et l'absence de poissons marqués dans le golfe du Mexique.

4.5. Autres données

BCD, statistiques commerciales et estimations de la capture

Plusieurs documents ont été présentés pendant la réunion en ce qui concerne l'utilisation des statistiques commerciales sur le thon rouge de l'Est et la documentation de l'ICCAT pour rétrocirculer les captures et relier ces estimations aux prises déclarées de Tâche I. Le Groupe a convenu de créer un « Groupe spécial sur le commerce » parallèle afin de débattre de ces documents de travail dans le but de mieux analyser la méthodologie et la fiabilité de l'analyse et des conclusions tirées. Les discussions et les conclusions du Groupe sont présentées à l'**Appendice 5**.

Le document SCRS/2012/134 analysait l'utilisation des BCD aux fins de l'analyse de la gestion des quotas de chaque pavillon et de la validité des facteurs de croissance du SCRS utilisés pour les poissons d'élevage. Les auteurs ont conclu qu'aucune capture ne dépasse le TAC adopté, sur la base de leurs analyses qui ne prennent en compte que les BCD accompagnant les importations au marché japonais. L'analyse semble indiquer que les facteurs de croissance du SCRS devraient être révisés. Le Groupe s'est penché sur le tableau de croissance et a rappelé que des analyses détaillées avaient été réalisées par le Groupe d'espèces sur le thon rouge du SCRS en

2009. Ces analyses incluaient une révision des données disponibles provenant des travaux de recherche menés dans plusieurs pays afin de générer un tableau de croissance qui indiquait la prise de poids maximale des thons rouges d'élevage (en tenant compte du fait que de nombreux facteurs peuvent altérer la croissance du poisson pendant la période d'élevage).

Dans le document SCRS/2012/145, les auteurs utilisaient des données commerciales accessibles au public sur les spécimens de thon rouge capturé à l'état sauvage ainsi que sur les spécimens d'élevage afin d'estimer les prises totales. Les auteurs ont déduit qu'il existait des différences significatives entre les prises déclarées et les produits commercialisés entre 2005 et 2011 en se fondant sur plusieurs postulats se rapportant à la fiabilité des données commerciales utilisées et sur leur représentativité de l'ensemble du commerce de thon rouge, ainsi que sur la base de plusieurs facteurs de conversion utilisés pour convertir les poids des produits en poids vif total et poids de la capture. Le Groupe a examiné ce document et plusieurs questions ont été soulevées, telles que l'applicabilité des données commerciales utilisées initialement dans l'analyse dans le but d'atteindre les objectifs fixés par l'auteur, en soulignant que d'autres sources d'informations commerciales fiables sont disponibles bien que celles-ci n'aient pas été rendues publiques. Le Groupe a également souhaité savoir quelles étaient les méthodes utilisées pour convertir le poids du produit en poids de la prise, bien que l'auteur ait présenté plusieurs analyses de sensibilité qui fournissait des résultats semblables indépendamment des postulats formulés. Le Groupe a conclu que davantage de travaux de recherche sont nécessaires, notamment afin de vérifier la validité des postulats formulés.

Les documents SCRS/2012/126 et SCRS/2012/127 analysaient les statistiques commerciales sur le thon rouge afin d'estimer les prises de cette espèce entre 2001 et 2012. Dans le premier document, les données sur la vente à la criée du marché du frais japonais (spécimens capturés à l'état sauvage et d'élevage), couvrant les années 2002 à 2012, ont été utilisées afin de fournir une approche alternative en vue d'analyser les changements des variations de poids annuelles moyennes des poissons d'âge 8+. Dans le but de rétrocirculer le poids du produit en poids de la capture, l'auteur a eu recours à plusieurs postulats se rapportant aux facteurs de conversion du produit, la durée de l'élevage en fonction de l'origine et de la taille. Sur la base de l'analyse réalisée, l'auteur a déterminé qu'il existait une baisse significative de la proportion des thons rouges d'âge 8+ dans les prises pendant la période étudiée. Dans le second document (SCRS/2012/127), l'auteur analysait les statistiques commerciales (produits frais et surgelés) des années 1998 à 2012 afin de déterminer la prise de thon rouge réalisée pendant ces années. L'auteur a formulé des postulats semblables à ceux utilisés dans le document SCRS/2012/126 afin de rétrocirculer les prises réalisées pendant les années couvertes dans l'analyse. Les auteurs ont conclu que les prises de thon rouge ont été considérablement sous-déclarées pendant les années faisant l'objet de l'analyse, nonobstant les contrôles significatifs mis en place par l'ICCAT. Le Groupe a abordé la méthodologie utilisée dans ces documents et s'est demandé si ceux-ci représentaient fidèlement la situation commerciale totale ; de plus, plusieurs questions ont été formulées concernant la précision de certaines données.

Le « Groupe spécial sur le commerce » de taille réduite s'est réuni et a examiné les quatre documents présentés pendant les réunions d'évaluation qui abordaient la recherche liée au commerce dans le but de vérifier les prises déclarées et les changements de taille du thon rouge. Le Groupe a conclu que toutes les études utilisaient des données commerciales ou des BCD afin d'obtenir le poids des produits de thons importés sur le marché japonais et les convertissaient en poids vif pour rétrocirculer le poids de la capture. Toutes les sources de données, à l'exception des BCD, présentent un double comptage des poissons, les intervalles de temps écoulés entre la capture et l'importation finale et plusieurs hypothèses sur la représentativité du commerce japonais. Le Groupe a reconnu que la couverture des données, la représentation des échantillons (biais) et les facteurs d'élevage des poissons de fermes utilisés dans les rétrocircuits constituent les principales erreurs et les sources d'incertitude. Le Groupe a convenu que ces problèmes pourraient être résolus si les données de BCD étaient utilisées. Le Groupe a estimé que les prochaines études devraient aller dans ce sens. Finalement, les données relatives au commerce devraient être recoupées avec les BCD et, à cet effet, la Commission devra probablement faire appel à une équipe d'experts.

De plus, les taux d'élevage des poissons engrangés, comme le démontre l'analyse des BCD, semblent plutôt variables, ce qui reflète probablement les conditions d'élevage. Par conséquent, il convient de faire preuve de prudence lors de la réalisation du rétrocircul en vue de déterminer la prise initiale. Il vaut mieux éviter les rétrocircuits et disposer de registres précis du poids des poissons au début de l'élevage et au moment de la mise à mort. Par conséquent, le Groupe continue de souligner qu'il est nécessaire d'utiliser des technologies adéquates afin de fournir des estimations précises du poids des poissons mis en cage et d'analyser plus en profondeur les taux de croissance de l'ICCAT et de les modifier si nécessaire.

Effet du report de la date du début de la saison de pêche à la senne

Le document SCRS/2012/110 se penchait sur l'effet qu'aurait le report de la date du début de la saison de pêche à la senne de deux semaines en Méditerranée sur le rétablissement du stock, les rentrées économiques et l'environnement. Le Groupe a convenu qu'en l'absence d'une fonction de recrutement du stock oriental, il est impossible de quantifier la façon dont le taux de survie des œufs/larves se traduira par un rétablissement plus rapide du stock. Néanmoins, le Groupe a noté les avantages économiques potentiels du report du début de la saison de pêche de thon rouge dans la Méditerranée occidentale, tel que le décrivait l'auteur. L'étude portait sur la Méditerranée occidentale, c'est pourquoi les résultats présentés ne peuvent pas être appliqués à la Méditerranée orientale et centrale compte tenu de la différence des dates des saisons de frai.

5. Méthodes et autres données relatives à l'évaluation

Le plan de travail au titre de 2012 stipulait que l'évaluation du stock devrait se concentrer sur la mise à jour des analyses réalisées en 2010 et utilisées pour formuler un avis de gestion (ICCAT, 2012). Néanmoins, plusieurs documents méthodologiques ont été présentés en vue d'améliorer les futures évaluations.

Le document SCRS/2012/137 présentait une comparaison de l'évaluation du SCRS de 2010 du stock oriental et d'une approche d'évaluation de la prise statistique par âge (SCAA) qui utilisait également les données d'entrée de prise par âge découpées par cohorte et une méthode de prise statistique par taille (SCAL) qui s'ajuste aux distributions de CAS au lieu de la prise par taille découpée par cohorte. Les estimations de la biomasse du stock reproducteur pour SCAA et SCAL étaient considérablement plus élevées que dans l'évaluation de la VPA correspondante. Cela donne à penser que les résultats sont sensibles aux spécifications de modélisation. L'origine des différences entre les trois approches devrait être étudiée afin de déterminer les méthodes d'évaluation les plus appropriées. Le Groupe a convenu que l'approche SCAL présentait l'avantage de pouvoir ajuster les données de distribution des tailles sans découpage des cohortes. Par conséquent, compte tenu des problèmes actuels entourant les données, le Groupe a convenu de tenter d'éviter le découpage des cohortes et d'avoir recours à ce type de méthode de prise statistique par âge. Néanmoins, le Groupe a reconnu que les méthodes SCAA et SCAL étaient toujours en cours d'élaboration et que des postulats critiques seront évalués (à savoir les valeurs de la pente à l'origine de la relation stock-recrutement pouvant altérer la productivité du stock).

Le document SCRS/2012/029 présentait une analyse de la courbe de capture reposant sur la matrice de la CAA du stock oriental, dans le but de détecter des changements récents du schéma de sélection comme suite à la mise en œuvre du programme de rétablissement. La sélection a été estimée comme le ratio de la prise observée par rapport à la prise prédictive sur la base de la courbe des captures. Les auteurs ont fait remarquer que la courbe de sélectivité présentait deux chiffres records entre 2001 et 2006 et que le chiffre record des âges des juvéniles n'apparaissait pas au cours de la période plus récente.

Le document SCRS/2012/030 se penchait sur l'utilisation potentielle de données de CAS à utiliser comme indicateur du niveau d'exploitation utilisant la méthode Powell-Wetherall pour le stock oriental. Le calcul de ces indicateurs a été illustré avec des données de taille de Tâche II ainsi que de nouvelles données commerciales présentées pendant la réunion. Ce document visait néanmoins à décrire la méthode (plutôt que d'interpréter les résultats comme des taux de mortalité), car les estimations de Z dérivés de cette méthodologie sont sensibles aux postulats et aux dynamiques sous-jacentes (à savoir des changements de capturabilité). Par conséquent, avant que la méthode ne puisse être utilisée dans un cadre de gestion, la méthode devrait être testée par des approches de simulations, ce qui pourrait être réalisé dans le cadre de l'initiative d'évaluation de la stratégie de gestion des ORGP thonières.

Deux présentations étudiaient des scénarios alternatifs de recrutement du stock de thon rouge de l'Atlantique Ouest. Le document SCRS/2012/154 appliquait les méthodes bayésiennes afin d'évaluer la crédibilité des relations stock-recrutement. Des facteurs bayésiens ont été utilisés pour évaluer la vraisemblance relative des modèles alternatifs. Le traitement des distributions a priori dans les analyses précédentes a été révisé de manière à moins influencer les résultats. Les résultats de la forte classe d'âge de 2003 ont varié, passant des vraisemblances similaires du modèle à deux lignes et du modèle Beverton-Holt, à une plus grande vraisemblance du modèle Beverton-Holt. Le document SCRS/2012/162 fournit un examen des scénarios alternatifs de recrutement et présente une approche de tableaux de décisions visant à évaluer les risques relatifs d'une gamme de décision de gestion dans le contexte de scénarios alternatifs de recrutement. Le Groupe a conclu que les approches MINIMAX et MAXIMIN sont quelque peu difficiles à comprendre et à faire comprendre aux décideurs. Le Groupe a préféré communiquer les résultats en utilisant le format recommandé de la matrice de Kobe, mais une description des tableaux de décisions peut être utile pour des considérations de gestion en

présentant les facteurs de SSB et de production afin de documenter l'ajustement des décisions de gestion alternatives.

Le document SCRS/2012/138 décrivait un outil de simulation qui est en cours de développement afin d'évaluer les effets du mélange entre les stocks de thon rouge de l'Atlantique. Les résultats d'un seul scénario de mouvement/recrutement/gestion ont été présentés afin de susciter des commentaires au sein du Groupe. La pratique actuelle consistant à réaliser des évaluations distinctes pour le stock de l'Est et de l'Ouest a été comparée aux méthodes d'évaluation multi-stocks qui incluent le mélange (par exemple Taylor et al. 2011). Les deux approches impliquent la simplification de la population actuelle et des dynamiques des pêcheries. À titre d'exemple, les évaluations actuelles postulent l'absence de mélange et les modèles récents multi-stocks nécessitent d'autres simplifications (à savoir une sélectivité constante, méthode de « gravité» d'estimation des mouvements). Par conséquent, le cadre de simulation peut être plus complexe et être utilisé pour évaluer le rendement de méthodes d'évaluation plus simples. Le Groupe s'est penché sur une approche intermédiaire d'évaluation qui estime la composition du stock et attribue les prises à des évaluations de stock de l'Est et de l'Ouest distinctes. Le cadre de simulation pourrait également être utilisé dans une telle approche intermédiaire en projetant en avant les résultats d'évaluations de stocks distincts et en incluant la composante du mélange reposant sur un échantillonnage de la composition des stocks. Le Groupe s'est montré préoccupé par le fait que la plupart des otolithes recueillis sont récents et que les échantillons archivés sont incomplets. Par conséquent, les échantillons disponibles des otolithes peuvent ne pas convenir pour déterminer la composition du stock de l'ensemble de la série temporelle.

Même si les nouvelles approches présentées par les participants ne serviront pas de base pour l'état du stock cette année, le Groupe a débattu des façons possibles d'intégrer ces nouvelles approches dans les prochaines évaluations. Il a été suggéré de tenir compte des résultats de la modélisation exploratoire dans les interprétations du Groupe des méthodes actuelles. Compte tenu des incertitudes actuelles entourant les données de base, ainsi que les nouvelles données biologiques et de marquage, le Groupe a convenu que l'intégration de ces nouvelles approches permettrait de contribuer à obtenir une vision plus réaliste de l'état du stock. À cet effet, il a été indiqué qu'il était nécessaire de tenir des réunions techniques sur ce sujet au cours des prochaines années. De plus, le Groupe a reconnu que tant que les progrès des méthodes utilisées sont positifs, il est également nécessaire d'améliorer les données de base sur les pêcheries et les données indépendantes des pêcheries sur lesquelles ces méthodes reposent. Il a dès lors été suggéré d'organiser des réunions sur les données et les modèles afin d'intégrer de nouvelles approches dans les évaluations futures.

5.1 Méthodes - Stock de l'Atlantique Est et de la Méditerranée

Élaboration de la prise par âge partielle des palangriers japonais aux fins des analyses du thon rouge de l'Atlantique Est

Les vulnérabilités des indices d'abondance dépendants des pêcheries peuvent être estimées dans la VPA à partir des prises par âge partielles (PCAA) associées à ces pêcheries. Ces matrices de PCAA ont été préparées en limitant la prise par âge totale afin de n'inclure que des données des flottilles, des engins et des zones pour lesquels un indice spécifique a été généré.

- Indice palangrier japonais dans l'Atlantique Est (Sud de 40° Nord) et la Méditerranée. L'indice palangrier japonais de cette zone n'a pas été mis à jour car les prises des palangriers japonais dans cette zone en 2010 et 2011 étaient presque nulles. La prise par âge partielle de l'indice palangrier japonais dans l'Atlantique Est et la Méditerranée a été générée dans le cadre de l'évaluation de 2010 en utilisant la prise par âge des palangriers japonais dans cette zone pour les mois d'avril, mai et juin. La prise par âge partielle a été calculée et utilisée afin de confirmer et répéter les calculs de 2010.
- Indice palangrier japonais dans la zone du Nord-Est (NEA, Nord de 40° Nord). Cet indice est calculé pour la période s'écoulant entre le mois d'août et le mois de mars pour l'Atlantique Nord-Est (zone BF53, BF54 et BF52E). Néanmoins, la prise par âge partielle de l'indice a été limitée aux mois de janvier, août, septembre, octobre, novembre, décembre, StockID (ATE et MED) sélectionnant toutes les zones. Les mois de février et mars n'ont pas été utilisés, car la résolution spatiale des données de la prise par âge antérieure à 2008 ne permettait pas de les attribuer à une zone et certaines pêcheries réalisées pendant ces mois ont eu lieu dans des zones situées en deçà de 40°N de latitude et il a été estimé qu'elle ne représentait pas l'indice NEA. Ces mois n'ont donc pas été utilisés pour générer la prise par âge partielle. Cette méthodologie se compare favorablement à celle de la prise par âge partielle de l'évaluation du stock de 2010 (**Figure 8**) et a été utilisée pour générer la prise par âge partielle pour les années 2010 et 2011 qui avaient été ajoutées à la

prise par âge partielle dans l'évaluation de 2010 couvrant les années 1990-2009. Les différences entre les deux méthodes s'expliquent par le changement du système japonais de carnet de pêche apporté en 1994.

Spécifications de la VPA appliquées au stock de l'Atlantique Est et de la Méditerranée

Étant donné que l'évaluation du stock de 2012 était une mise à jour de l'évaluation du stock de 2010, le Groupe a utilisé le même modèle, à savoir ADAPT VPA (tel qu'utilisé dans VPA-2box) en appliquant les spécifications techniques les plus semblables possible. Les scénarios 13 et 15 de l'évaluation de 2010, qui avaient été utilisés comme base pour l'avis scientifique de 2010, ont été revus. Les différences apparaissant entre les scénarios 13 et 15 se fondaient sur les indices de la CPUE des canneurs utilisés. Dans le scénario n°13, les indices spécifiques aux âges ont été utilisés, alors que le scénario n°15 reposait sur un indice des canneurs agrégé par âge. Les indices des canneurs spécifiques de l'âge (utilisés dans le scénario n°13) n'étaient plus d'actualité et n'ont pas été mis à jour depuis 2007 en raison de changements de la pêcherie découlant de nouvelles réglementations de gestion. L'indice des canneurs agrégé par âge n'a pas pu être mis à jour (SCRS/2012/100), c'est pourquoi le Groupe a fait reposer les analyses de 2012 sur la mise à jour du scénario n°15. Le scénario n°1 (**Tableau 9**) est semblable au scénario n°15 de 2010 et inclut les indices de CPUE suivants : madragues espagnoles-marocaines, palangriers japonais opérant dans l'Atlantique Est et la Méditerranée, senneurs norvégiens, palangriers japonais opérant dans l'Atlantique Nord-Est et canneurs espagnols. L'indice historique a été utilisé pour calibrer la période 1952-1999 et l'indice le plus récent à compter de l'année 2000. Les résultats du scénario n°1 coïncidaient avec ceux obtenus dans le scénario n°15 de 2010. Par conséquent, ce scénario a été utilisé pour mettre à jour les données jusqu'en 2011 et examiner différents scénarios de sensibilité.

L'ensemble convenu de scénarios est spécifié au **Tableau 9**. Tous les scénarios ont tenu compte des données de prise par âge pour les années 1950-2011. Un examen de la prise partielle par âge des canneurs espagnols suggérait trois périodes de vulnérabilité pour cette flottille. Par conséquent, le scénario 2 envisage trois périodes différentes : 1952-1962, 1963-2006 et 2007-2011. La vulnérabilité de ces trois périodes différentes a été fixée pour les âges 5-9, 2-3 et 3-6 respectivement. Les autres spécifications sont les mêmes que celles utilisées en 2010. Une contrainte de trois ans sur la vulnérabilité ($sd=0,5$, voir SCRS/2008/089 pour plus détails) et une contrainte de deux ans sur le recrutement ($sd=0,5$) ont été appliquées (veuillez consulter le manuel de VPA2-box disponible dans le catalogue ICCAT de logiciels pour obtenir davantage de détails). Tous les indices de la CPUE ont été pondérés de façon égale et les F de l'année terminale ont été estimés pour les âges 1 à 9. Les F-ratios ont été fixés selon 2010, c'est-à-dire égaux à 0,7 pour la période 1950-1969, égaux à 1 pour la période 1970-1984, égaux à 0,6 pour la période 1985-1994 et égaux à 1,2 à partir de 1995. Le vecteur de mortalité naturelle demeure le même que celui utilisé pour le stock de l'Est depuis 1998, c'est-à-dire un vecteur spécifique de l'âge, mais ne variant pas avec le temps (0,490, 0,240, 0,240, 0,240, 0,240, 0,200, 0,175, 0,150, 0,120, 0,100 pour les âges 1 à 10, respectivement).

Un ensemble de spécifications différentes a ensuite été étudié afin de tester la sensibilité de la VPA à divers postulats techniques et le choix des séries de CPUE. Le scénario n°3 était semblable au scénario n°1, mais la vulnérabilité de la dernière période des canneurs a été relâchée et incluait des âges 3 à 6. Le scénario n°4 était semblable au scénario n°2, mais il ne comprenait pas l'indice palangrier japonais de l'Atlantique Nord-Est et le scénario n°5 explore la sensibilité du scénario n°2 lorsque les indices des canneurs espagnols sont retirés. Dans le scénario n°6, les F-ratios ont été fixés à 1 au lieu du vecteur de F-ratios de 2008. Le scénario n°7 était semblable au scénario n°2, mais les ratios de F ont été estimés annuellement ($sd=0,2$, veuillez consulter le manuel de VPA2-box disponible dans le catalogue ICCAT de logiciels pour obtenir davantage de détails). Le scénario n°8 était semblable au scénario n°2, mais intégrait l'indice de prospection aérienne. Le scénario n°9 était semblable au scénario n°2, mais le ratio de F des quatre dernières années est fixé à 0,7. Finalement, le scénario n° 10 était semblable au scénario n°2 mais ne comprenait pas l'indice des senneurs norvégiens.

Tous les scénarios ont été utilisés avec le scénario de prise déclarée et réajustée. Le scénario de prise réajustée utilise une prise par âge réajustée à l'instar de ce qui avait été fait dans les évaluations de 2008 et 2010 (à savoir, la prise extrapolée à 50.000 tonnes de 1998 à 2006, et à 61.000 t en 2007, aucune prise réajustée de 2008 à 2011).

5.2 Méthodes – Stock de l'Atlantique Ouest

5.2.1 ADAPT-VPA appliquée à l'Atlantique Ouest

Des analyses de population virtuelle (VPA) ajustées ont été réalisées au moyen du logiciel VPA-2BOX paru dans le catalogue ICCAT de logiciels. Sauf indication contraire, les spécifications de paramètres utilisées dans

les évaluations de VPA de 2012 étaient identiques à celles utilisées dans l'évaluation du cas de base de l'évaluation de 2010. Les mêmes jeux de données ont été utilisés (actualisés jusqu'en 2011), même si les indices d'abondance ont été calculés dans certains cas de façon quelque peu différente qu'en 2010 (cf. débat du point 4.3.2). Les indices d'abondance utilisés dans l'évaluation sont présentés dans le **Tableau 7**. Le **Tableau 10** décrit les spécifications du calcul de la prise partielle par âge et le **Tableau 11** résume les spécifications des paramètres des différents scénarios du modèle.

Spécifications générales

La classe d'âge supérieure représente un groupe plus (âges 16 et plus) et le taux de mortalité par pêche de cet âge est défini comme le produit du taux de mortalité par pêche de l'âge le plus jeune suivant (F15) et un paramètre estimé de «F-ratio» qui représente le ratio F16+ par rapport à F15. À l'instar du modèle de référence de 2010, le F-ratio était fixé à 1,0 pour toute la période, car la vulnérabilité présente probablement de légères différences pour les poissons de 15 ans et plus (la croissance est relativement lente à cet âge et tous les spécimens sont arrivés à maturité complète).

Les taux de mortalité par pêche pour chaque âge dans la dernière année de la VPA (sauf les âges supérieurs) ont été estimés en tant que paramètres libres, mais faisant l'objet d'une contrainte limitant l'ampleur du changement dans le schéma de vulnérabilité pendant les trois années les plus récentes avec un écart-type de 0,5 (voir SCRS/2008/089 pour plus de détails).

Les indices d'abondance ont été ajustés en postulant une structure d'erreur lognormale et une pondération égale (c'est-à-dire que la variance a été représentée par un unique paramètre estimé pour toutes les années et les indices). On a postulé que les coefficients de capturabilité (mise à l'échelle) pour chaque indice étaient constants pendant la durée de cet indice et ils ont été estimés par la formule de vraisemblance concentrée correspondante.

Il a été postulé que le taux de mortalité naturelle est indépendant de l'âge (= 0,14 yr⁻¹) comme dans les évaluations précédentes.

Le vecteur de maturité utilisé dans les évaluations antérieures à 2010 postulait que les âges 1-7 n'étaient pas arrivés à maturité et que les âges 8 et plus étaient complètement matures. En 2010, il a été observé que la spécification initiale de l'âge 8 et plus reposait sur la courbe de croissance de 1994 et que les poissons de la même taille seraient classés en tant qu'âge 9 selon la courbe de croissance de 2009. Toutefois, comme indiqué au point 3.1, une incertitude considérable entoure toujours la maturité du thon rouge de l'Ouest. C'est pour cette raison que le groupe a décidé d'examiner la sensibilité de la perception de l'état des stocks dans le scénario de base aux deux schémas de première maturité, l'un avec une maturité plus précoce appliquée à l'Atlantique Est et la Méditerranée (50 % de maturité à l'âge de 4 ans et 100 % à partir de 5 ans) et l'autre avec maturité plus tardive (0 % à 8 ans, avec une augmentation allant jusqu'à 100 % à 16 ans, cf. Anon. (2011b)).

Spécifications détaillées du cas de base et des scénarios alternatifs de 2012

Cette rubrique détaille toutes les configurations du modèle examinées pendant l'évaluation. Il convient de noter que le scénario de continuité (ci-dessous) a été sélectionné comme cas de base, car il utilise de la façon la plus semblable les spécifications du modèle de référence de l'évaluation de 2010 (tel que le stipule le plan de travail du SCRS au titre de 2012).

- Scénario de continuité 0 : Ce scénario appliquait pratiquement les mêmes spécifications de l'évaluation de référence de 2010. Les deux changements n'ont altéré que très légèrement les résultats : 1) la prise partielle par âge pour l'indice de la pêche à la canne et moulinet des États-Unis <145 a été modifiée afin d'inclure tous les poissons d'âge 1 dans la base de données de l'ICCAT (les poissons de moins de 66 cm n'étaient auparavant pas inclus) et 2) la prise partielle par âge de l'indice canadien du golfe du Saint-Laurent a été créée au moyen de la base de données de l'ICCAT et incluait les prises réalisées à la canne et moulinet et à la ligne surveillée d'août à octobre (les scientifiques nationaux ou le Secrétariat n'avaient pas pu recréer exactement les versions antérieures).
- Scénario 1 : identique au scénario 0, mais l'indice de CPUE du Sud-Ouest de la Nouvelle-Écosse (Canada) élaboré au moyen des méthodes de 2010 a été remplacé par une nouvelle méthodologie standardisée (modèle binomial négatif « hurdle » utilisant les facteurs effort et effort au carré au lieu du modèle delta-lognormal avec une compensation de l'effort, cf. débat présenté au point 4.2).
- Scénario 2 : identique au scénario 0, mais suppression de la pénalisation qui limite les changements de la vulnérabilité des trois dernières années.

- Scénario 3 : identique au scénario 0, mais adoucissement de la pénalisation qui limite les changements de la vulnérabilité des trois dernières années en augmentant l'écart-type de 0,5 à 1,0.
- Scénario 4 : identique au scénario 0, mais ajout des données de 2010 du golfe du Saint-Laurent. Les données de 2010 avaient été exclues du scénario de continuité, car il avait été estimé qu'elles ne représentaient pas l'opération normale de la pêcherie (cf. débat présenté au point 4.3.2).
- Scénarios 5-16 : Analyse de sensibilité par eustachage (*jack-knife*) L'influence des différents indices d'abondance sur les résultats du cas de base du modèle a été examinée en supprimant un indice l'un après l'autre, en appliquant la VPA avec les mêmes spécifications du modèle et en comparant les différentes statistiques de référence.

6. Résultats de l'état des stocks

6.1 État du stock – Est

6.1.1 Résultats de la VPA

Le scénario de continuité des scénarios 13 et 15 du cas de base de 2010 a été réalisé à l'aide des données mises à jour jusqu'en 2011 et des spécifications des paramètres décrites au **Tableau 9**. Ce scénario est désigné ci-après sous le nom de Scénario 2. Le Scénario 2 peut être considéré comme le scénario de continuité étant donné que les spécifications techniques et les données de CPUE utilisées sont très proches de celles utilisées dans le scénario du cas de base dans l'évaluation de 2010. Le Groupe a également examiné les résultats d'une analyse de sensibilité des données et des paramètres utilisés (c.-à-d postulats sur le choix des séries de CPUE, prises réajustées et déclarées, F-ratios, âges terminaux, pénalités de vulnérabilité et recrutement et déviation standard de ces pénalités). En règle générale, les différents scénarios ont donné lieu à une perception similaire de l'état des stocks, sauf lorsque les F-ratios étaient modifiés (résultat également signalé dans l'évaluation des stocks de 2010).

Le scénario 2 a fait l'objet d'une recherche plus poussée en utilisant une CAA réajustée de la même façon que cela a été fait dans l'évaluation de 2010 (c.-à-d. prise extrapolée à 50.000 t de 1998 à 2006 et à 61.000 t en 2007, mais aucune inflation de la prise déclarée n'a été utilisée depuis 2008). Dans le scénario 2, comme dans tous les scénarios de sensibilité, F pour les plus jeunes âges (2 à 5) a dégagé une augmentation continue jusqu'à ces dernières années. Depuis 2008, ces F ont brutalement chuté pour les deux scénarios de prise, c'est-à-dire la prise déclarée et réajustée (**Figure 9**). Ce résultat n'était pas surprenant étant donné que la prise déclarée aux âges 2 à 3 a connu un brusque recul (se trouvant à 10% ou moins de son niveau d'avant 2007) au cours de ces toutes dernières années, en réponse aux nouvelles réglementations en matière de taille minimale mises en œuvre en 2007. Le taux de baisse était toutefois sensible aux spécifications du modèle, à savoir à la contrainte de vulnérabilité. Tous les autres scénarios ont dégagé des résultats similaires pour F aux âges 2-5.

La mortalité par pêche du thon rouge de grande taille (F10+) au scénario 2 a présenté une chute initiale correspondant à la baisse de la pêche à la senne norvégienne au début des années 1960 ainsi qu'une augmentation ultérieure due au développement de la pêche à la senne en Méditerranée depuis le milieu des années 1980. Le F le plus élevé aux âges 10+ est survenu entre le milieu des années 90 et le milieu des années 2000 et a atteint des valeurs élevées (environ le triple de M à ces âges) comme cela a été relevé dans des évaluations précédentes. Depuis 2008, le scénario 2 a estimé une rapide chute de F10+ et a confirmé les résultats antérieurs de l'évaluation des stocks de 2010 (**Figure 9**). Cette baisse semble provenir de la forte diminution depuis 2008 des prises déclarées de poissons plus âgés (qui s'est même accélérée au cours de ces deux dernières années). Cette forte chute a été confirmée par tous les scénarios de sensibilité (**Figures 13 et 14**) et les analyses rétrospectives (**Figures 10 et 12**) et elle est en accord avec l'analyse de la courbe des classes de captures (SCRS/2012/029).

Les résultats des scénarios avec la prise réajustée ressemblaient à ceux de la prise déclarée, sauf pour les trajectoires de la SSB (**Figures 13 et 14**). Dans le scénario qui utilisait la prise déclarée, la tendance de la SSB au cours de la période 1975-2005 a essentiellement dégagé une baisse régulière, suivie d'une hausse à partir de la fin des années 2000, tandis que le scénario de prise réajustée a dégagé une forte baisse au cours de la période 1975-1985, suivie d'un niveling entre 1985 et 2005, et d'une augmentation depuis lors. Il convient toutefois de relever que la biomasse reproductrice était approximativement la même en 2011 selon les scénarios de prise déclarée et de prise réajustée. Ces résultats qui ont déjà été observés en 2010 peuvent paraître surprenants, mais ils proviennent du plus fort recrutement estimé pour les scénarios de prise réajustée (**Figure 9**). Les schémas rétrospectifs du scénario exécuté sur les prises réajustées ont confirmé les incertitudes entourant F terminal aux

âges 2-5 et la grande incertitude planant sur le recrutement (**Figure 12**). Des intervalles de confiance de F terminal pour les âges 2 à 5 et de la SSB ont été estimés à partir des bootstraps du scénario qui ont confirmé la variabilité de ces deux valeurs.

La biomasse reproductrice a atteint un pic de plus de 300.000 tonnes à la fin des années 1950 et au début des années 1970 avant de chuter à environ 150.000 t. A partir de la fin des années 2000, la SSB a dégagé une hausse considérable dans tous les scénarios (**Figures 9 et 10**). La vitesse et l'ampleur de cette augmentation demeurent toutefois très incertaines et dépendent des spécifications techniques ainsi que du choix des séries de CPUE et de l'utilisation des données des prises déclarées ou réajustées. Pour le scénario 2, SSB_{2011} représente 0,96 de la SSB maximale de la fin des années 50. Dans tous les scénarios de sensibilité de 1950 à la fin des années 90, la SSB était très similaire, exception faite du scénario 6 (le même que le scénario 2 mais avec F-ratios = 1), où la SSB atteint son chiffre maximum à 237.000 t au milieu des années 70, alors que dans tous les autres scénarios elle dépasse 300.000 t (**Figure 11**). Pour les scénarios de sensibilité, la SSB en 2011 a varié de 0,85 (le scénario 9 est le même que le scénario 2, mais avec F-ratios = 0,7 au cours de ces quatre dernières années) à 1,52 (le scénario 8 est le même que le scénario 2, mais incluant l'indice de prospection aérienne pour calibrer les âges des juvéniles) de la SSB maximum de la fin des années 50. L'ampleur de la vitesse du rétablissement doit être validée par les données et analyses futures.

Le recrutement au début de la série temporelle oscillait entre 2 et 6 millions de poissons, a ensuite fléchi à approximativement un million de poissons au début des années 1960. Cette tendance a été suivie par une augmentation constante avant d'atteindre des valeurs maximales dans les années 1990 et au début des années 2000. En raison des changements opérationnels de ces trois dernières années, il n'a plus été possible d'estimer le récent recrutement d'après l'analyse de la prise par âge et les données pour les trois dernières classes d'âge n'apparaissent pas (**Figures 9, 10 et 13**). Or, l'indice local de recrutement dans le golfe du Lion estimé par les prospections aériennes indique un recrutement plus fort au cours de ces dernières années (SCRS/2012/124).

En général, les ajustements aux indices de CPUE disponibles sont insuffisants. C'était également le cas dans des évaluations antérieures, la plupart des indices de CPUE faisant apparaître de lourdes tendances temporelles dans les valeurs résiduelles. Ceci est notamment le cas de la CPUE des canneurs espagnols en raison des récentes réglementations de gestion qui ont modifié la sélectivité de cette pêcherie. Les schémas résiduels sont demeurés relativement constants pour l'ensemble des différents scénarios (**Figure 15**). Cet ajustement insuffisant n'est pas surprenant compte tenu de la mauvaise qualité de la matrice de la prise par âge (cf. point précédent) et des incertitudes entourant la prise par âge et les indices de la CPUE. Néanmoins, les ajustements aux indices de la CPUE au cours de ces toutes dernières années ne dégagent aucun schéma particulier (**Figure 16**). Les valeurs observées et escomptées sont comparées à la **Figure 7** ; celles-ci permettent de vérifier rapidement quels indices sont en corrélation avec les estimations de la population ; la ligne noire est la ligne Y=X et la ligne bleue est une régression linéaire ajustée aux données ; si un indice se rapproche des résultats de la VPA, les lignes bleue et noire coïncideront.

Une analyse rétrospective remontant à 2006 a été réalisée. Les schémas rétrospectifs étaient généralement satisfaisants et les scénarios n'ont présenté aucun biais consistant (**Figures 10 et 12**) et étaient plutôt similaires à ceux obtenus en 2010. Les plus grandes incertitudes ont été observées sur les estimations terminales de la mortalité par pêche aux âges 2-5 et sur le recrutement, tandis que les estimations de F10+ et de la SSB sont satisfaisantes pour les différents scénarios. Ceci pourrait illustrer les difficultés qu'ont les indices de CPUE à tenir correctement compte des changements dans les pêcheries en raison des changements dans les réglementations de gestion, ce qui a créé de plus grandes incertitudes pour ces âges. Il convient de noter également que la prise à l'âge 1 est très faible depuis 2008 et presque égale à zéro depuis 2010, ce qui affecte les performances de la VPA.

Les incertitudes du modèle ont été estimées comme en 2010, en effectuant un bootstrap de la VPA dans le scénario 2, avec deux niveaux de captures historiques postulés (scénario de prise déclarée et réajustée). Des analyses de projection ont été examinées avec le scénario 2 de la VPA à l'aide de deux niveaux de captures historiques postulées (scénarios de prise déclarée et réajustée), trois niveaux de recrutement (élevé, moyen, faible), et deux scénarios de schémas de sélectivité des pêcheries (celui utilisé dans l'évaluation des stocks de 2010 et celui estimé d'après le scénario 2 de la VPA). Le diagramme de Kobe montre l'état actuel du stock selon deux points de référence, la biomasse reproductrice si la mortalité par pêche était égale à $F_{0,1}$ ($B_{F_{0,1}}$) et la mortalité par pêche ($F_{0,1}$) (**Figure 18**). Les lignes représentent les médianes de $F/F_{0,1}$ et de $SSB/SSBF_{0,1}$ et correspondent au niveau de recrutement postulé. Le schéma des trajectoires était similaire quels que soient les schémas de sélectivité sélectionnés mais il dépendait fortement des hypothèses de recrutement. Pour l'hypothèse du faible recrutement, le stock se rétablit pendant la période de projection, étant donné que les trajectoires vont

du quadrant rouge au quadrant vert, mais les points finaux ne se trouvent pas toujours dans les zones vertes. En ce qui concerne l'hypothèse du fort recrutement, la mortalité par pêche était inférieure à $F_{0.1}$ mais la biomasse reproductrice était en-dessous de $B_{F0.1}$ et les trajectoires sont essentiellement dans la partie inférieure gauche du quadrant jaune (ce qui indique que le stock était surpêché, mais qu'il ne faisait pas l'objet de surpêche).

Les estimations de l'état actuel du stock par rapport aux paramètres de la PME ont mené à la conclusion que F_{2011} était en-dessous de la cible de référence $F_{0.1}$, étant donné que $F_{2011}/F_{0.1}$ représente environ 0,70 pour le scénario de la prise déclarée et 0,36 pour le scénario de la prise réajustée (**Tableau 12**). La SSB représentait environ 63% (de 37% à 89% en fonction du niveau de recrutement postulé) de la biomasse escomptée dans le cadre d'une stratégie $F_{0.1}$ utilisant la prise déclarée (**Tableau 12**). La SSB représentait environ 76% (de 37% à 116% en fonction du niveau de recrutement postulé) de la biomasse escomptée dans le cadre d'une stratégie $F_{0.1}$ utilisant la prise réajustée (**Tableau 12**). La baisse récente des F s'est traduite par une perception nettement meilleure de l'état du stock par rapport aux points de référence en comparaison avec l'évaluation antérieure. Toutefois, la biomasse reproductrice actuelle est, dans la plupart des scénarios, inférieure à la biomasse reproductrice qui est escomptée à $F_{0.1}$ (**Tableau 13**).

6.2 État du stock – Ouest

Cette rubrique résume les résultats des analyses de la VPA décrites au point 5.2. Les fichiers des valeurs d'entrée et de sortie du logiciel VPA-2BOX du modèle sont réunis dans l'Appendice 6. Les rapports de résultats comprennent une description complète des résultats, dont la matrice des taux de mortalité par pêche estimés, l'abondance par âge, la biomasse du stock, le recrutement, les ajustements des indices, les sélectivités estimées des indices, les F-ratios et les F à l'âge de l'année terminale.

Diagnostics

Les ajustements des indices d'abondance du cas de base du modèle VPA de 2012 (scénario de continuité 0) sont comparés à ceux du cas de base du modèle de 2010 (**Figure 19**). Les ajustements des indices de l'abondance relative étaient similaires entre le cas de base du modèle de 2010 et celui du modèle de continuité de 2012.

Les ajustements des indices issus des analyses de sensibilité par eustachage (jack-knife) (dans lesquelles des indices d'abondance relative étaient exclus un par un) étaient similaires à ceux du modèle de continuité, même lorsque les indices les plus influents (GSL canadien ou RR américain >177 cm) étaient supprimés (**Figure 20**). Les ajustements des indices pour les gros poissons ont généralement indiqué une hausse de l'abondance au cours de ces dernières années, et cette tendance était plus manifeste lorsque le RR américain > 177 cm a été abandonné, étant donné que les indices observés pour cette pêcherie indiquaient une chute de l'abondance des poissons plus âgés au cours de la dernière décennie. Les changements apportés aux indices des gros poissons étaient moins évidents lorsque l'indice GSL canadien a été abandonné. Les différences des ajustements du modèle étaient presque imperceptibles pour les autres scénarios de sensibilité par eustachage (jack-knife) et ces résultats ne sont donc pas présentés.

Des histogrammes des estimations par bootstrap de l'état du stock de 2011 à partir du modèle de continuité ont été établis afin d'examiner le biais et la normalité de la distribution. L'état du stock a été défini au moyen des points de référence F_{PME} et $F_{0.1}$. Dans les deux cas, rien ne prouve qu'il y ait un biais important dans les résultats (**Figure 21**).

Une analyse rétrospective a été réalisée pour le modèle de continuité en supprimant séquentiellement les valeurs d'entrée des captures et les indices d'abondance dans des incrément annuels, en remontant jusqu'en 2006. La **Figure 22** présente les tendances de la biomasse du stock reproducteur (SSB) et le recrutement des âges 1 pour l'analyse rétrospective. La tendance à long-terme de la SSB estimée n'a pas été fortement influencée par le retrait rétrospectif des données ; toutefois, une augmentation de la SSB a été estimée lorsque les données les plus récentes ont été incluses, laquelle n'était pas apparente dans les scénarios rétrospectifs. Les estimations du recrutement ont été influencées par le retrait rétrospectif de données, mais cette variabilité du recrutement n'a pas présenté de schéma cohérent et représentait dès lors davantage l'imprécision du modèle plutôt qu'un biais cohérent. L'inclusion des données les plus récentes a diminué le signal du recrutement de 2003 par rapport aux scénarios du modèle rétrospectif. Les résultats rétrospectifs ont également présenté une légère variabilité dans les estimations de la mortalité par pêche pour les âges 5 à 8 (**Figure 23**) et dans les estimations de l'abondance des âges 1 et 8 (**Figure 24**) mais, dans ce cas-ci également, sans qu'aucune tendance cohérente n'indique un grand biais dans les estimations.

Comparaison des résultats du cas de base de 2010 et du cas de continuité de la VPA de 2012

L'évaluation de continuité de 2012 a produit des résultats cohérents par rapport aux analyses antérieures en ce sens que l'on a estimé que la SSB avait brusquement chuté entre 1970 et 1985 (**Figure 25**). Les estimations de la SSB pour les années consécutives ont fluctué entre environ 25% et 36% du niveau de 1970, la plus faible SSB ayant été estimée en 1992. Les estimations de la SSB se sont généralement accrues au cours de la dernière décennie (depuis 2000). Le taux de mortalité par pêche estimé était à son point culminant pendant les années 70, mais il a considérablement chuté au cours de la décennie suivante. La mortalité par pêche estimée a fluctué autour de 0,2 pendant la période 1984-2005, et elle a chuté entre 2007 et 2011. Le taux de mortalité par pêche des géniteurs (âges 9 et plus) accuse un net recul depuis 2003, exception faite de l'année 2006 où la mortalité par pêche a été estimée se trouver supérieure à 0,2. Les estimations du recrutement² (âge 1) étaient à leur maximum au début des années 70, ont brusquement chuté après 1975 et ont fluctué depuis lors avec une faible tendance. Des classes d'âge relativement fortes ont été estimées entre 1988 et 2003, similaires aux résultats obtenus d'évaluations précédentes (Anon. 2011b). Les résultats du modèle de continuité de la VPA de 2012 sont comparés au modèle de base de 2010 (Anon. 2011b) (**Figure 26**). Les tendances de la biomasse du stock reproducteur (SSB) estimée et du recrutement (âge 1) estimé étaient presque semblables, hormis le fait que le modèle de continuité de 2012 estimait un plus faible recrutement en 2004 (classe d'âge de 2003) et un plus fort recrutement en 2003 (classe d'âge de 2002) que ce qui avait été observé pendant l'évaluation de 2010. On a conjecturé que l'apparente redistribution de la classe d'âge de 2003 dans l'année 2002 résultait largement du découpage des cohortes. Pour les spécimens d'âge 6 et plus (lorsque le taux de croissance diminue fortement), l'algorithme de découpage des cohortes a tendance à lisser les classes d'âge adjacentes et l'on a observé que la classe d'âge de 2003 avait 7 ans en 2010 et 8 ans en 2011. Les mesures de gestion qui ont réduit les captures des Etats-Unis de la classe d'âge de 2003 entre 2010 et 2011 auraient également pu contribuer à cette perception de la force de la cohorte ; il n'existe pas d'indices d'abondance pour cette gamme de taille et le modèle pourrait avoir interprété la réduction des prises comme étant la preuve de nombres initiaux plus faibles dans la classe d'âge de 2003.

Scénarios de sensibilité

Les résultats de l'analyse de sensibilité par eustachage (jack-knife) dans laquelle des indices ont été retirés du modèle de continuité, selon un mode itératif, l'un après l'autre, sont résumés dans la **Figure 27**. Il ne fait aucun doute que les indices GSL canadien et RR des Etats-Unis >177 cm étaient les indices les plus influents ; les deux scénarios de sensibilité ont donné lieu à une hausse estimée de la SSB au cours de ces dernières années, similaire à celle du modèle de continuité. Toutefois, l'exclusion des indices GSL canadien a entraîné une SSB estimée plus faible que celle du modèle de continuité et l'exclusion de RR des Etats-Unis >177 cm a entraîné une SSB estimée plus élevée que celle du modèle de continuité.

Les comparaisons entre le modèle de continuité de 2012 et les divers scénarios de sensibilité (discutés dans le détail au point 5.2.1) sont résumées à la **Figure 28**. Les estimations de la SSB, de la mortalité par pêche apicale et du recrutement sont presque identiques pour tous les scénarios de sensibilité à la sélectivité, hormis le fait que le recrutement de ces dernières années s'est dévié de telle façon que le signal de la classe d'âge de 2003 était inférieur aux estimations du modèle de continuité. Les résultats du scénario 2 de sensibilité, dans lequel aucune contrainte n'a été appliquée au calendrier de vulnérabilité, sont très incertains, le taux de mortalité par pêche sur une classe d'âge atteignant la limite supérieure.

La SSB estimée et les estimations de la mortalité par pêche apicale étaient sensibles au postulat de maturité (**Figures 28** et **29**). Le postulat de maturité précoce (soit l'ogive dans l'Atlantique Est avec 50% de maturité à l'âge 4) en entraîné une plus grande SSB estimée dans toute la série temporelle et le postulat de maturité tardive (soit approximativement augmentation logistique de la maturité de 0 à l'âge 8 à 1 à l'âge 16) a entraîné des estimations réduites de la SSB par rapport au modèle de continuité (entièrement mature à l'âge 9). La tendance globale à long-terme de la SSB n'était pas sensible au calendrier de maturité et les estimations de la mortalité par pêche apicale et du recrutement étaient presque identiques entre les scénarios du modèle (**Figures 28** et **29**).

État du stock

L'estimation des points de référence liés à la PME par rapport auxquels la situation actuelle du stock peut être mesurée constitue un élément essentiel permettant de déterminer l'état du stock. Ces points de référence dépendent en grande mesure de la relation entre la biomasse du stock reproducteur et le recrutement. Cette

² Il a été communément admis de définir le recrutement en termes de poissons d'âge 1 et la classe d'âge en termes de poissons d'âge 0. Le recrutement de l'année y provient de la même cohorte que la classe d'âge de l'année y-1.

année, le Groupe a maintenu les deux hypothèses alternatives reproducteurs/recrues explorées dans plusieurs évaluations préalables : le modèle à deux lignes (hypothèse potentielle de recrutement faible) et le modèle de Beverton-Holt de reproducteurs/recrues (hypothèse potentielle de recrutement fort). Le modèle à deux lignes postulait que le recrutement augmentait linéairement avec la SSB à partir de zéro jusqu'à une valeur maximale (RMax) lorsque la SSB atteint un seuil de certitude. Le seuil de la SSB (charnière) a été établi à la moyenne de la SSB entre 1990 et 1995 (période présentant la SSB estimée la plus faible) et R_{MAX} a été calculé en tant que moyenne géométrique du recrutement entre 1976 et 2008 (les estimations du recrutement pour les trois dernières années ont été jugées peu fiables et ont été exclues des analyses). La fonction de Beverton-Holt a été ajustée aux estimations de la SSB et du recrutement correspondant à la période 1971-2008. Les deux courbes stock-recrutement sont représentées à la **Figure 30**. En raison de l'incertitude entourant l'estimation de la relation reproducteurs-recrues, des points de référence basés sur F_{0,1} sont présentés en plus de F_{PME}, ce qui coïncide avec l'évaluation de 2010 (F_{0,1} est calculé sur la base de la production par recrue).

L'état du stock a été déterminé au moyen du scénario à deux-lignes (hypothèse de faible recrutement) et du scénario Beverton-Holt (hypothèse du fort recrutement) pour le modèle de continuité de 1970 à 2011 (**Figures 31 et 32**). Les résultats obtenus en vertu du postulat à deux lignes ont indiqué que la biomasse du stock se situe au-dessus des objectifs de la Convention depuis 1970 et que les taux de mortalité par pêche sont en-deçà des objectifs de la Convention depuis 1983. En revanche, les résultats obtenus par le postulat de recrutement de Beverton-Holt suggèrent que la biomasse du stock se situe en-deçà des objectifs de la Convention (surpêché) depuis 1970 et que le taux de mortalité par pêche était supérieur aux objectifs de la Convention (surpêché) pour presque toute la période à l'étude. L'état estimé du stock au cours de ces dernières années était similaire pour tous les calendriers de maturité (**Figure 29**).

La **Figure 32** compare les estimations de l'état du stock à partir des analyses du modèle de continuité et par eustachage qui excluaient les indices GSL canadien et RR des Etats-Unis >177 cm à la fois pour les postulats de faible recrutement et de fort recrutement. Les deux scénarios de l'analyse par eustachage (jack-knife) ont été inclus car leur divergence par rapport au modèle de continuité permet de délimiter l'incertitude de la SSB et de la mortalité par pêche estimées. La perception de l'état du stock est plus sensible au niveau du recrutement futur qu'au retrait des indices. Pour le modèle de continuité selon l'hypothèse de recrutement à deux lignes, le F récent (moyenne géométrique de 2009 à 2011) a été estimé être à 0,61 de F_{PME} (0,49 à 0,74 à l'intervalle de confiance de 80%). La biomasse du stock reproducteur selon l'hypothèse de recrutement à deux lignes a été estimée à 1,4 de B_{PME} (1,14 à 1,72 à l'intervalle de confiance de 80%) et à 0,92 B_{0,1} (0,76 à 1,08 à l'intervalle de confiance de 80%). En vertu de l'hypothèse de recrutement de Beverton et Holt, le F récent a été estimé à 1,57 F_{PME} (1,24 à 1,95 à l'intervalle de confiance de 80%) et 0,92 F_{0,1} (0,77 à 1,12 à l'intervalle de confiance de 80%). La biomasse du stock reproducteur selon l'hypothèse de recrutement de Beverton et Holt a été estimée à 0,19 B_{PME} (0,13 à 0,29) et à 0,45 B_{0,1} (0,34 à 0,62 à l'intervalle de confiance de 80%).

Les résultats de cette évaluation ne traduisent pas toute l'ampleur de l'incertitude dans les évaluations et les projections de stocks. Un facteur important qui contribue à l'incertitude est le mélange entre les poissons originaires de l'Est et de l'Ouest. Des analyses antérieures ont indiqué que le mélange des stocks se produit (information des marques retournées et analyses de micro-éléments) et que les résultats des évaluations de stocks sont sensibles aux postulats sur le mélange des stocks (p.ex. Anon. 2009, Taylor *et al.* 2011). Sur la base de travaux antérieurs, il est escompté que les estimations de l'état du stock puissent varier considérablement selon les types de données utilisées pour estimer les échanges (marquage conventionnel ou échantillons de signature isotopique) et les postulats sur le mélange des stocks. Les modèles des échanges feront l'objet de plus de recherches avant la prochaine évaluation. Une autre grande source d'incertitude portait sur le recrutement, en termes de niveaux récents (qui ont été estimés avec une faible précision dans l'évaluation) et les niveaux potentiels futurs (les hypothèses de recrutement « faible » par opposition à « fort » qui affectent les points de référence de gestion). Une meilleure connaissance de la maturité par âge peut altérer également la perception des changements de la taille du stock. Finalement, le manque d'échantillons représentatifs d'otolithes requis pour déterminer la prise par âge à partir d'échantillons de tailles pourrait entraîner des estimations d'âge imprécises pour les thons rouges plus grands.

7. Projections

7.1 Projections du thon rouge de l'Est

7.1.1 Spécifications

Des projections ont été réalisées sur la base des estimations de la VPA pour le scénario utilisé pour l'évaluation (scénario 2), avec des prises déclarées et réajustées (soit la prise extrapolée à 50.000 t de 1998 à 2006 et à 61.000 t en 2007, mais pas d'inflation de la prise déclarée depuis 2008) et le schéma actuel de sélectivité estimé ainsi que celui utilisé dans l'évaluation de 2010. En réalisant des projections, il est nécessaire de spécifier les paramètres biologiques, le schéma de sélectivité (y compris les modifications dues à des mesures de gestion pouvant être appliquées), le recrutement ainsi que les modifications qui peuvent être appliquées pour éviter l'estimation insuffisante du nombre par âge des cohortes récentes de la VPA. Étant donné que pour les cohortes les plus récentes, les nombres par âge sont insuffisamment estimés dans la VPA, notamment en ce qui concerne les âges les plus jeunes (voir point précédent), les trois premiers âges du vecteur de la population initiale (à savoir pour 2009, 2010 et 2011) ont été remplacés par une valeur aléatoire obtenue des spécifications stochastiques du recrutement. Ces valeurs ont ensuite été projetées dans le temps en tenant compte des prises observées et de la mortalité naturelle postulée par âge. Cela a donné lieu à des changements du nombre à l'âge en 2012 (soit la première année de projection) et de la mortalité par pêche par âge pour les trois cohortes remplacées.

Deux hypothèses relatives au schéma de sélectivité au cours de la période de projection ont été évaluées, à savoir la sélectivité actuelle estimée pour la prise déclarée et réajustée et, à des fins de comparaison, le schéma de sélectivité de la "mise en œuvre parfaite" utilisé dans les projections de 2010. Le schéma de sélectivité actuel a été obtenu de la moyenne géométrique de la mortalité par pêche à l'âge pour les années 2009-2011 et a été calculé de façon indépendante pour chaque bootstrap dans Pro2Box. Pour le calcul des points de référence et des projections basés sur le schéma de sélectivité de 2010, le schéma de sélectivité de 2009-2011 a été modifié en appliquant un vecteur (soit le ratio de la médiane des sélectivités à l'âge des évaluations de 2010 et 2012) afin d'obtenir les mêmes sélectivités que celles utilisées en 2010 (**Figure 33**). Ceci montre les schémas de sélectivité utilisés pour calculer les points de référence et les projections, ces diagrammes montrent les médianes (lignes) et $\pm 1\text{sd}$ (barres). La sélectivité est telle que postulée dans les projections de 2010 et 2012 pour les trois scénarios de recrutement et les deux scénarios de prise.

Les paramètres biologiques reposaient sur les valeurs historiques de la VPA, à savoir la mortalité naturelle et la proportion de la maturité par âge variant selon l'âge, mais ne variant pas au fil du temps, alors que le poids par âge dans les projections étaient issus de la moyenne du poids par âge pour les âges 1 à 9 et de la courbe de croissance du groupe-plus (ce qui permet de modifier la moyenne pondérée du groupe-plus en fonction des changements de la composition par âge dus au rétablissement ou à la baisse de la SSB).

Trois scénarios ont été évalués pour le recrutement futur, sur la base des niveaux faibles, moyens et élevés de la moyenne géométrique, correspondant aux périodes 1970-1980, 1955-2006 et 1990-2000, respectivement (décision demeurée inchangée de l'évaluation de 2010). La moyenne géométrique actualisée et les erreurs standard à échelle logarithmique dans le recrutement ont été calculées à partir des estimations de la médiane du recrutement pour le scénario 2 de la VPA avec des niveaux de capture réajustée et déclarée. Étant donné que les valeurs sigma (déviation standard des déviations logarithmiques du recrutement) étaient très faibles pour les stances de fort et de faible recrutement, le sigma le plus élevé des trois scénarios a été utilisé pour toutes les projections. Les niveaux de recrutement absolu ont très peu différé entre le scénario 2 dans l'actualisation de 2012 et le scénario doté de la configuration la plus identique (scénario 15) dans l'évaluation de 2010 (**Tableau 14**).

Les 12 scénarios de la projection comprenaient donc : i) le scénario 2 de la VPA utilisant deux niveaux de captures historiques postulées (scénario déclaré et scénario réajusté) ; ii) trois niveaux de recrutement ; et iii) deux schémas de sélectivité anticipés des pêches. Ceux-ci ont été exécutés pour le quota actuel (12.900 t) et pour le quota de 2010 (13.500 t) à des fins de comparaison. Par la suite, des projections avec des quotas oscillant entre 0 et 30.000 t ont été réalisées afin de créer la matrice de Kobe.

7.1.2 Résultats

À partir de l'analyse par bootstrap et des projections du scénario 2, le Groupe a estimé la probabilité que le stock se trouve dans chacun des quadrants du diagramme de phases de Kobe de 2010 à 2022 (trois scénarios de

recrutement et les deux scénarios de prises historiques combinés). La différence dans les trajectoires de la prise déclarée et réajustée est une fonction des schémas de sélectivité et des niveaux de recrutement, et donc également des points de référence. Si l'on a recours aux schémas de sélection calculés comme en 2010, $B_{F0,1}$ est plus grand et le stock doit se rétablir à des niveaux absous supérieurs de biomasse pour atteindre le quadrant vert. Un diagramme circulaire de Kobe établi à partir de la proportion des bootstraps se trouvant dans chaque quadrant de couleurs du diagramme de phases a montré que pour 2011 la plupart des bootstraps ont eu lieu dans le quadrant jaune (surpêché ou en surpêche), tandis qu'une faible fraction des bootstraps se trouve dans le quadrant rouge (surpêché et en surpêche) ou dans le quadrant vert (ni surpêché ni en surpêche) (**Figure 34**). Le nombre de fois que les bootstraps se produisent dans le quadrant vert est supérieur si l'on utilise le scénario de prise réajustée, tandis que le nombre de fois que les bootstraps surviennent dans le quadrant rouge est supérieur si l'on a recours au scénario de prise déclarée. Ces résultats ainsi que le diagramme de phases de Kobe (**Figure 18**) indiquent une plus forte probabilité de se trouver dans une situation surpêchée mais ne faisant pas l'objet de surpêche. Lorsque des résultats sont projetés, la proportion de bootstraps dans le quadrant vert augmente graduellement, tandis que le nombre de bootstraps dans le quadrant rouge est nul après 2012 (**Figure 35**). Pour les deux TAC examinés (12.900 t et 13.500 t), les résultats étaient très similaires, avec un rallongement manifeste du temps nécessaire au rétablissement en vertu d'un TAC plus élevé.

7.2 Projections du thon rouge de l'Ouest

7.2.1 Méthodes

Des projections à moyen terme pour le stock occidental couvrant la durée du plan de rétablissement (jusqu'en 2019) ont été réalisées à l'aide du logiciel PRO-2BOX contenu dans le catalogue de logiciels de l'ICCAT. Comme en 2010, le Groupe a examiné les deux scénarios de recrutement discutés au point 6.2 : un scénario potentiel de faible recrutement (modèle à deux lignes) qui postule qu'un recrutement moyen ne permet pas d'atteindre les niveaux élevés obtenus au début des années 1970 (principalement en raison de quelques changements non-identifiés de l'environnement) et un scénario potentiel de recrutement fort postulant que le nombre de recrues correspond à la fonction de Beverton -Holt de la biomasse du stock reproducteur de l'année précédente (**Figure 30**). Le Groupe a convenu qu'il ne disposait pas encore de preuves solides pour favoriser un scénario plutôt qu'un autre et que ces scénarios fournissaient des limites inférieure et supérieure raisonnables (mais pas extrêmes) du potentiel de rétablissement.

Les projections du stock de l'Ouest se fondaient sur les répétitions du bootstrap des matrices de la mortalité par pêche à l'âge et du nombre par âge pour le scénario de continuité (générées par le logiciel VPA-2BOX). La relation stock-recrutement de Beverton-Holt a été ajustée à chacune des répétitions du bootstrap de la taille du stock reproducteur et du recrutement pour les cohortes de 1970-2007 en utilisant une vraisemblance maximale (distribution d'erreur lognormale). Comme en 2010, on a permis au recrutement futur de s'écartez de son niveau escompté en tant que processus auto-corrélatif multiplicatif (log-normal) de premier ordre, la déviation standard (σ_R) et les paramètres d'auto-corrélation (ρ) étant établis de façon égale aux estimations de vraisemblance maximale (mle) pour chaque répétition du bootstrap (0,34 et 0,27, respectivement).

La relation stock/recrutement du modèle à deux lignes postule une augmentation linéaire du recrutement du niveau initial à un niveau "pivot" de la taille du stock reproducteur au-dessus duquel le recrutement est indépendant de la taille du stock reproducteur. Le niveau « pivot » de la taille du stock reproducteur a été calculé pour chaque répétition de bootstrap comme étant la taille moyenne du stock reproducteur de la période 1990-1995 (période qui comprend les estimations les plus basses de la biomasse du stock reproducteur). Le niveau constant du recrutement a été calculé pour chaque répétition de bootstrap comme étant la moyenne géométrique du recrutement entre 1976 et 2008, période pendant laquelle le recrutement était relativement constant. Pour la relation stock/recrutement du modèle à deux lignes, le Groupe a décidé d'utiliser un processus d'auto-corrélation avec la déviation standard (σ_R) établie de façon à être égale à mle de 0,27 et le paramètre d'auto-corrélation (ρ) établi de façon à être égal à mle de 0,31.

Les estimations du recrutement de la VPA pour 2009-2011 ont été remplacées par des valeurs générées à partir de la relation ajustée stock/recrutement soulignant la projection (tant pour le scénario de recrutement faible que de recrutement fort). Le nombre et la mortalité par pêche par âge des âges 1-3 au début de l'année 2009 ont dès lors été recalculés en projetant en avant ces recrutements générés avec les prises par âges connues. Le recrutement partiel projeté (qui combine les effets de la sélectivité des engins et de la disponibilité des poissons par âge) a été calculé à partir des valeurs moyennes géométriques de la mortalité par pêche par âge des années 2008-2010 (ré-échelonnées à un maximum de 1,0).

L'âge moyen du groupe-plus au début des projections a été calculé sur la base du poids moyen observé du groupe-plus au cours de la dernière année de la VPA en inversant la courbe de croissance. L'âge moyen du groupe-plus a ensuite été mis à jour pour les années ultérieures de la projection et le poids du groupe-plus a été calculé à partir de l'âge moyen mis à jour en utilisant la courbe de croissance (comme cela avait été réalisé en 2010). Dans ce sens, on a autorisé le poids moyen du groupe-plus à augmenter avec des réductions du taux de mortalité par pêche. Il a été postulé que la prise projetée pour 2012 s'élevait à 1.750 t [Rec. 10-03]. Pour la période allant au-delà de 2012, les projections ont été poursuivies en ayant recours à divers niveaux de prises constantes, à condition que le F intégralement sélectionné soit contraint de ne pas dépasser 2 yr^{-1} .

La taille projetée du stock reproducteur a été exprimée proportionnellement à la taille du stock reproducteur associée à la PME et à $F_{0,1}$ (à savoir B_{PME} , $B_{0,1}$) pour le scénario de recrutement adéquat. B_{PME} a été utilisé en tant que niveau de référence pour le rétablissement étant donné qu'il constitue le niveau cible du programme actuel de rétablissement. Le Groupe a également observé que $F_{0,1}$ est utilisé plutôt que F_{PME} par d'autres groupes d'évaluation de stock, notamment lorsque les connaissances relatives à la relation stock/recrutement sont limitées. Il convient de noter que $F_{0,1}$ est calculé indépendamment d'une relation stock-recrutement sous-jacente dans VAP-2BOX, et que dans certains cas $F_{0,1}$ peut dépasser F_{PME} .

7.2.2 Résultats

Le recrutement escompté à B_{PME} était beaucoup plus faible selon le scénario à deux lignes (87.000 t) que selon le scénario de Beverton-Holt (278.000 t), avec des estimations correspondantes plus basses de PME et de B_{PME} . Toutefois, les deux scénarios (à deux lignes et de Beverton-Holt) prédisaient des niveaux de recrutement presque identiques lorsque les tailles du stock reproducteur sont faibles (à savoir entre 5.000 t et 13.000 t).

Les projections de la SSB à partir du cas de base de la VPA ont été réalisées jusqu'en 2019 comprises avec des prises constantes de 0 t à 3.500 t dans des intervalles de 100 t, avec une projection additionnelle avec le TAC actuel de 1.750 t [Rec. 10-03]. Les points de référence associés pour le cas de base sont présentés au **Tableau 15**. Les résultats postulant un potentiel de recrutement faible (**Figures 36 à 38**) font apparaître que la probabilité que le stock se situe actuellement à un niveau équivalent ou supérieur aux objectifs de la Convention (à savoir $B_{\text{PME}} = 12.900 \text{ t}$) dépasse 60%. Par conséquent, il y a moins de 50% de probabilité de surpêche si les captures sont maintenues à un niveau inférieur ou égal à la production maximale équilibrée (2.650 t). Les perspectives dans le cadre du potentiel de recrutement fort (**Figures 38 et 39**) sont moins optimistes et font apparaître un stock actuellement surpêché et faisant l'objet de surpêche.

La médiane des estimations de projections de SSB, $\text{SSB}/\text{SSB}_{\text{PME}}$, F , F/F_{PME} , F , $F/F_{0,1}$ et du recrutement pour les scénarios de fort et de faible recrutement se trouve aux **Figures 36 et 37**. En vertu du scénario de faible recrutement potentiel (**Figure 36**), avec le TAC actuel, la SSB en 2019 sera supérieure à la SSB estimée pour 2012. Avec des prises constantes de 2.000 t, la SSB en 2019 n'augmentera pas par rapport à 2012, tandis qu'avec des captures de plus de 2.000 t, la SSB en 2019 sera inférieure à celle de 2012. Le scénario de fort recrutement potentiel (**Figure 37**) suggère que le stock de l'Ouest ne se rétablira pas d'ici à 2019, même sans capture (0 t), alors qu'il est prévu que des prises de 1.300 t, ou moins, mettent un terme à la surpêche en 2013 et commencent le rétablissement. Avec le TAC actuel de 1.750 t, le scénario de fort recrutement indique que le stock ne devrait pas se rétablir à SSB_{PME} avant 2050. Le Groupe a également constaté que la trajectoire de la biomasse du stock estimée en 2012, dans le cadre des scénarios de fort et de faible recrutement, est très similaire aux résultats de l'évaluation de 2010 (**Figure 39**). L'évaluation de 2012 indique un niveau légèrement inférieur de SSB et SSB par rapport à la PME entre 2014 et 2019. Le 60^e centile de $\text{SSB}/\text{SSB}_{\text{PME}}$ et F/F_{PME} projetés a également été calculé et est illustré à la **Figure 38**. L'état projeté du stock dans le cadre des deux scénarios de recrutement est plus similaire si $F_{0,1}$ est utilisé en tant que référence de gestion (**Figures 36 et 37**), les deux indiquant que le stock est surpêché ($B < B_{F_{0,1}}$) et se trouve au seuil de la surpêche ou s'en rapproche ($F > F_{0,1}$).

Les matrices de stratégie de Kobe 2 sont récapitulées aux **Tableaux 16 à 18**. Le **Tableau 16** présente un résumé de la probabilité selon laquelle les diverses politiques de prise constante permettront le rétablissement du stock dans le cadre du scénario de fort recrutement et maintiendront SSB au-dessus de SSB_{PME} dans le cadre du scénario de faible recrutement. Le **Tableau 17** présente également un résumé de la probabilité que les diverses politiques de prise constante puissent mettre un terme à la surpêche, tandis que le **Tableau 18** récapitule la distribution conjointe ($\text{SSB} > \text{SSB}_{\text{PME}}$ et $F < F_{\text{PME}}$). Les résultats sont conformes à ceux discutés ci-dessus (**Figures 36 et 37**).

Un important facteur du récent déclin de la mortalité par pêche des grands thons rouges est que le TAC n'a pas été pêché au cours de cette période jusqu'en 2009, principalement en raison d'une réduction des pêcheries des

États-Unis (jusqu'en 2009). Deux explications plausibles à cette réduction ont été avancées antérieurement par le Comité : (1) la disponibilité des poissons pour la pêcherie américaine était anormalement faible et/ou (2) la taille globale de la population de l'Atlantique Ouest a chuté considérablement par rapport au niveau de ces dernières années. Bien qu'il n'y ait pas de preuve indéniable favorisant une explication plutôt qu'une autre, l'évaluation du cas de base favorise implicitement la première hypothèse (des changements régionaux de la disponibilité), en raison d'une augmentation estimée de la SSB. La diminution indiquée par le taux de capture de grands poissons des États-Unis s'accompagne d'une augmentation d'autres indices de grands spécimens (*cf.* résumé exécutif de 2012 sur le thon rouge). Cependant, le Groupe note que d'importantes incertitudes demeurent sur cette question et que de nouvelles recherches doivent être réalisées à cet effet.

8. Recommandations

8.1 Recommandations de recherche

- Le Groupe a rappelé qu'il était important d'obtenir des données indépendantes des pêcheries, par le biais d'un programme de marquage à grande échelle, et de mettre au point des indices d'abondance indépendants des pêcheries, au moyen de prospections aériennes, afin de mieux suivre la trace des tendances de la biomasse et de mieux estimer les taux de mortalité par pêche. En outre, des données indépendantes des pêcheries sont capitales afin d'éviter l'apparition de biais causés par des réglementations de gestion dans les modèles reposant sur la prise et la CPUE.
- Le Groupe a recommandé que les nouvelles informations biologiques présentées à la réunion d'évaluation de 2012 et lors de réunions antérieures, les nouvelles informations provenant du GBYP (croissance, détermination de l'âge, maturité, reproduction) et l'information issue d'autres programmes de recherche en cours, soient examinées avec soin à l'occasion d'une réunion intersession extraordinaire prévue en 2013 afin d'analyser ces nouveaux résultats, lesquels pourraient influencer la prochaine évaluation du stock de thon rouge de l'Atlantique et être utilisés à cet égard. Cette réunion devrait, en outre, évaluer la fiabilité des informations existantes pour l'évaluation des stocks afin de donner un avis sur le caractère pertinent de ces données pour les nouvelles approches d'évaluation des stocks.
- Le Groupe a également recommandé deux réunions de modélisation, en 2013 et 2014, dans le but d'améliorer les méthodes d'évaluation pour les stocks de thon rouge.
- Le Groupe a, en outre, recommandé que l'actualisation future des indices de CPUE des madragues espagnoles et marocaines dans la zone atlantique du Détrict de Gibraltar inclue explicitement des facteurs environnementaux et la durée de la saison de pêche comme variable dans le modèle utilisé pour la standardisation afin de tenir compte de l'effet de la réglementation actuelle.
- Le Groupe a recommandé la poursuite des analyses des données de VMS afin d'obtenir de meilleures estimations des variations spatio-temporelles de l'effort de pêche des principales flottilles et d'obtenir un indice d'abondance de la flottille de senneurs méditerranéens par le biais de la modélisation de l'état-espace.
- Le Groupe a également convenu qu'il était nécessaire de réaliser des recherches sur la structure de la population de thon rouge afin de dissiper les principales incertitudes entourant l'évaluation du stock. Il convient de poursuivre l'effort d'échantillonnage et les analyses préliminaires qui ont été réalisés dans le cadre du GBYP.
- Le Groupe a répété qu'il était capital d'obtenir des échantillons représentatifs d'otolithes et d'autres tissus de l'ensemble des principales pêcheries dans toutes les zones. Des otolites, des épines et des vertèbres peuvent fournir des estimations directes de la composition par âge de la prise et éviter ainsi les biais découlant de la détermination de l'âge à partir de la taille. De plus, des données sur les micro-éléments des otolithes peuvent s'avérer très utiles pour déterminer l'origine des stocks avec une grande précision et pourraient donc être un facteur clé afin d'améliorer la capacité à réaliser des analyses sur les échanges entre les stocks.
- Le Groupe a reconnu la grande valeur des données historiques qui ont été recueillies dans le cadre du GBYP au cours de ces trois dernières années. Ces données devraient être analysées et validées au cours de l'année prochaine avant leur incorporation dans la base de données de l'ICCAT.

- Il a aussi été recommandé que les données historiques de prise et d'effort de l'Atlantique Ouest de la flottille palangrière japonaise soient analysées par zones principales et par groupes d'années présentant une distribution cohérente de l'effort, plutôt que de considérer seulement les déclarations de capture de thon rouge. Les données présentant le plus grand intérêt sont celles se rapportant au golfe du Mexique, aux eaux au large du Brésil et aux zones Floride-Bahamas, ainsi qu'à la période des années 1960 aux années 1980. Une attention particulière devrait également être accordée à l'Atlantique Sud, à la fois d'après une perspective historique et une perspective récente.

8.2 Recommandations de gestion

Thon rouge de l'Est

Aux termes de la Recommandation 09-06, la Commission a établi un total de prises admissibles pour le thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée de 13.500 t au titre de 2010. De plus, dans la Recommandation 09-06, la Commission a demandé au SCRS de fournir la base scientifique pour que la Commission puisse établir un programme de rétablissement sur trois ans (2011-2013), dans le but d'atteindre la B_{PME} d'ici à 2022 inclus, avec une probabilité d'au moins 60 %.

Une matrice de stratégie de Kobe II reflétant les scénarios de rétablissement du thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée conformément au programme de rétablissement pluriannuel a été générée pour le quota actuel (12.900 t) et le quota de 2010 (13.500 t, **Figure 35**).

La mise en œuvre de réglementations récentes (par le biais de la Rec. 09-06 et de recommandations antérieures) a clairement entraîné une réduction des taux de capture et de mortalité par pêche. Le Comité observe que le maintien des prises au TAC actuel (12.900 t) ou au niveau du TAC de 2010 (13.500 t) conformément au programme actuel de gestion permettra probablement au stock d'augmenter pendant cette période et est conforme au but d'atteindre la F_{PME} et la B_{PME} d'ici à 2022 inclus, avec une probabilité d'au moins 60 %, compte tenu des incertitudes quantifiées. Une période de stabilisation des principales réglementations de gestion du programme de rétablissement permettrait au SCRS de mieux estimer l'ampleur et la vitesse des récentes tendances de F et de la SSB au cours des prochaines années.

Thon rouge de l'Ouest

En 1998, la Commission a lancé un programme de rétablissement sur 20 ans conçu pour atteindre B_{PME} avec une probabilité de 50% au moins. En réponse à de récentes évaluations, la Commission a recommandé un total de prises admissibles (TAC) de 1.900 t en 2009, de 1.800 t en 2010 [Rec. 08-04] et de 1.750 t en 2011 [Rec. 10-03].

L'évaluation actuelle (2012) indique des tendances historiques de l'abondance similaires à celles d'évaluations antérieures. La forte classe d'âge de 2003 a contribué à la productivité du stock de telle sorte que la biomasse totale s'est accrue au cours de ces dernières années.

La productivité future du stock, comme avec les évaluations antérieures, se fonde sur deux hypothèses relatives au recrutement futur : un scénario de « fort recrutement potentiel » selon lequel le recrutement futur a le potentiel d'atteindre des niveaux survenus au début des années 70 et un scénario de « faible recrutement potentiel » selon lequel le recrutement futur devrait demeurer proche des niveaux actuels. Les résultats de cette évaluation ont démontré que les implications à long terme pour la biomasse future sont différentes en fonction des deux hypothèses et la question de faire la distinction entre les deux reste sans réponse.

Des probabilités d'atteindre B_{PME} au cours de la période de rétablissement établie par la Commission ont été projetées pour des niveaux de capture alternatifs (**Tableau 17** et **Figures 36 et 37**). Le scénario de « faible recrutement potentiel » suggère que la biomasse est actuellement suffisante pour produire la PME, tandis que le scénario de « fort recrutement potentiel » suggère qu'il est très peu probable d'atteindre la B_{PME} pendant la période de rétablissement. Malgré la grande incertitude qui entoure la productivité future du stock à long terme, les captures actuelles (1.750 t) devraient permettre à la biomasse de poursuivre sa hausse, quel que soit le scénario de recrutement. De fortes captures supérieures à 2.000 t empêcheront la classe d'âge de 2003 d'augmenter le potentiel de productivité du stock à l'avenir. La Commission souhaitera peut-être protéger la classe d'âge de 2003 afin de renforcer sa contribution à la biomasse reproductrice. Le maintien des captures aux niveaux actuels (1.750 t) devrait permettre à la biomasse reproductrice d'augmenter, ce qui pourrait contribuer à résoudre la question du faible et fort recrutement potentiel. À titre d'exemple, si l'hypothèse de fort recrutement

est correcte, le fait de permettre que la biomasse reproductrice augmente de façon substantielle devrait entraîner un recrutement plus élevé.

Comme noté précédemment par le Comité, la productivité du thon rouge de l'Atlantique Ouest et des pêcheries de thon rouge de l'Atlantique Ouest est liée au stock de l'Atlantique Est et de la Méditerranée. Par conséquent, il est probable que les actions de gestion prises dans l'Atlantique Est et la Méditerranée aient un impact sur le rétablissement dans l'Atlantique Ouest. En effet, même de faibles taux d'échanges de l'Est vers l'Ouest peuvent avoir d'importants effets sur l'Ouest car la taille de la ressource de l'Atlantique Est et de la Méditerranée est bien plus grande que celle de l'Ouest.

9. Autres questions

Aucune autre question n'a été discutée.

10. Adoption du rapport et clôture

Le rapport a été adopté.

Le Président a remercié les participants pour leur travail intense.

La réunion a été levée.

Références

- Anon. 1997, Report of the ICCAT SCRS Bluefin tuna Stock Assessment Session (*Genoa, Italy, September 12-20, 1996*). 1996 SCRS Detailed Report on Bluefin Tuna. Collect. Vol. Sci. Pap. 46(1): 1-186.
- Anon. 2009, Report of the 2008 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (*Madrid, Spain, June 23 to July 4, 2008*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64(1): 1-352.
- Anon. 2011a, Report of the 2010 ICCAT Bluefin Data Preparatory Meeting (*Madrid, Spain, June 14 to 19, 2010*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 66(3): 1011-1115.
- Anon. 2011b, Report of the 2010 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (*Madrid, Spain, September 6 to 12, 2010*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 66(2): 505-714.
- Baglin, R.E.J. 1982, Reproductive biology of western Atlantic bluefin tuna. - Fishery Bulletin 80: 121-134.
- Bravington, M., and P. Grewe. 2007, A method for estimating the absolute spawning stock size of SBT, using close-kin genetics. Working Document CCSBT-SC/0709/18 CCSBT Scientific Committee meeting. Hobart, Australia
- Chapman, E.W., Jorgensen, C. and Lutcavage, M.E. 2011, Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*): a state-dependent energy allocation model for growth, maturation, and reproductive investment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68: 1934-1951.
- Corriero, A., Karakulak, S., Santamaria, N., Deflorio, M., Spedicato, D., Addis, P., Cirillo, F., Fenech-Farrugia, A., Vassallo-Aguis, R., de la Serna, J.M., Oray, I., Cau, A., Megalofonou, P. and De Metrio, G. 2005, Size and age at sexual maturity of female bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) from the Mediterranean Sea. J. Appl. Ichthyol. 21: 483-486.
- Cort, J.L. 1991, Age and growth of the bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (L.) of the northwest Atlantic. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 35(2): 213-230.
- Diaz, G.A., 2011, A revision of western Atlantic bluefin tuna age of maturity derived from size samples collected by the Japanese longline fleet in the Gulf of Mexico (1975-1980). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 66(3): 1216-1226.
- Fromentin, J-M. 2004. The 2002 size composition of bluefin tuna catches of the French purse seine compared to those of the early 1990s and 2001. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 56(3): 1182-1188.
- Fromentin, J-M., Fonteneau, A. 2001, Fishing effects and life history traits: a case-study comparing tropical versus temperate tunas. *Fisheries Research* 53, 133-150.

- Fromentin, J-M., Powers, J.E. 2005, Atlantic bluefin tuna: population dynamics, ecology, fisheries and management. *Fish and Fisheries* 6, 281-306.
- Goldstein, J., Heppell, S., Cooper, A., Brault, S. and Lutcavage, M. 2007, Reproductive status and body condition of Atlantic bluefin tuna in the Gulf of Maine, 2000-2002. *Marine Biology*, 151: 2063-2075.
- ICCAT, 2012, Report of the Standing Committee on Research and Statistics (SCRS). In report for Biennial Period, 2010-11, Part II (2011) – Vol. 2; 268 pp.
- Mather, F.J., Mason, J.M. and Jones, A.C. 1995, Historical document: life history and fisheries of Atlantic bluefin tuna. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC - 370; 165 pp.
- Neilson, J.D. and Campana, S.E. 2008, A validated description of age and growth of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 75(8): 1523-1527.
- Ortiz, M. and Palma, C. 2011, Summary of comparison and verification of the AGEIT Program for age-slicing of bluefin tuna catch at size (CAS) information. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 66(2): 918-934.
- Restrepo, V.R., Diaz, G.A., Walter, J.F., Neilson, J. Campana, S. Secor, D. and Wingate, R.L. 2011, Updated estimate of the growth of western Atlantic bluefin tuna. *Aquatic Living Resources*, Vol. 23, Issue 04, pp. 335-342.
- Rooker J.R., Alvarado, J.R., Block, B.A., Dewar, H., De Metrio, G., Corriero, A., Kraus, R.T., Prince, E.D., Rodriguez-Marín, E. and Secor, D.H. 2007, Life History and Stock Structure of Atlantic Bluefin Tuna (*Thunnus thynnus*). *Reviews in Fisheries Science*, 15: 265-310.
- Rooker, J.R., Secor, D.H., DeMetrio, G., Schloesser, R., Block, B.A., Neilson, J.D. 2008, Natal homing and connectivity in Atlantic bluefin tuna populations. *Science*, Vol. 322, No. 5902:742-744.
- Taylor, N., McAllister, M., Lawson, G., Carruthers, T., Block, B. 2011, Atlantic Bluefin Tuna: A Novel Multistock Spatial Model for Assessing Population Biomass. *PLoS ONE* 6(12): e27693. doi:10.1371/journal.pone.0027693.

INFORME DE LA SESIÓN ICCAT
DE EVALUACIÓN DE STOCK DE ATÚN ROJO DE 2012
(Madrid, España, 4 a 11 de septiembre de 2012)

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

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

Los Dres. Clay Porch (Estados Unidos) y Jean-Marc Fromentin (UE-Francia), relatores del Grupo de especies de atún rojo para los stocks oriental y occidental copresidieron la reunión. Los Drs. Porch y Fromentin dieron la bienvenida a los participantes (“el Grupo”) y procedieron a revisar el orden del día, que se adoptó sin 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 de las diversas secciones del informe:

| <i>Sección</i> | <i>Relatores</i> |
|-----------------|--|
| Puntos 1, 9, 10 | P. Pallarés |
| 3 | C. Porch, J-M- Fromentin |
| 4.1 | J. Neilson, E. Rodríguez-Marín |
| 4.2 | G. Díaz, S. Deguara |
| 4.3 | A. Kimoto, J.M. Ortiz de Urbina, W. Ingram |
| 4.4 | J. Neilson, E. Rodríguez-Marín, M. Lauretta |
| 4.5 | S. Cass-Calay |
| 5 | C. Porch, S. Cadrin, H. Arrizabalaga |
| 6 | M. Lauretta, S. Cass-Calay, C. Porch, J. Walter, S. Bonhommeau, J.M. Fromentin |
| 7 | L. Kell, J. Walter, J.M. Fromentin, M. Lauretta, S. Cass-Calay, C. Porch |
| 8 | C. Porch, J.M. Fromentin |

2. Examen de los documentos científicos presentados al Grupo

Debido al considerable número de documentos presentados se decidió organizar la presentación por grupos y proceder a un debate general al final de las presentaciones de cada grupo. Por consiguiente, el informe se reestructuró de tal modo que, para algunos puntos, los resúmenes de los documentos se trasladaron a un apéndice (**Apéndice 4**) y sólo se incluyeron debates generales en el texto principal.

3. Examen de los planes de recuperación del atún rojo del Atlántico y Mediterráneo y del asesoramiento anterior del SCRS

Se revisaron los planes de recuperación para el atún rojo del Atlántico y Mediterráneo adoptados por la Comisión.

Planes de recuperación para el atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo. La Recomendación 08-05 (que sustituye a la Rec. 06-05) establecía un periodo de recuperación de 15 años, que comenzó en 2007, con el objetivo de que el stock se recupere hasta el nivel de B_{RMS} con una probabilidad superior al 50%. En el marco del plan se implementaron una serie de medidas técnicas, entre ellas, tallas mínimas, cierres de la pesquería y TAC. En la Recomendación también se solicitaba al SCRS que, basándose en los datos disponibles, realizará un seguimiento y asesorara a la Comisión sobre las posibilidades de que se cumplieran los objetivos del plan. Basándose en la información disponible en 2007, el SCRS advirtió de que, en líneas generales, los resultados preliminares indicaban que las medidas adoptadas en el plan eran un paso en la dirección adecuada, pero que era poco posible que se alcanzara totalmente el objetivo del plan de que el stock se recupere hasta el nivel de RMS en un plazo de 15 años con una probabilidad superior al 50%. El SCRS indicó que esto depende de varios factores, sobre todo el nivel de implementación de las reglamentaciones (lo que incluye una drástica reducción del esfuerzo pesquero desde ahora hasta 2023) y del reclutamiento futuro. Si la implementación fuera perfecta y

el reclutamiento futuro se situara aproximadamente en el nivel de los noventa y no se viera afectado por el nivel reciente de la biomasa reproductora, se estimó que habría una probabilidad de aproximadamente el 50% de recuperación desde ahora hasta 2023, si se aplican las disposiciones establecidas en la Rec. 08-05. Sin embargo, el SCRS advirtió que es poco probable que la implementación sea perfecta, porque incluso con una ejecución perfecta, el Comité opina que es imposible evitar totalmente la mortalidad por descarte de peces pequeños (por encima del nivel de tolerancia), al tiempo que se reduce drásticamente y de forma continua el esfuerzo pesquero hasta niveles bajos con el fin de alcanzar los objetivos del plan de recuperación. Con otros supuestos plausibles (ya sea la implementación imperfecta o un reclutamiento que desciende desde niveles recientes a medida que la biomasa reproductora desciende o con ambos), no se podrán alcanzar los objetivos del plan de recuperación a menos que se realicen nuevos ajustes. El mejor asesoramiento del Comité es seguir una estrategia $F_{0,1}$ (u otra aproximación adecuada de F_{RMS}) para conseguir la recuperación del stock, ya que esta estrategia parece mucho más robusta que la contemplada en la Rec. 06-05, y posiblemente también en la Rec. 08-05, frente a una amplia gama de incertidumbres en lo que concierne a los datos, al estado actual y a la productividad futura. Esta estrategia supondría que las capturas tendrían que ser muy inferiores en los años subsiguientes (del orden de 15.000 t o menos), pero la ganancia a largo plazo podría dar lugar a capturas de aproximadamente 50.000 t, con incrementos notables en la biomasa reproductora. Para una especie longeva como el atún rojo, se requiere cierto tiempo (>10 años) para constatar los beneficios. El Comité indicó que, para revertir las tendencias de ese momento, se requería una reducción global de la mortalidad y del esfuerzo pesquero.

En respuesta al asesoramiento del Comité, la Comisión volvió a modificar el plan de recuperación en 2009 [Rec. 09-06], y estableció el TAC en 13.500 t para el año 2010, también estableció un marco para fijar los TAC futuros en niveles que logren, con una probabilidad de al menos el 60%, la recuperación del stock hasta niveles de B_{RMS} , antes de 2023. La Comisión requirió de nuevo al SCRS que presentase una matriz de estrategia de Kobe II que reflejase los escenarios en los que se podría producir la recuperación del atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo hasta el nivel de B_{RMS} con probabilidades que oscilasen entre el 50 y el 90% teniendo en cuenta la Res 09-12.

La *Recomendación suplementaria de ICCAT sobre el Programa de recuperación del atún rojo del Atlántico oeste* [Rec. 08-04] establecía un periodo de recuperación de 20 años, que comenzaba en 1999, con el objetivo de recuperar el stock hasta el nivel de B_{RMS} con una probabilidad del 50% antes del final del periodo del plan de recuperación (hasta 2018 inclusive). En dicho plan se incluían una serie de medidas técnicas, entre ellas TAC, y también se solicitaba al SCRS que realizase un seguimiento y asesorase a la Comisión sobre las posibilidades de que se alcanzasen los objetivos del plan basándose en los datos disponibles. Basándose en una evaluación del estado del stock occidental, realizada en 2008 (Anon. 2009), que indicaba que un total admisible de captura (TAC) constante por debajo de 2.100 t durante el periodo 2009-2010 produciría ganancias en la biomasa reproductora del stock (SSB) del atún rojo del Atlántico oeste, y considerando que el SCRS advirtió que las nuevas pruebas sugerían que las reglamentaciones actuales podrían ser insuficientes para alcanzar los objetivos, la Comisión enmendó su plan de recuperación estableciendo un TAC, incluidos descartes muertos, de 1.900 t en 2009 y de 1.800 t en 2010.

El Comité realizó otra evaluación de atún rojo del Atlántico en 2010 (Anon. 2011b). Basándose en los resultados de dicha evaluación, el Comité concluyó que, aunque las perspectivas para el atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo habían mejorado en comparación con la evaluación anterior, el stock seguía sobreexpuesto (se estimó que la SSB se situaba en tan sólo el 35% de la biomasa prevista en el marco de una estrategia RMS) y estaba siendo objeto de sobreexplotación (se estimó que la tasa de mortalidad por pesca de 2009 se situaba por encima del objetivo de referencia $F_{0,1}$). La Comisión respondió reduciendo el TAC hasta 12.900 t anuales, empezando a partir de 2011 y en años posteriores, hasta el momento en que se cambiase el TAC siguiendo el asesoramiento del SCRS ([Rec. 10-04]). La Comisión también implementó otras medidas (lo que incluye vedas estacionales y límites de talla mínima) y reforzó varios mecanismos de control para garantizar la observancia de las medidas de ordenación y para garantizar la rastreabilidad de todas las capturas.

En el caso del atún rojo del Atlántico occidental, el Comité indicó que, con el escenario de reclutamiento bajo, el stock se sitúa por encima del nivel de biomasa que podría respaldar el RMS, pero que con el escenario de reclutamiento alto (en el que son posibles en el futuro rendimientos sostenibles más elevados), el stock permanece sobreexpuesto y la sobreexplotación continuará en el marco del TAC actual. El Comité también aconsejó a la Comisión que protegiera la fuerte clase anual de 2003 hasta que alcance la madurez y pueda contribuir a la reproducción. Como respuesta a lo anterior, la Comisión redujo el TAC situándolo en 1.750 t para 2011 y 2012 [Rec. 10-03].

4. Resumen de los datos disponibles para la evaluación

4.1 Biología

El Grupo revisó 14 documentos de trabajo en los que se describían los avances recientes en los conocimientos de la biología del atún rojo. En el **Apéndice 4** se presenta una recopilación completa de los resúmenes de dichos documentos. En esta sección se presenta un resumen de los debates del Grupo.

Aparte de estas nuevas contribuciones, en la siguiente tabla se presenta un resumen de los supuestos actuales relacionados con los atributos del ciclo vital, tal y como se usaron en la evaluación, para los stocks del Atlántico oeste y del Atlántico este y Mediterráneo.

| <i>Rasgos del ciclo vital</i> | <i>Supuestos utilizados por el SCRS</i> | <i>Fuente (véase también el Manual de ICCAT)</i> | <i>Notas</i> |
|-------------------------------|---|--|--|
| Crecimiento (talla por edad) | crecimiento von Bertalanffy Oeste: $K=0,089$; $L_{\infty}=315$ cm; $t_0=-1,13$ Este y Mediterráneo: $K=0,093$; $L_{\infty}=319$ cm; $t_0=-0,97$ | Restrepo <i>et al.</i> (2011) Cort (1991) | Para el oeste, el SCRS adoptó la curva de crecimiento de Restrepo <i>et al.</i> (2011) en 2009, y la evaluación actual la utiliza para el caso base. |
| Crecimiento (talla-peso) | Oeste: Se utilizan conversiones específicas de zona y temporada Este y Mediterráneo: < 101 cm; $W=2,95 \cdot 10^{-5} \cdot FL^{2,899}$ Este y Mediterráneo >100 cm; $W=1,96 \cdot 10^{-5} \cdot FL^{3,009}$ | Factores de conversión ICCAT Factores de conversión ICCAT | En la evaluación de 2008 se indicó la necesidad de revisar las conversiones para el Oeste. |
| Mortalidad natural | Oeste - Se asumió que M era independiente de la edad ($=0.14 \text{yr}^{-1}$). Este y Mediterráneo Comienza en la edad 1: 0.49, 0.24, 0.24, 0.24, 0.20, 0.175, 0.15, 0.125, 0.10. | Anon. (1997) | Anon. (1997) Se aplica un vector específico de la edad para M para las edades 1 a 10+, (Anon. 1997). |
| Longevidad | Este: > 20 años Oeste: 32 años | Fromentin y Fonteneau (2001) Neilson y Campana (2008) | Basado en datos de mercado. Basado en huellas de radio carbono. |
| Madurez | Oeste 100% madurez Anteriormente edad 8, ahora edad 9 utilizando el modelo de crecimiento de Restrepo <i>et al.</i> (2001) Este y Mediterráneo 50% madurez Edad 4 (115 cm/30 kg). | Baglin (1982) Anon. 1997 | Diaz (2011) sugiere una edad de madurez al 50% más tardía (edad 15-16), pero, para el Oeste, Goldstein <i>et al.</i> (2007) sugiere un calendario de reproducción asincrónico y una talla menor de madurez. Hallazgos recientes indican que los peces alcanzaban la madurez en la edad 5. (SCRS/2012/161). M50 con 105 cm, (edad 3,5) de Corriero <i>et al.</i> (2005). |

| | | | |
|---------------------------|---|---|---|
| Zona de reproducción | Oeste: Golfo de México Este y Mediterráneo: en torno a las Islas Baleares, mar Tirreno, Mediterráneo central y mar de Levante. | Múltiples fuentes, véase Rooker <i>et al.</i> (2007) y Fromentin y Powers (2005) o Mather <i>et al.</i> (1995) para revisiones. | Se han establecido hipótesis sobre otras zonas de reproducción, pero no se han demostrado todavía. Véase la presentación 2012/149 con información adicional sobre reproducción en el Mediterráneo. |
| Temporada de reproducción | Oeste: abril a mediados de junio. Este y Mediterráneo, mediados de mayo a mediados de julio. | Igual que el anterior. | El momento de la temporada de desove puede cambiar de un año a otro debido a las condiciones medioambientales. |

Biometría, estructura de tallas, ratio de sexos y crecimiento

En los documentos SCRS/2012/104, 105, 128 y en la presentación 2012/141 se facilitan relaciones que mejoran los limitados factores de conversión de ICCAT y algunas de las nuevas estimaciones de relaciones talla-peso podrían modificar significativamente la estimación de las capturas en peso en la zona del Mediterráneo. Además el documento SCRS/2012/104 proporciona relaciones talla-peso en un nivel más elevado de resolución temporal (mensual) que las relaciones anteriormente disponibles. Esto podría afectar también a la estimación extrapolada de peso de la captura.

El documento SCRS/2012/114 indicaba que la L_{MAX} máxima hallada en una revisión de los datos disponibles era 330 cm y que las curvas de crecimiento del atún rojo del Este y del Oeste tienen una $L_{infinity}$ que se sitúa dentro de límites de confianza de $319,93 \pm 11,3$ cm. Los autores sugieren que se utilice el método descrito en el documento SCRS/2012/132 para reconocer y suprimir datos atípicos de la base de datos de ICCAT. El Grupo advirtió que la supresión de datos atípicos era un proceso subjetivo, y que la presencia de ejemplares más grandes podría preverse debido a la variabilidad natural en la población.

Los documentos SCRS/2012/117 y SCRS/2012/128 describían la ratio de sexos del atún rojo Mediterráneo capturado por los cerqueros y palangreros basándose en grandes muestras, y halló que los machos predominaban en la primera y última clase de talla, mientras que las hembras predominaban en las clases de talla intermedias.

Mezcla y estructura del stock

El documento SCRS/2012/101 consideraba el desarrollo de la clase anual de 2003. El Grupo constató que la frecuencias de tallas de las muestras de 2007 a 2009 mostraban un descenso en el Oeste y una tendencia opuesta en el Este. Esto podría reflejar un cambio en el esfuerzo de muestreo en lugar de fuerzas relativas de la clase anual entre el Este y el Oeste. Los autores convinieron en que se habían producido cambios en la distribución pesquera de la flota japonesa (véase también SCRS/2012/130), y que era importante considerarlos.

En la presentación 2012/142 se consideraban las importantes capturas históricas de atún rojo en aguas de Brasil y se debatía el estado de los conocimientos sobre el stock de origen de estos peces. En este momento no es posible llegar a conclusiones definitivas sobre el stock de origen, ya que las muestras biológicas no se han localizado todavía (aunque se sugirió que dicho material podría estar todavía en los archivos nacionales). Sin embargo, los análisis de los patrones de captura mensuales en otras pesquerías del Atlántico occidental indican que las capturas en aguas de Brasil podrían proceder del stock occidental. El Grupo también constató que las capturas habían sido escasas recientemente en la misma zona en la que habían tenido lugar las abundantes capturas históricas. Se sugirió que, en el marco de las actividades del GBYP, debería asignarse prioridad a la recogida de otolitos y muestras de tejidos de éstas y otras pesquerías del Atlántico sur. El Grupo preguntó si las marcas PSAT proporcionaban más información o análisis de “parentesco”, al igual que en algunos estudios de atún rojo del Sur (Bravington y Grewe 2007). Este enfoque podría requerir muchas muestras, pero puede proporcionar una comparación ortogonal con análisis de microelementos. El Grupo recordó que a pesar del intensivo despliegue en el Oeste, sigue siendo difícil llegar a conclusiones sobre los lugares de reproducción. El enfoque de marcado genético podría ser útil, ya que evita parcialmente el problema de comunicación de la marca.

El Grupo constató que, a diferencia de las estimaciones históricas de tasas nulas o muy bajas de contribución del stock oriental a los reproductores del Golfo de México (comunicado en el documento SCRS/2012/155), en el periodo reciente (2009-2010) se ha producido una estimación de 8,3% ($\pm 4.6\%$ SD). Esta estimación, basada en análisis químicos de otolitos, no fue estadísticamente diferente la estimación nula. Se planteó la cuestión de que cualquier contribución oriental a los reproductores del Golfo de México no sería coherente con la separación genética entre los dos stocks. El Grupo también advirtió que con análisis de stock mezclados, podría haber un sesgo hacia proporciones superiores de stocks relativamente raros en los casos en los que existen diferencias importantes en el tamaño de los stocks mezclados, como es el caso para el atún rojo del Atlántico. En dichas situaciones, es difícil estar seguro sobre los niveles de mezcla sin muestras grandes. Los autores aclaramaron también que los peces utilizados para establecer las líneas de base para el Golfo de México y el Mediterráneo fueron 14-18 meses de edad. Se preguntó si los peces pueden moverse fuera de la zona natal en ese intervalo temporal. Los autores respondieron que movimientos de dicha naturaleza posiblemente afectarían a la variabilidad de las conclusiones pero no necesariamente a la capacidad de resolver la mezcla. En el documento SCRS/2012/155 se indicaba que la cantidad de miembros del stock occidental en ejemplares capturados en pesquerías occidentales podría estar descendiendo en el tiempo, aunque se reconoció que el tamaño de las muestras era pequeño. El Grupo convino en la preocupación sobre el tamaño de la muestra e instó a la continuación de análisis de muestras históricas. La integración de estos resultados con los estudios de mercado podría permitir la obtención de una mejor perspectiva de las cuestiones relacionadas con la mezcla (véase el trabajo propuesto en SCRS/2012/138) En el documento SCRS/2012/156 se informaba de que para la clase anual de 2003, la tasa de contribución estimada de miembros del Golfo de México era $49.2\% \pm 13.2\%$ SD, lo que indica importantes contribuciones de ambas regiones natales.

El SCRS/2012/152 presentaba los primeros resultados de origen natal de 470 atunes rojos juveniles y adultos capturados en el Golfo de Vizcaya durante 2009-2011. Las estimaciones de máxima verosimilitud de las proporciones del origen indicaban que una elevada proporción (95-100%) del atún rojo del Atlántico capturado en la pesquería del Golfo de Vizcaya era originaria del Mediterráneo. Sin embargo, se indicó que los ejemplares con valores $\delta^{18}\text{O}$ más mermados se capturaron en momentos similares, lo que sugiere que podrían producirse pulsos de migración intermitentes de Oeste a Este, pero dichas migraciones no se han cuantificado y podrían implicar a una cantidad relativamente pequeña de peces. El Grupo advirtió de que el tamaño de la muestra no era suficiente para cuantificar la variación interanual y que se requerirían observaciones adicionales para respaldar la inferencia de un reclutamiento trasatlántico intermitente. Se constató que la hipótesis de migración trasatlántica intermitente de juveniles se había planteado anteriormente en estudios de mercado convencional (Rooker *et al.* 2007). Esta hipótesis, de confirmarse, tendría pocas implicaciones para la evaluación del stock oriental, pero tendría importantes implicaciones potenciales para la evaluación del stock occidental.

Estudios de larvas/madurez/reproducción

El documento SCRS/2012/161 presentaba nueva información sobre madurez sexual y reproductiva de 529 atunes rojos muestreados desde 2004 hasta 2010 en las zonas de alimentación del Atlántico noroccidental en aguas de Nueva Inglaterra y Canadá y juveniles del año de Virginia. El estudio indicaba que ejemplares con tallas tan pequeñas como 134 cm eran maduros, lo que contrasta con los supuestos actuales del SCRS. El Grupo debatió la existencia de posibles sesgos asociados con la mezcla de peces de origen oriental. El ponente respondió que no se habían realizado determinaciones del origen natal. Sin embargo, el Grupo recordó que los datos existentes sobre origen natal de las regiones incluidos en el documento SCRS/2012/161 indicaban que los peces eran en gran medida de origen occidental (Rooker *et al.* 2008). El Grupo también aludió al trabajo de Mather *et al.* (1995) que comunicaba resultados coherentes con el estudio actual y que halló que los peces alcanzaban la madurez en la edad 5.

En el documento SCRS/2012/115 se describían prospecciones MEDIAS, emprendidas en junio y julio durante el punto álgido de la temporada de reproducción en el Mediterráneo y en el mejor momento para muestrear larvas de atunes rojos en el mar Balear. Las prospecciones se realizaron desde 2009 hasta 2011 y eran la continuación de prospecciones anteriores (2001 a 2005). En 2012 se realizó una prospección más completa que cubrió el momento álgido de la reproducción. El Grupo reconoce la importancia de prospecciones independientes de la pesquería como éstas para obtener información importante sobre la distribución y abundancia de las larvas.

Documentos generales sobre biología

Se presentaron al Grupo los principales logros de investigación obtenidos por Análisis y muestreo biológico del GBYP. Aunque no hubo tiempo suficiente para revisar totalmente los resultados, los progresos parecen

importantes (véanse, como ejemplo, los resultados relacionados con la estructura del stock y la determinación directa de la edad).

El Grupo recomendó que la nueva información biológica presentada en esta sección se considerase detenidamente durante una reunión intersesiones especial propuesta para 2013, con el fin de validar la metodología y evaluar su influencia en la evaluación de stock.

4.2 Captura y otras estadísticas de la pesquería

4.2.1 Capturas del Atlántico este y Mediterráneo

- Capturas nominales y tendencias en la pesquería

Las estadísticas de captura de Tarea I (captura nominal y características de las flotas) y de Tarea II (captura y esfuerzo, frecuencias de tallas, y captura por talla) comunicadas por las CPC de ICCAT hasta 2011 inclusive fueron facilitadas al Grupo durante la reunión. La Tarea I para UE-España no estaba disponible en el momento de la evaluación, durante la reunión científicos de la UE facilitaron estimaciones preliminares.

Las capturas nominales anuales de atún rojo revisadas (Tarea I) desde 1950 hasta 2011 presentadas por la Secretaría y resumidas en la **Tabla 1** y **Figura 1** muestran la distribución espacial de las capturas de atún rojo (1950-2009) por arte y década. En las **Figuras 2 y 3** se muestran las capturas de atún rojo anaules comunicadas por zona y artes principales.

Las capturas comunicadas en el Atlántico Este y Mediterráneo alcanzaron un punto máximo de más de 50.000 t en 1996 y después descendieron sustancialmente estabilizándose en niveles cercanos a los de los TAC establecidos por ICCAT (En la **Tabla 1** se muestran las capturas totales, en la **Figura 2** las capturas totales por zona y en la **Figura 3** las capturas totales por arte). Tanto el incremento como el subsiguiente descenso en la captura declarada se produjeron sobre todo en el Mediterráneo (**Figura 2**). La información disponible mostraba que las capturas de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo habían sido objeto de una importante infradeclaración desde 1998 hasta 2007. Las actividades de cría en el Mediterráneo han producido desde 1997 un importante cambio en la estrategia de pesca de los cerqueros y han inducido al deterioro de la captura por talla de atún rojo. Los datos de Tarea I reflejan la captura por país y región pesquera, y durante la reunión se revisaron los datos de 2008 y 2011.

- Captura por talla (CAS) y captura por edad (CAA)

El esquema de sustitución para los datos por talla faltantes fue revisado y adoptado durante la reunión de preparación de datos de atún rojo de 2010. La Secretaría presentó las tablas de sustitución para la CAS actualizada en 2012 (**Tablas 2, 3 y 4**) Durante esta reunión, el Grupo adoptó los siguientes cambios a la CAS:

1. Añadir datos de talla para México 2010 y 2011 facilitados por científicos durante la reunión.
2. Tras revisar los datos de talla de 2011 de Turquía se recomendó no utilizar estos datos para estimar CAS, ya que representan muestras de granjas con frecuencia de tallas muy diferentes. Por tanto, el Grupo decidió utilizar la sustitución de talla de 2009/2010 (cerco UE-Francia).

El Grupo revisó el esquema de sustitución en la reunión de preparación de datos de atún rojo de 2010 (Anon. 2011a). El nivel de sustitución sigue siendo elevado, en particular para las pesquerías de cerco del Mediterráneo (con sustitución en las dos últimas décadas del 30% en la unidad del Atlántico este y del 70% en la unidad del Mediterráneo, SCRS/2010/119). Se constató que en el Oeste el muestreo de talla es mucho mejor y que las pesquerías más importantes y las CPC facilitaron muestras de talla o datos CAS. Se presentaron algunos análisis durante la sesión de evaluación de stock y se resaltó que había importantes deficiencias en los datos disponibles que el Grupo debe utilizar para estimar tanto CAS como CAA para el stock oriental (SCRS/2012/1116). La mayor parte de los problemas se debió al escaso número de muestras de talla que da lugar a altos niveles de extrapolación y sustitución entre años, flotas y zonas. Por ejemplo, desde finales de los noventa no pueden obtenerse muestras de talla de los cerqueros del Mediterráneo debido a las actividades de cría. Se han realizado progresos en los últimos años, pero la información actual que consiste en el peso individual tras la cría sigue siendo muy incierta para utilizarla en los modelos de evaluación de stock. Por tanto, CAS se produce actualmente a partir de la información de los cuadernos de pesca retro-trasformando el peso medio en talla (Fromentin, 2004). Este método se utiliza para una única flota, de tal modo que esta información sobre peso medio se utiliza para extrapolar todas las flotas de cerco del Mediterráneo. Por consiguiente, la CAS resultante

muestra una distribución por talla en la que se difumina la estructura de edad de las cohortes en las capturas. Estos importantes errores en la CAA afectan en gran medida a los resultados del VPA (véase la sección 5). Para la sustitución, se han aplicado las mismas normas que en años recientes, a saber 2010 y 2011. La conversión de CAS a CAA utiliza el mismo procedimiento de corte de edad y los mismos algoritmos que los que adoptó y utilizó el Grupo en la evaluación de 2010 (Ortiz y Palma, 2011).

En el documento SCRS/2012/116 se presentaba una revisión de los datos de talla disponibles en la base de datos de ICCAT (DB) y los datos de talla recopilados en el marco del GBYP. El documento concluía que las distribuciones de frecuencias de tallas presentaban variaciones estadísticas por año, mes, arte y flota. Por tanto, el muestreo de talla o CAS debería proporcionarse al menos en este nivel de estratificación. También se concluyó que no había diferencias entre las muestras de frecuencias de tallas obtenidas en el marco del GBYP y las muestras disponibles en la base de datos de ICCAT. Finalmente, se recomendó que si se iban a utilizar las muestras de talla como entradas directas para modelos integrados, como los modelos estadísticos de captura, tendrían que ser revisadas en colaboración con los científicos de las CPC, para aclarar cualquier serie dudosa en los datos de talla de ICCAT. El Grupo recomendó que este nuevo material, parte del cual ya estaba disponible, se analizase en un futuro próximo para comprender las implicaciones de los datos y determinar cómo pueden incorporarse en la próxima evaluación de atún rojo del SCRS.

En el documento SCRS/2012/109 se analizaba el modo en que la implementación de medidas de regulación del plan de recuperación del atún rojo del Atlántico en 2007 se había traducido en cambios en la estrategia de pesca de la pesquería de barcos de cebo vivo en el Golfo de Vizcaya debido a las condiciones de mercado. Los resultados mostraban que, desde la implementación de las medidas de regulación del plan de recuperación en 2007, la captura por edad incluía una mayor proporción de ejemplares con una edad superior que el periodo anterior. Esta tendencia se hacía más evidente tras la exclusión del análisis de los ejemplares de edad 1. En los datos de las series se observó una señal de fuerte clase anual de las cohortes de 1994 y 2003, pero esta señal de clase de edad no explicaba la tendencia general de los cinco últimos años.

El documento SCRS/2012/130 se presentaba una revisión de los patrones de operación, las tallas de los peces, tendencias en la captura total y el esfuerzo y CPEU nominal de la pesquería de palangre japonesa de atún rojo en el Atlántico hasta diciembre de 2011. Tanto en el Atlántico este como en el oeste, los caladeros de atún rojo han experimentado cambios y/o se redujeron notablemente debido a la introducción del sistema de cuotas individuales para los palangreros japoneses. En el Atlántico este, los palangreros japoneses operaron casi únicamente en el Atlántico nororiental (norte de 40° N). La captura total en el Atlántico oeste se mantuvo relativamente estable entre 280 y 420 t en los cinco últimos años, mientras que las capturas en el Atlántico este experimentaron un fuerte descenso pasando de 2.200 a 1.100 t, siguiendo las reducciones en la cuota nacional. Las CPUE nominales en el Atlántico occidental experimentaron fuertes fluctuaciones desde el año pesquero 2007, mostrando valores considerablemente elevados para los años pesqueros 2007, 2009 y 2011, mientras que se observó una marcada tendencia al alza desde el año pesquero 2009 en el Atlántico nororiental.

- Estimación de peso y número de ejemplares en las capturas de cerco

En el documento SCRS/2012/135 se presentaba una comparación entre la captura de atún rojo con cerco en el mar Adriático de 2012 y la captura realizada en el periodo 1999 a 2001. El estudio confirmaba que los ejemplares que predominaban en las capturas en ambos periodos eran ejemplares de edad 2, con porcentajes inferiores de ejemplares de edad 3 y 4.

Varios documentos presentaban los resultados de estudios piloto requeridos con arreglo al párrafo 87 de la Rec. 10-04. Los resultados de los estudios realizados en Turquía se presentaron en el documento SCRS/2012/052. Estos ensayos comprendían la utilización de cámaras estereoscópicas para medir la talla de un número de ejemplares en las jaulas y durante la transferencia a otra jaula a través de una puerta, seguida del subsiguiente sacrificio de los peces para comparar las tallas y pesos estimados mediante mediciones de cámara estereoscópica y las tallas y pesos de los peces sacrificados. Los autores confirmaron la utilidad del sistema de cámaras estereoscópicas para realizar un recuento y medir el atún rojo y formularon una serie de recomendaciones para continuar mejorando la eficacia y precisión de los sistemas de cámara estereoscópica. El Grupo constató algunas diferencias en la talla media determinada mediante cámaras estereoscópicas, pero, durante la reunión, los autores no estuvieron presentes para facilitar las aclaraciones necesarias.

En el documento SCRS/2012/136 se describían trabajos similares realizados en Croacia. La cámara estereoscópica se aplicó en el punto de primera transferencia a la jaula de la granja (introducción en jaulas). Algunos peces estaban muertos de tal modo que la talla y peso de estos ejemplares, junto con algunos peces que

murieron durante la transferencia, se recogieron y compararon con las tallas y pesos determinados mediante la cámara estereoscópica. A partir de los análisis de errores de medición, los autores concluyeron que es necesario llevar a cabo más trabajos para mejorar la precisión de las mediciones con cámara estereoscópica y definir mejor los modelos matemáticos utilizados para convertir la talla a peso.

En el documento SCRS/2012/133 se presentaba un enfoque alternativo para la medición del atún rojo, en el que se combinaba el uso de una única cámara de video y diferentes sistemas acústicos durante la transferencia de atún rojo de una jaula a otra. Los autores describieron las diferentes opciones de equipamiento disponibles para la aplicación de esta técnica y las consideraciones técnicas que se habían tenido en cuenta, y concluyeron que se tienen que realizar más investigaciones para mejorar la precisión del sistema.

El Grupo constató los progresos que se están realizando en la aplicación práctica de técnicas alternativas, en particular la de la cámara estereoscópica, en el recuento y medición de la talla del atún rojo enjaulado. Se indicó que hay varios factores que podrían afectar a la precisión de las mediciones con cámara estereoscópica, lo que incluye las condiciones de luz, climatológicas en general, la distancia respecto a los peces que se están midiendo y el ángulo de medición en relación a la posición de los peces. Se comentó que los ejemplares pueden experimentar un deterioro en su condición desde el momento de la captura hasta la introducción en jaulas real. Se resaltó la importancia de utilizar una relación correcta talla-peso para convertir las tallas medidas mediante cámaras estereoscópicas en peso, y se sugirió que deberían realizar pruebas *in situ* para determinar ecuaciones apropiadas. El Grupo opinó que, incluso aunque existan pequeños errores en las determinaciones de talla, esta tecnología debería pasar de la fase de estudio piloto a la fase de plena implementación operativa. Se propuso que en 2013 se crease un Grupo de trabajo que estableciese los procedimientos para la utilización de cámaras estereoscópicas por parte de las CPC. Sin embargo, el Grupo también resaltó que las mediciones actuales con cámaras estereoscópicas son muy alentadoras y podrían traducirse en una mayor precisión de la CAS de las flotas de cerco. Dado que todavía se requieren muestras de talla reales en el momento de la captura, el Grupo hizo hincapié en la importancia de la utilización de sistemas de cámaras estereoscópicas o de otras técnicas alternativas que proporcionen una precisión equivalente para recuperar información sobre talla de las granjas operativas durante el próximo año.

El documento SCRS/2012/125 presentaba un análisis de los datos VMS recopilados por la Secretaría. El Grupo preguntó si todos los buques ICCAT que operan en el Mediterráneo están equipados con VMS, ya que los datos VMS y las tasas de captura de los buques podrían utilizarse para estimar las capturas totales. La Secretaría indicó que actualmente no es posible vincular los datos VMS con la captura de los buques a nivel individual. El Grupo resaltó la potencial utilidad de vincular los datos VMS y los datos de captura. La Secretaría informó también al Grupo de que se prevé que los buques ICCAT en el Mediterráneo proporcionen una “declaración de actividad” y que en algunos casos dicha información no estaba disponible, lo que dificulta la estimación del esfuerzo pesquero total. En general hubo un amplio consenso en el Grupo sobre la gran utilidad de los datos VMS y la alta calidad de los análisis realizados por la Secretaría, y recomendó que este tipo de análisis continúe en el futuro.

En el documento SCRS/2012/148 se presentaban series de CPUE actualizadas de Balfegó y se investigaban las correlaciones en las tasas de captura entre las pesquerías de los stocks del Atlántico este y Mediterráneo y del Atlántico oeste. El Grupo acordó que la correlación hallada en las series de CPUE entre la pesquería del Golfo de San Lorenzo (GSL) y algunas de las pesquerías de atún rojo oriental era una resultado imprevisto, sobre considerando que la captura de la pesquería GSL se había descrito como una pesquería compuesta únicamente de peces originarios del Golfo de México. En general, el Grupo recomendó prudencia en la interpretación de los resultados de la correlación. Por ejemplo, la correlación hallada entre algunas pesquerías orientales y algunas pesquerías occidentales podría ser el resultado de respuestas de reclutamiento simultáneas a señales medioambientales. El Grupo debatió el resultado que mostraba una correlación negativa entre la pesquería GSL y las pesquerías estadounidenses del Atlántico Nordeste. El Grupo debatió si se trataba de un resultado imprevisto dado que se considera que estas dos series de CPUE representan a las edades 8-9 del stock occidental. Sin embargo, este resultado específico podría explicarse por cambios en la distribución espacial de los peces adultos, o de ciertas clases de edad, a lo largo de las series temporales consideradas. El Grupo también debatió la cuestión de autocorrelación y pruebas múltiples, pero el autor indicó que la autocorrelación se halló sólo para las pesquerías de almadrabas. En líneas generales se acordó que dada la amplitud observada de la mezcla entre los stocks occidental y oriental, no resulta sorprendente que algunas series de CPUE muestren correlaciones positivas.

4.2.2 Atlántico occidental

- Capturas nominales y tendencias en la pesquería

La captura total para el Atlántico oeste alcanzó un máximo de aproximadamente 18.671 t en 1964, debido principalmente a la pesquería de palangre japonesa dirigida a los grandes peces en aguas de Brasil (que comenzó en 1962) y a la pesquería de cerco de Estados Unidos dirigida a los juveniles (**Tabla 1**). Las capturas cayeron abruptamente desde entonces con el colapso de la pesquería de palangre de atún rojo en aguas de Brasil, en 1967, y el descenso en las capturas de cerco, pero aumentaron de nuevo hasta alcanzar un promedio de más de 5.000 t en los setenta debido a la expansión de la flota de palangre japonesa hacia el Atlántico noroeste y el Golfo de México, y a un aumento en el esfuerzo de cerco que se dirige a los peces más grandes destinados al mercado de sashimi.

Desde 1982, la captura total para el Atlántico oeste, incluyendo descartes, ha sido por lo general relativamente estable desde 1982 debido a la imposición de cuotas. Sin embargo, tras un nivel de captura total de 3.319 t en 2002 (el nivel más elevado desde 1981), la captura total para el Atlántico oeste experimentó un descenso constante hasta un nivel de 1.638 t en 2007 (**Figuras 4 y 5**) el nivel más bajo desde 1982, y posteriormente se incrementó hasta alcanzar las 1.986 t en 2011, cifra que se sitúa por encima del TAC de 1.750 t. El descenso anterior a 2009 se debió sobre todo a las considerables reducciones de los niveles de capturas para las pesquerías estadounidenses.

Canadá. Las pesquerías de atún rojo canadienses operan actualmente en varias zonas geográficas en aguas frente a la costa atlántica desde julio hasta noviembre, meses en los que el atún rojo migra a las aguas canadienses. La distribución espacial de las pesquerías canadienses no ha experimentado cambios importantes, pero ha habido informes anecdóticos de atunes rojos presentes en zonas donde hacía muchos años que no se habían observado (por ejemplo, la Baie des Chaleurs, en la parte occidental del Golfo de San Lorenzo). Las capturas para 2007-2011 (lo que incluye los descartes muertos comunicados) ascendieron a 491, 576, 533, 530 t 510 t, respectivamente. La captura de 2006 fue la más elevada que se ha registrado desde 1997. Los desembarques de 2011 procedían de las pesquerías de caña y carrete, barrilete, palangre, arpón y almadraba.

Estados Unidos. En 2002, las capturas (desembarques y descartes) de los buques estadounidenses que pescan en el Atlántico noroccidental (incluido el Golfo de México) se situaron en 2.014 t de atún rojo, el nivel más elevado desde 1979. Sin embargo, entre 2003 y 2008 las capturas descendieron abruptamente y Estados Unidos no capturó su cuota durante el periodo 2004-2008, con capturas de 1.066, 848, 615, 858 y 922 t, respectivamente. Las capturas se incrementaron en 2009, y para el periodo 2009-2011 fueron (incluyendo los descartes muertos comunicados) 1.273, 925 y 884 t, respectivamente. Las capturas de 2011, incluyendo descartes muertos, por arte, fueron: 70 t con arpón, 231 t con palangre y 583 t con artes de caña y carrete y liña de mano combinados.

La pesquería estadounidense de atún rojo sigue estando regulada por cuotas, temporadas, restricciones a los artes, límites de capturas por marea y límites de talla establecidos para cumplir las recomendaciones nacionales y las recomendaciones de ICCAT. El Grupo debatió el potencial de que estas medidas de regulación afecten a las percepciones de abundancia, especialmente cuando se producen cambios o tendencias en las medidas. Por tanto, a continuación se presenta un resumen de cómo han cambiado estas medidas en el tiempo.

La asignación de atún rojo estadounidense se subdivide entre grupos de pescadores comerciales y de recreo, generalmente por tipo de arte. Los armadores de los buques deben seleccionar una categoría de permiso específica que rija sus prácticas pesqueras permitidas a lo largo del año civil. Además de las asignaciones de cuota, se han instaurado controles de esfuerzo específicos para los buques de recreo y comerciales (incluidos los buques fletados). En 2011, el límite de retención diario para los buques que utilizan artes de mano comerciales podría ajustarse entre 0 y 3 atunes rojos de más de 185 cm de longitud curva a horquilla (CFL) y se ha establecido generalmente en 3 ejemplares desde 2006, debido a la limitada disponibilidad de peces en esta clase de edad. Para los pescadores de recreo, podrían ajustarse límites anuales y diarios para permitir la retención de algunas clases de talla de peces por temporada, zona y tipo de buque (privado vs. fletado). Antes de 2006, los límites de retención de la pesquería de recreo presentaban importantes variaciones entre las diferentes temporadas así como entre los barcos privados y fletados (por ejemplo, los límites de 2003 incluía seis atunes rojos con tallas de 69-185 cm CFL para pesquerías de recreo, tanto para los buques privados como para los fletados, mientras que en 2004 la cifra se redujo a 2 peces para los buques privados y a 3 para los fletados durante partes de la temporada de pesca). En 2006, se redujeron notablemente los límites de retención para todos los buques de pesca de recreo de atún rojo con una talla de 69-119 cm CFL para evitar superar la tolerancia ICCAT de atún rojo con una talla inferior a 115 cm CFL. Desde 2006, se han establecido medidas de ordenación y límites de retención más estrictos para la pesquería de recreo, y los esfuerzos recientes se han centrado en

limitar los desembarques de atún rojo de talla mediana (119-185 cm) para fines de ordenación nacional. Cabe señalar especialmente las medidas de ordenación para 2010-2011 que prohibían los desembarques de recreo de peces con tallas de 144-175 cm FL durante la principal temporada de pesca, que afectaban a la cohorte de 2003 durante dichos años.

Estas medidas de ordenación podrían tener un impacto en la CAA que es en cierto modo independiente de la disponibilidad. En cuanto a los índices de abundancia utilizados para ajustar los modelos aplicados a la CAA (y que, por tanto, pretenden, compensar en parte estos impactos), se han tenido en cuenta de diferentes modos los cambios potenciales en la conducta pesquera y las preferencias con respecto a clases de talla de atún rojo específicas. Esto incluye la restricción de las observaciones a mareas que se dirigen activamente a cada clase de talla específica, consignando capturas específicas de clases de talla, incluyendo los peces liberados y las medidas de ordenación como factores en la estandarización.

Japón. Japón utiliza el arte de palangre para captura atún rojo en el océano Atlántico. El número de buques que participa en la pesca de atún rojo en el Atlántico occidental ha descendido hasta menos de 10 buques después de 2009. Las capturas recientes en el oeste (280-420 t en el año pesquero japonés) han fluctuado, posiblemente debido a las reglamentaciones de ordenación. Los caladeros recientes de atún rojo han cambiado o se han reducido notablemente, debido a la introducción del sistema de cuotas individuales para los palangreros japoneses desde 2009 en el Atlántico occidental. La pesca de atún rojo en el Atlántico occidental suele comenzar normalmente a principios de diciembre. Sin embargo, en años recientes la actividad pesquera ha comenzado antes en la zona noroccidental, y algunos pescadores operaron en la zona norte y este de Florida/Banco de las Bahamas (área meridional ICCAT BF55/área septentrional de ICCAT BF61) desde diciembre hasta febrero si seguían teniendo cuotas individuales. En el momento en que agota su cuota individual, el buque deja de pescar. La captura de atún rojo del Atlántico occidental de la flota de palangre japonesa en los años civiles 2010 y 2011 se situó en 353 y 578 t, respectivamente.

- Captura por talla (CAS) y captura por edad (CAA)

Tal y como se ha indicado antes, la CAS y CAA para el Atlántico occidental se generó del modo en que se describe en los documentos SCRS/2010/119 (revisado) y Ortiz y Palma, 2011. Los resultados que se muestran en el **Apéndice 6** sobre entradas VPA. El resultado del R-Script AgeIT se utilizó también para generar CAA parciales que se corresponden con algunos índices con restricciones sobre tallas y meses, un proceso que resultó más fácil con el nuevo programa informático.

El documento SCRS/2012/119 responde a la Rec. 10-03 proporcionando análisis de rendimiento y reproductor por recluta para evaluar la eficacia reproductora de los límites de talla actuales en la pesquería para la conservación y recuperación de la biomasa del stock y comenta enfoques alternativos. El Grupo preguntó sobre el supuesto de mortalidad tras la liberación (que ascendía al 20% de los peces desembarcados) utilizado por los autores con respecto a la pesquería de caña y carrete de Estados Unidos de “pequeños peces” ($BFT < 145$ cm FL, código RRFS en la base de datos de ICCAT). Se constató que el supuesto mínimo correspondía a una mortalidad del 16% tras la liberación, lo que es superior a la mortalidad del 5% estimada para las pesquerías de recreo canadienses. Los autores aclaramon que la estimación del 5% está relacionada con ejemplares más grandes (400 kg) capturados en aguas más frías en la pesquería de recreo del Golfo de San Lorenzo. La gama de valores explorados no tuvo en cuenta la proporción de peces liberados en la pesquería, y no existen pruebas empíricas que respalden los valores supuestos. Sin embargo, dado que la proporción observada de peces liberados de Estados Unidos para el periodo 2002-2011 oscilaba entre 1/4 de los peces desembarcados y tres veces los peces desembarcados, parece haber potencial para impactos asociados con esta pesquería. Los autores reconocieron que algunos de los supuestos de sus análisis eran algo arbitrarios, sobre todo los supuestos de mortalidad tras liberación con respecto a la mortalidad desembarcada. El Grupo indicó también que era posible que los resultados fueran sensibles a los supuestos de mortalidad natural subyacente. Por tanto, los autores realizaron cálculos adicionales utilizando el supuesto de M (más elevado) para el Atlántico este y Mediterráneo. Tal y como cabía esperar los valores Y/R y SSB/R eran de casi la mitad, pero las diferencias entre las diferentes selectividades eran bastante similares. El Grupo reconoció que podrían mejorarse Y/R y SSB/R con diferentes patrones de selectividad, pero también reconoció que los cambios de asignación que esto implicaría podrían ser difíciles de resolver. El Grupo recomendó que se realicen más estudios sobre mortalidad tras la liberación, sobre todo para otros grupos de talla y en otras zonas.

El documento SCRS/2012/163 presentaba un análisis de la captura incidental de atún rojo realizada por la flota de palangre mexicana que operó en el Golfo de México y dirigida al rabil en el periodo 1994-2011. El Grupo constató que la distribución de frecuencias de tallas de atún rojo capturado de forma fortuita por la flota

palangrera mexicana que opera en el Golfo de México incluía peces de tallas muy pequeñas de hasta 115 cm FL. No se han observado ejemplares con una talla tan pequeña en las capturas de la flota de palangre pelágico estadounidense que opera en la parte septentrional del Golfo de México. Las capturas de atún rojo estadounidenses se componen casi en su totalidad de ejemplares de > 170 cm FL. Un examen de las frecuencias de tallas en las capturas de México por zona mostraba que las capturas de los buques mexicanos que operan en la zona central del Golfo de México tienen una composición por talla similar a las capturas de los buques estadounidenses; mientras que las capturas de la parte meridional del Golfo de México y en zonas más cercanas a la costa mostraban la presencia de ejemplares más pequeños de atún rojo. A pesar del relativamente pequeño tamaño de la muestra en los datos mexicanos (757 ejemplares capturados durante más de 18 años), el Grupo acordó que los datos sacaban a colación dos hechos importantes: 1) la presencia de atún rojo de 115 cm, y 2) que atunes rojos de diferentes tallas parecen ocupar diferentes zonas del Golfo de México (algo que ya se había observado en el Mediterráneo). El autor indicó que la proporción de atún rojo de más de 170 cm FL en las capturas fue del 4%. El Grupo también indicó que los peces pequeños observados en las capturas mexicanas correspondían a ejemplares de edad 4. Además, se constató que los datos mexicanos podrían utilizarse para desarrollar series de CPUE para su utilización en futuras evaluaciones de stock. El Grupo estuvo de acuerdo en la importancia de estos hallazgos y recomendó que se recopilen más datos sobre atún rojo para la pesquería de palangre mexicana, con el fin de ampliar los estudios de madurez y el mercado electrónico para incluir los peces capturados en la parte meridional del Golfo de México.

4.3 Estimaciones de abundancia relativa

4.3.1 Índices de abundancia relativa e indicadores de la pesquería - Este

Se presentaron al Grupo seis documentos sobre la CPUE:

En el documento SCRS/2012/100 se presentaban dos índices de cebo vivo del Golfo de Vizcaya: un índice para un largo periodo agregado por edad, para el periodo 1952-2007, basado en información de mareas y un nuevo índice agregado por edad para el periodo más reciente, 2000-2011, basado en una base de datos de escala fina que incorporaba cuadernos de pesca diarios, mareas e información VMS. Se describían y consideraban en los análisis los efectos de las regulaciones en la CPUE, así como las variables tecnológicas y medioambientales. Ambos índices mostraban tendencias similares en el periodo de solapamiento.

En el documento SCRS/2012/103 se presentaban tasas de captura estandarizadas actualizadas de atún rojo capturado por las almadrabas españolas y marroquíes en el área del Atlántico cercana al Estrecho de Gibraltar durante el periodo 1981-2011. Las tasas de captura estandarizadas se estimaron mediante un enfoque de modelación lineal generalizada (GLM) con un supuesto de distribución de error binomial negativa.

En el documento SCRS/2012/111 se presentaban las tasas de captura estandarizadas actualizadas para las cuatro almadrabas españolas que operaron en la zona cercana al Estrecho de Gibraltar durante el periodo 1981-2011. La estandarización de las tasas de captura se realizó mediante técnicas de modelación lineal generalizada (GLM) con un supuesto de distribución de error binomial negativo.

En el documento SCRS/2012/124 se presentaba una actualización de las prospecciones aéreas realizadas por IFREMER en el mar Mediterráneo occidental desde 2000. Dado que el Golfo de León se considera una zona de cría para juveniles, estos datos permitirían realizar un seguimiento de la población de juveniles de atún rojo. Las prospecciones aéreas de juveniles de atún rojo se realizaron en los mismos transectos que en el periodo 2000-2003 y después en 2009-2011. Las detecciones se utilizan para calcular índices de abundancia de atún rojo independientes de la pesquería. El resultado más sorprendente de estas prospecciones aéreas es el marcado incremento en la densidad ABFT desde 2009 que casi cuadriplicaba la del periodo 2000-2003.

En el documento SCRS/2012/131 se comunicaban índices de abundancia de atún rojo de la pesquería palangrera japonesa en el Atlántico occidental y Nororiental hasta el año pesquero 2011, estandarizados mediante un modelo delta-lognormal con efectos aleatorios. El índice correspondiente al área oriental (Atlántico Este, Sur de 40° N y mar Mediterráneo) no se actualizó debido a una reducción en el número de registros para los dos años más recientes. El índice del Atlántico nordeste mostraba una marcada tendencia ascendente desde el año pesquero 2009, y la talla del atún rojo capturado mostraba la contribución de la fuerte clase anual de 2003. La estructura por edad de las capturas en la zona sugería que la edad de pleno reclutamiento para el caladero septentrional (Norte de 50N) afectaría a ejemplares más maduros, y que el palangre japonés explotó gradualmente la clase anual de 2003 desde el año pesquero 2009. En las series de CPUE se observaron varios puntos elevados no previstos en años recientes, que podrían reflejar en parte un incremento en la abundancia

debido a la fuerte clase anual de 2003, y también ser consecuencia de la implementación del sistema de cuota individual para los palangreros japoneses.

En el documento SCRS/2012/164 se presentaban índices de larvas de atún rojo independientes de la pesquería en el mar Mediterráneo occidental utilizando datos de prospecciones de ictioplancton recopilados desde 2001 hasta 2005 por el Instituto Español de Oceanografía. Los índices se desarrollaron utilizando tasas de capturas de larvas recogidas con dos tipos de arte “bongo” mediante la utilización de un enfoque de modelación delta-lognormal, que incluía las covariables: temperatura del agua a 25 m, salinidad a 25 m, profundidad, hora del día, velocidades de agua geoestróficas, año y una variable de arte para el modelo combinado.

Tras estas presentaciones se abrió un debate que se centró en los efectos de las medidas actuales en materia de ordenación en las CPUE comunicadas. En lo que concierne al índice de cebo vivo del Golfo de Vizcaya (SCRS/2012/100), los autores indicaron que además de los factores tecnológicos y medioambientales, también se habían considerado en los análisis los efectos de las regulaciones. El Grupo convino en la importancia de esta serie, ya que es el único índice para el atún juvenil en el Atlántico oriental.

En lo que concierne al índice de la pesquería de almadraba marroquí y española (SCRS/2012/103; SCRS/2012/111), los autores resaltaron que estos índices tenían en cuenta el número de peces liberado en ambos países cuando se alcanzaban las cuotas. Se indicó que el sistema de cuota por arte implementado actualmente, así como la variabilidad anual en la abundancia o en la disponibilidad de atún rojo para las almadrabas ya está afectando o afectará en un futuro próximo a la duración de la temporada de pesca con almadraba. Dado que ésta es la unidad de esfuerzo implícitamente utilizada al modelar las tasas de captura, el Grupo acordó que las próximas actualizaciones de índices deberían incluir explícitamente esta medida de esfuerzo.

Además, el Grupo reconoció que tanto los índices de atún rojo juvenil independientes de la pesquería basados en prospecciones aéreas en el Mediterráneo (SCRS/2012/124) como los índices independientes de la pesquería basados en prospecciones de larvas en el mar mar Mediterráneo (SCRS/2012/164) suponían una contribución potencialmente valiosa para futuras evaluaciones de stock. El Grupo también debatió la posibilidad de tener en cuenta las variaciones en las condiciones medioambientales para las prospecciones aéreas, tal y como se hizo para el atún rojo del Sur en la Gran Bahía Australiana.

Las series de CPUE utilizadas para calibrar el VPA oriental (**Tablas 5 y 6 y Figura 6**) fueron: cerco de Noruega para las edades 10+, almadrabas marroquíes y españolas combinadas para las edades 6+, palangre japonés del Atlántico noreste para las edades 6+, palangre japonés Atlántico este y Mediterráneo para las edades 6+ y el índice de cebo vivo español. Dado que el último índice cubría el periodo 1952-2011 durante el cual tuvieron lugar cambios en la selectividad (especialmente durante los periodos más recientes debido a cambios en las reglamentaciones de ordenación), el Grupo decidió dividirlo en tres series: cebo vivo español_1 (1952-1962, edades 5-6), cebo vivo español_2 (1963-2006, edades 2-3) y cebo vivo español_3 (2007-2011, edades 3-6).

4.3.2 Índices de abundancia relativa e indicadores de las pesquerías -Oeste

En el documento SCRS/2012/131 se presentan CPUE estandarizadas actualizadas de atún rojo para la pesquería de palangre japonesa en el Atlántico hasta el año pesquero 2011, utilizando un modelo delta lognormal con efectos aleatorios. El índice del Atlántico occidental fluctuó significativamente desde el año pesquero 2007, mostrando valores considerablemente más elevados para los años pesqueros 2007, 2009 y 2011. Estos índices elevados podrían estar relacionados con la abundancia de atún rojo de talla relativamente pequeña (135-150 cm, 50-60 kg) en la captura. Los datos de talla en el Atlántico occidental sugieren una posibilidad de mezcla de peces del stock del Este en la captura del Oeste. Sin embargo, no puede descartarse la posibilidad de presencia de una fuerte clase anual de 2003 en el stock occidental así como en el stock oriental. Se sugirió que se requeriría una consideración minuciosa al utilizar estas series de CPUE en la evaluación de stock, tanto de los stocks del Este como del Oeste.

En el documento SCRS/2012/118 se proporcionaban índices del estado del stock para la pesquería canadiense de atún rojo. Se proporcionaron series de captura estandarizadas de las pesquerías canadienses de caña y carrete, barrilete y arpón para dos zonas geográficas diferenciadas: suroeste de Nueva Escocia (SWNS) y sur del Golfo de San Lorenzo (sGSL). Ambas series muestran una tendencia ascendente en la abundancia que se ha mantenido desde 2000. Se muestra como los cambios en la ordenación han afectado a las estimaciones. En SWNS las series se vieron afectadas por la no obligatoriedad de la presentación de los cuadernos de pesca y la implementación de cuotas individuales transferibles, mientras que en sGSL las restricciones pesqueras impuestas por asociaciones

regionales de pesca afectaron al periodo del año en que se pescó. Las tendencias en la abundancia de especies presa dentro de la zona considerada para los índices muestran un descenso de arenque y caballa.

Se inició un largo debate sobre el elevado valor y la gran varianza del índice en 2010. Se constató que en la evaluación de stock se asignó una ponderación igual a los valores de índices anuales y, por tanto, el valor de 2010 podría tener una influencia inadecuada en los resultados de la evaluación de stock (porque el modelo no puede tener en cuenta la elevada varianza resultante). También se indicó que este valor reflejaba una circunstancia poco común en la que la pesquería estuvo abierta únicamente unos pocos días y en la que los pescadores posiblemente cambiaron de modo de pescar. El Grupo acordó no incluir el valor del índice de 2010 para sGLS en el caso base del modelo, pero incluirlo en el ensayo de sensibilidad. Hubo algunas discusiones sobre si utilizar o no el índice revisado para SWNS (que utiliza el esfuerzo como un factor del modelo) o una actualización estricta de las series utilizadas en la evaluación de 2010 (que utiliza el esfuerzo como compensación). El Grupo convino en que, en ese momento, no se disponía de tiempo suficiente para evaluar adecuadamente los motivos e implicaciones del nuevo enfoque. Sin embargo, el Grupo acordó que debería seguir explorándose el enfoque propuesto para futuras evaluaciones.

En el documento SCRS/2012/160 se presentaba un índice de abundancia actualizado de atún rojo elaborado a partir de los informes de cuadernos de pesca de la pesquería de palangre pelágico estadounidense en el Golfo de México para el periodo 1987-2011. El índice se obtuvo utilizando un procedimiento de "mediciones repetidas" para tener en cuenta la varianza en las tasas de capturas entre los buques, y se estandarizó mediante modelos lineales mixtos generalizados y un enfoque delta-lognormal. Se desarrolló un índice actualizado que era una actualización estricta del índice de palangre pelágico estadounidense utilizado en la evaluación de stock de atún rojo del Atlántico occidental de 2010. Se obtuvo un índice alternativo para explorar la introducción de variables explicativas adicionales. Ambos índices mostraban tendencias similares. Debido a los cambios en la pesquería en 2011, que tuvieron como resultado un esfuerzo de pesca muy bajo en el Golfo de México durante los meses de enero a mayo, los autores recomiendan que no se utilice dicha estimación.

El Grupo continuó debatiendo la validez del valor de la CPUE estimado para 2011. Los autores indicaron que en 2011 la flota de palangre estadounidense operó de un modo muy diferente a años anteriores, sólo 18 de las mareas que cumplieron los criterios de filtración capturaron atún rojo y éstas se limitaron a buques que se dirigían al pez espada en la parte suroriental del Golfo de México (que históricamente tienen una CPUE de atún rojo baja). Considerando estos factores, el Grupo acordó que los valores de CPUE estimados para 2011 no eran coherentes con el resto de la serie temporal y no reflejaban la abundancia relativa de atún rojo en el Golfo de México. Por consiguiente, los datos de 2011 no se incluyeron en la evaluación de stock.

En el documento SCRS/2012/158 se facilitaban tasas de captura estandarizadas actualizadas de atún rojo de las pesquerías de caña y carrete/línea de mano en aguas del Nordeste de Estados Unidos entre 1980 y 2011. Se utilizaron los datos de captura por unidad de esfuerzo de mareas individuales de caña y carrete/línea de mano, recopilados mediante varias entrevistas con los pescadores, para estimar tasas de captura estandarizadas considerando factores como momento del año, zona pescada, tipo de barco, método de pesca, estatus abierto/cerrado de la pesquería, límites por persona para la pesca establecidos y especies objetivo. Se desarrollaron modelos para tres categorías de talla de atún rojo, implementando un enfoque delta-Poisson en el que las tasas de captura se consideraron un producto de las probabilidades de una captura positiva distribuidas de forma binomial y de las tasas de captura positivas con una distribución Poisson. En lo que concierne a los índices para el primer periodo, se incluyeron una serie para el atún rojo pequeño (< 145 cm SFL) de 1980 a 1992 y una serie para el atún rojo grande (> 195 cm SFL) de 1983 a 1992; estos índices fueron similares a los de análisis anteriores. También fueron similares a los índices de análisis anteriores los índices para el atún rojo de 145-177 cm SFL y para el atún grande (> 195 cm, 1983-2001), pero éstos no se utilizaron en la última evaluación de stock del Atlántico occidental. Para el periodo 1993-2011, los índices se calcularon con los datos actuales disponibles, desarrollando nuevos modelos que seguían los mismos procedimientos de estandarización del modelo que en estudios anteriores, para atunes rojos de 66-114 cm, 115-144 cm y >177 cm SFL. Los distintos períodos se definieron debido a que los cambios en las prospecciones de datos implementados en 1993 permitieron la separación de las capturas en intervalos de talla más pequeños y porque los cambios regulatorios y de ordenación imponían diferentes límites diarios y cierres a la pesca para dichas categorías de tallas.

El Grupo debatió el impacto de las medidas de ordenación en la interpretación y los posibles sesgos de los valores del índice desarrollado para estas series. Un hecho que generó preocupación fue que los límites para los buques de captura dieron lugar a sesgos en la CPUE, sin embargo, los peces descartados se comunican a la base de datos, con un gran número de observaciones de capturas superiores a los límites para los buques, lo que indica que no hay sesgo debido a los límites, siempre y cuando los pescadores comuniquen los descartes de atún rojo

tras haber alcanzado el límite. Otro hecho preocupante era que los límites para los buques llevan el que los pescadores dirijan su esfuerzo a otras especies en medio de una marea. Un análisis preliminar de la proporción de atún rojo en la captura RR en el tiempo no mostraba un gran cambio en la proporción de capturas de atún rojo, lo que indica que los índices no están sesgados como resultado de un cambio en el esfuerzo para dirigirse a otras especies. Además, las especies objetivo se registran en la base de datos, y varios registros mostraban diferentes esfuerzos clasificados por especies objetivo, lo que indica que no había un sesgo debido al cambio en el esfuerzo. Sin duda alguna esta cuestión tiene que seguir evaluándose.

En el documento SCRS/2012/159 se presentaban índices de biomasa reproductora de atún rojo independientes de la pesquería en el Golfo de México. Dichos índices se estimaron a partir de los datos de prospecciones larvarias recopilados desde 1977 hasta 2011. Los índices se desarrollaron utilizando datos estandarizados a partir de los cuales se habían desarrollado índices anteriores (a saber, abundancia de larvas con un primer otolito diario, que se muestran en la superficie del mar con una red bongo (100 m^2)). Debido a la elevada frecuencia de capturas de larvas de atún rojo cero durante las prospecciones de ictioplancton, los índices de abundancia de larvas se desarrollaron utilizando modelos delta-lognormal inflados de ceros, lo que incluye las siguientes covariables: hora del día, día del mes, zona muestrada y año. El índice estimado mostraba valores elevados para los años 1977-1978. El resto de las series mostraba valores bajos o relativamente estables. Se observó una tendencia creciente para el periodo 2007-2011, con la excepción de un ligero descenso en 2010.

Se manifestó la inquietud suscitada por el hecho de que este índice podría no cubrir toda la distribución espacial de todas las larvas y de la SSB de atún rojo en el Atlántico occidental, basándose en hallazgos recientes de larvas en otras zonas del Atlántico occidental (por ejemplo, SCRS/2012/157).

Los índices actualizados utilizados en la evaluación se incluyen en la **Tabla 7** y en la **Figura 7**.

En respuesta a la Recomendación del Grupo de trabajo sobre métodos de evaluación de stock (WGSAM), el Grupo preparó una tabla para evaluar la suficiencia de las series de CPUE de atún rojo con respecto a su uso en la evaluación. Sin embargo, considerando que la evaluación actual es una actualización de la evaluación realizada en 2010 y que los índices utilizados fueron los definidos en 2010, el Grupo decidió no asignar ninguna puntuación a los elementos de la tabla. Por tanto, en la **Tabla 8** se describe únicamente la información proporcionada con cada uno de los diferentes índices con respecto a los elementos definidos por el WGSAM como referencia para futuras evaluaciones de niveles de referencia.

4.4 Marcado

El Grupo revisó seis documentos de trabajo que describían estudios de marcado. En el **Apéndice 4** se presenta una recopilación completa de los resúmenes de dichos documentos. Debido a consideraciones de tiempo disponible, el Grupo debatió únicamente algunos de los documentos presentados. En esta sección se expone un resumen de las consideraciones del Grupo.

Los documentos SCRS 2012/112, 122 y 143 proporcionaban algunos argumentos sobre la influencia de la zona y temporada en las migraciones que se producen tras la liberación y la posible influencia del método de marcado (marcado submarino o a bordo) aplicado. El Grupo consideró si los peces marcados dentro y fuera del agua mostraban patrones de conducta diferentes, pero se sugirió que esto podría estar relacionado con el mes del marcado. Se planteó una pregunta sobre los efectos de colocar marcas en peces que se mantenían en jaulas. Como respuesta, se indicó que hay pocos experimentos en este campo, y que actualmente no se estaba analizando esta cuestión.

El documento SCRS/2012/123 mostraba que los peces marcados en el mar Adriático se desplazaban hasta el Golfo de León y hasta las Islas Baleares. Esta conexión entre el Mediterráneo central y occidental se había descrito pocas veces antes del marcado electrónico, pero se basa sólo en dos ejemplares. Estos movimientos parecían conectar diferentes zonas de cría como el Golfo de León y el mar Adriático. Un reproductor joven también se desplazó entre el mar Adriático y el Golfo de Sidra.

También se debatieron los problemas de transmisión de datos en el Mediterráneo. Se constató que el documento SCRS/2012/123 refleja la limitación en la transmisión de información durante los días en libertad, con valores de en torno al 50%.

Los resultados preliminares de la presentación 2012/143 mostraban que algunos adultos de atún rojo, marcados en la costa atlántica en las almadrabas marroquíes, entraron en el mar Mediterráneo y se desplazaron hacia las

zonas de reproducción del Mediterráneo central. El Grupo constató que estos peces se dirigieron directamente al Mediterráneo central, mientras que otros ejemplares marcados en la costa española del Atlántico meridional se desplazaron a las zonas de reproducción del Mediterráneo occidental (aguas de las Islas Baleares). El Grupo advirtió que no debían sacarse conclusiones basándose en un marcado tan limitado.

En el documento SCRS/2012/157 se mostraba que la mayoría de los ejemplares de 150-185 cm de longitud curva a horquilla no entraron en el Golfo de México, que es supuestamente la zona de reproducción del atún rojo del Atlántico occidental. Los autores sugirieron que dado que no hay obstáculos biológicos o fisiológicos conocidos para que los peces se reproduzcan en la zona y periodo considerados, estos ejemplares más pequeños/jóvenes podrían reproducirse en zonas cercanas a las áreas del alimentación fuera del Golfo, ya que las gónadas indicaban que eran ejemplares maduros. Se argumentó que la omisión de la reproducción podría explicar por qué los peces grandes no entraron en el Golfo de México, pero para los peces más pequeños los hallazgos de este documento podrían estar sesgados, ya que la duración del marcado no fue lo suficientemente larga para observar un regreso al Mediterráneo. Uno de los autores respondió que la duración del marcado fue lo suficientemente larga como para determinar si los peces regresaban para reproducirse durante el año, y en relación con la omisión de la reproducción se consideró que era más probable que los peces se hubiesen reproducido en otros lugares, debido a la gran cantidad de pruebas que respaldan esta hipótesis, lo que incluye los estudios históricos revisados en Mather (1995), la información sobre edad y madurez presentada en el documento SCRS/2012/161, la modelación del ciclo vital (Chapman *et al.* 2011) y la ausencia de peces marcados en el Golfo de México.

4.5 Otros datos

BCD, estadísticas comerciales y estimaciones de captura

Durante la reunión se presentaron varios documentos que consideraban la utilización de las estadísticas comerciales de atún rojo del Este y de la documentación de ICCAT para retro-calcular las capturas y relacionar estas estimaciones con las capturas comunicadas de Tarea I. El Grupo convino en establecer un "Grupo sobre comercio" paralelo para debatir estos documentos de trabajo con el fin de analizar mejor la metodología y fiabilidad de los análisis y conclusiones obtenidos. En el **Apéndice 5** se presentan los debates y conclusiones de dicho Grupo.

En el documento SCRS/2012/134 se analizaba la utilización de los BCD como un medio para analizar la gestión de la cuota por cada país de pabellón y la validez de los factores de crecimiento del SCRS para el atún rojo en las granjas. Los autores concluyeron que basándose en sus análisis que sólo tuvieron en cuenta los BCD que acompañaban a las importaciones al mercado de Japón no hubo capturas por encima del TAC adoptado. Los análisis parecían indicar que deberían revisarse los factores de crecimiento del SCRS. El Grupo debatió la tabla de crecimiento y recordó los análisis detallados realizados con ocasión de la reunión del Grupo de especies sobre atún rojo de 2009, en la cual se revisaron los datos disponibles de los trabajos de investigación realizados en varios países para producir una tabla de crecimiento que indicaba la máxima ganancia en peso del atún rojo en granjas (teniendo en cuenta los diferentes factores que pueden afectar al crecimiento de los peces durante el periodo de cría).

En el documento SCRS/2012/145 los autores utilizaron datos comerciales disponibles para el público sobre atún rojo del Este capturado en estado salvaje e introducido en jaulas, con el fin de estimar las capturas totales. Utilizando una serie de supuestos sobre la fiabilidad de los datos comerciales utilizados y sobre en qué medida éstos representaban el comercio total de atún rojo, junto con varios factores de conversión para convertir pesos de producto en peso en vivo y peso de la captura, los autores infirieron que había diferencias significativas entre las capturas declaradas y los productos comercializados entre 2005 y 2011. El Grupo debatió este documento y se plantearon varias preguntas sobre la aplicabilidad de los datos comerciales utilizados en el análisis para la finalidad prevista por el autor, y se indicó que se dispone de fuentes más fiables de información comercial, pero que no están abiertas al público. El Grupo preguntó sobre los métodos utilizados para convertir el peso de producto en peso de captura, aunque el autor presentó una gama de análisis de sensibilidad que proporcionaba resultados similares al margen de los supuestos planteados. El Grupo llegó a la conclusión de que era necesario realizar más trabajos de investigación, sobre todo para verificar la validez de los supuestos planteados.

Los documentos SCRS/2012/126 y SCRS/2012/127 analizaban las estadísticas individuales de comercio de atún rojo del Este para estimar las capturas de atún rojo del Este en el periodo 2011-2012. En el primer documento, se utilizaron los datos de las subastas del mercado de pescado fresco (salvaje y de granja) de Japón durante el periodo 2002-2012 para obtener un enfoque alternativo para investigar cambios en las variaciones del peso

medio anual de los ejemplares de edad 8+. Para convertir el peso del producto en peso de captura, el autor aplicó una serie de supuestos relacionados con los factores de conversión del producto y la duración de las actividades de cría, en función del origen y la talla. A partir de los análisis realizados, el autor determinó que se había producido un marcado descenso en la fracción de la edad 8+ de atún rojo del Este en las capturas durante el periodo estudiado. En el segundo documento (SCRS/2012/127), el autor analizó las estadísticas comerciales (pescado fresco y congelado) entre los años 1998 y 2012 para determinar las capturas de atún rojo del Este realizadas durante dichos años. El autor planteó supuestos similares a los del documento SCRS/2012/126 para retro-calcular las capturas realizadas durante los años cubiertos por el análisis. Los autores concluyeron que, a pesar de los controles importantes que ha establecido ICCAT, en su opinión se ha producido una importante infradeclaración de capturas de atún rojo del Este durante los años considerados. El Grupo volvió a debatir la metodología utilizada en dichos documentos y si estos análisis representaban realmente la situación del mercado en su totalidad. También se plantearon varias preguntas sobre la precisión de algunos de los datos.

El pequeño "Grupo sobre comercio" se reunió y examinó los cuatro documentos presentados durante la reunión de evaluación y que trataban sobre investigaciones relacionadas con el comercio para verificar las capturas declaradas y los cambios en la talla del atún rojo oriental. El Grupo descubrió que todos los estudios utilizaban datos comerciales o BCD para obtener el peso de producto del atún importado en el mercado japonés, convertirlo en peso vivo y calcular hacia atrás el peso en el momento de la captura. Todas las fuentes de datos, excepto los BCD, contienen un doble recuento de los peces, desfases temporales entre la captura y la importación final y varias hipótesis sobre la representatividad del mercado japonés; el Grupo reconoció que la cobertura de datos, la representación de las muestras (sesgo) y los factores de engorde para los peces de granjas utilizados para el retrocálculo son las principales fuentes de errores e incertidumbres. El Grupo se mostró de acuerdo en que estos problemas podrían resolverse utilizando los datos de los BCD. El Grupo consideró que los estudios futuros deberían ir en esta dirección. Con el tiempo todos los datos relacionados con el comercio deberían ser objeto de verificación cruzada con los BCD, y probablemente la Comisión necesitará a un grupo de expertos para hacerlo.

Además, las tasas de engorde de los peces de granja, tal y como se demostraba en el análisis del BCD, parecían bastante variables, reflejando probablemente las condiciones de la cría. Por lo tanto, al hacer el cálculo hacia atrás para determinar la captura inicial, debe hacerse con precaución. Lo mejor es evitar los cálculos hacia atrás pero contar con registros precisos del peso de los peces al inicio de la cría y en el sacrificio. Por lo tanto, el grupo continúa resaltando la necesidad de utilizar tecnologías ad hoc para facilitar estimaciones precisas del peso de los ejemplares que se están introduciendo en jaulas y examinar más en profundidad la validez de las tasas de crecimiento de ICCAT y modificarlas si fuera necesario.

Efecto de retrasar la temporada de pesca del cerco

El documento SCRS/2012/110 consideraba el efecto de retrasar 2 semanas la temporada del cerco dirigida al atún rojo en Mediterráneo sobre la futura recuperación del stock, los ingresos económicos y el medio ambiente. El Grupo acordó que teniendo en cuenta la falta de una función de reclutamiento del stock para el stock oriental, no es posible cuantificar de qué manera los aumentos en la supervivencia de huevos/larvas tendrían como resultado una recuperación del stock más rápida. Sin embargo, el Grupo resaltó los posibles beneficios económicos de retrasar la temporada de pesca de atún rojo en el Mediterráneo occidental tal y como describía el autor. El estudio fue llevado a cabo en el Mediterráneo occidental y, por tanto, los resultados presentados no pueden aplicarse al Mediterráneo central y oriental a causa de la diferencia en los plazos de las temporadas de desove.

5. Métodos y otros datos pertinentes para la evaluación

El plan de trabajo para 2012 establecía que la evaluación de stock debería centrarse en actualizar los análisis realizados en 2010 y que se usaron para formular el asesoramiento en materia de ordenación (ICCAT, 2012). No obstante, con el fin de mejorar evaluaciones futuras se presentaron diversos documentos metodológicos.

El documento SCRS/2012/137 presentaba una comparación de la evaluación del SCRS de 2010 del stock oriental con un enfoque de la evaluación de captura por edad estadística (SCAA) que también utilizaba los datos de entrada de captura por edad separados por cohortes y un método de captura por talla estadística (SCAL) que se ajusta a las distribuciones de captura por talla en lugar de a la captura por edad separada por cohortes. Las estimaciones de la biomasa reproductora tanto para la SCAA como para la SCAL eran apreciablemente mayores que para la correspondiente evaluación del VPA. Esto sugiere que los resultados son sensibles a las especificaciones de modelación y que la fuente de las diferencias entre los tres enfoques debería investigarse

para determinar los métodos de evaluación más adecuados. El Grupo acordó que el enfoque de SCAL tiene más mérito en el sentido que puede ajustar a los datos de distribución de tallas, sin separación de cohortes. Por lo tanto, teniendo en cuenta los actuales problemas en los datos, el grupo acordó intentar dejar atrás la separación de cohortes y cambiar a este tipo de método de captura por edad estadística. Sin embargo, el Grupo reconoció que los métodos SCAA y SCAL estaban aún en desarrollo y habrá supuestos críticos que evaluar (por ejemplo, el valor de la inclinación que puede afectar a la productividad del stock).

El documento SCRS/2012/029 presentaba un análisis de la curva de captura basado en la matriz de captura por edad del stock oriental, con el objetivo de detectar cambios recientes en el patrón de selección tras la implementación del Plan de recuperación. La selección se estimó como la ratio de la captura observada respecto a la predicha a partir de la curva de captura. Los autores indicaron que en la curva de selectividad aparecían dos picos durante 2001-2006 y que el pico en las edades juveniles no estaba presente en el periodo más reciente.

El documento SCRS/2012/030 exploraba el uso potencial de los datos de captura por talla como indicador del nivel de explotación utilizando el método Powell-Wetherall para el stock oriental. El cálculo de dichos indicadores se ilustró con los datos de talla de Tarea II, así como con nuevos datos comerciales presentados durante la reunión. El objetivo del documento, sin embargo, era demostrar el método (más que interpretar los resultados como tasas de mortalidad), porque las estimaciones de Z derivadas de esta metodología son sensibles a un rango de supuestos y de dinámicas subyacentes (por ejemplo, cambios en la capturabilidad). Por tanto, antes de que el método pueda usarse en un marco de ordenación, debería probarse con enfoques de simulación, que podrían realizarse dentro de la iniciativa de Evaluación de Estrategias de Ordenación de las OROP de túnidos.

Dos presentaciones investigaban escenarios de reclutamiento alternativos para el stock de atún rojo del Atlántico occidental. El documento SCRS/2012/154 aplicaba métodos Bayesianos para evaluar la credibilidad de las relaciones stock-reclutamiento. Se utilizaron factores Bayesianos para evaluar la verosimilitud relativa de modelos alternativos. Se revisó el tratamiento de las distribuciones previas de análisis anteriores para que tuvieran menos influencia en los resultados. La fuerte clase anual de 2003 cambió los resultados, desde verosimilitudes similares del 2-line y Beverton-Holt a una mayor verosimilitud del modelo Beverton-Holt. El documento SCRS/2012/162 presentaba un examen de escenarios de reclutamiento alternativos y presentaba un enfoque de tabla de decisiones para evaluar los riesgos relativos de un rango de decisiones de ordenación en el contexto de escenarios de reclutamiento alternativos. El grupo observó que los enfoques MINIMAX y MAXIMIN eran algo difíciles de comprender y que suponía un desafío comunicarlos a los gestores. La preferencia del grupo era comunicar este tema mediante el formato recomendado de la matriz de Kobe, pero una descripción de las tablas de decisión podría ser informativa en las consideraciones de temas de ordenación, incluyendo los elementos SSB y rendimiento para que sirvan de información sobre las compensaciones en decisiones de ordenación alternativas.

El documento SCRS/2012/138 describía una herramienta de simulación que se está desarrollando para evaluar los efectos de la mezcla entre los stocks de atún rojo del Atlántico. Se mostraron los resultados de un escenario único de ordenación-reclutamiento-movimiento para que el grupo realizará comentarios. La práctica actual de separar las evaluaciones del Este y el Oeste se comparó con los métodos de evaluación multi-stock que incluyen la mezcla (por ejemplo, Taylor et al. 2011). Ambos enfoques implican simplificar la población real y la dinámica pesquera. Por ejemplo, las evaluaciones actuales asumen que no hay mezcla y los recientes modelos multi-stock requieren otras simplificaciones (por ejemplo, selectividad constante, método de "gravedad" para estimar el movimiento). Por tanto, el marco de simulación puede incluir más complejidad y ser utilizado para evaluar el rendimiento de métodos de evaluación más simples. El grupo discutió un enfoque intermedio para las evaluaciones en el que se estima la composición del stock y las capturas se asignan a evaluaciones de stock separadas del Este y el Oeste. El marco de simulación podría usarse también en dicho enfoque intermedio proyectando hacia delante los resultados de las evaluaciones de stock separadas, incluyendo el componente de la mezcla basado en un muestreo de la composición del stock. El grupo manifestó alguna inquietud respecto a que la mayoría de recopilaciones de otolitos son recientes y las muestras archivadas son incompletas. Por lo tanto, las muestras de otolitos disponibles podrían no ser adecuadas para determinar la composición del stock a lo largo de toda la serie temporal.

Aunque los nuevos enfoques presentados por los participantes no se considerarán como una base para el estado del stock este año, el grupo discutió posibles formas de incorporar estos nuevos enfoques en futuras evaluaciones. Se sugirió también considerar los resultados procedentes de modelaciones exploratorias en las interpretaciones realizadas por el grupo de los métodos actuales. El grupo se mostró de acuerdo en que, teniendo en cuenta las incertidumbres actuales en los datos básicos, así como los nuevos datos biológicos y de mercado de los que se va disponiendo, incorporar estos nuevos enfoques ayudaría a presentar un informe más realista sobre

el estado del stock. Con el fin de intentarlo, se indicó la necesidad de celebrar reuniones técnicas al respecto en próximos años. Además, el grupo reconoció que aunque el progreso en los métodos utilizados es positivo, es también necesario mejorar los datos pesqueros básicos y la información independiente de las pesquerías que los respalda. Por tanto, se sugirió que una posible forma de avanzar es planificar reuniones intersesiones sobre datos y modelos para incorporar nuevos enfoques en futuras evaluaciones.

5.1 Métodos - stock del Atlántico este y Mediterráneo

Desarrollo de la captura por edad parcial del palangre japonés para los análisis del atún rojo del Atlántico oriental.

Las vulnerabilidades de los índices de abundancia dependientes de la pesquería pueden estimarse dentro del VPA a partir de capturas por edad parciales (PCAA) asociadas con dichas pesquerías. Estas matrices PCAA se prepararon restringiendo la CAA total para incluir solo datos de las flotas, artes y áreas a partir de las cuales se había desarrollado cada índice específico.

- El índice de palangre japonés del Atlántico este (Sur de 40° Norte) y Mediterráneo: El índice de palangre japonés para esta área no se actualizó porque casi no había captura del palangre japonés en 2010 y 2011 en esta zona. La captura por edad parcial (PCAA) para el índice de palangre japonés del Atlántico este y Mediterráneo se desarrolló en la evaluación de 2010 utilizando la captura por edad para el palangre japonés en esta zona para los meses de abril, mayo y junio. Se actualizó la PCAA y se utilizó para confirmar y replicar los cálculos de 2010.
- Índice de palangre japonés en el área nororiental (NEA, Norte de 40° N): Este índice se calcula desde agosto hasta marzo y sólo para el Atlántico nororiental (Área BF53, BF54 y BF52E). Sin embargo, la PCAA para el índice se restringió a los meses de enero, agosto, septiembre, octubre, noviembre, diciembre StockID (ATE y MED) con todas las áreas seleccionadas. La razón de no utilizar los meses de febrero-marzo era que la resolución espacial de los datos de CAA anterior a 2008 no permitía asignarla al área y parte de la pesca durante esos meses procedía de áreas por debajo de 40°N latitud y no se consideraba representativa del índice NEA. Por ello, estos meses se eliminaron al construir la PCAA. Esta metodología se compara favorablemente con la PCAA construida para la evaluación de stock de 2010 (**Figura 8**) y se utilizó para construir la PCAA para los años 2010 y 2011, que fueron añadidos a la PCAA elaborada en la evaluación de 2010 para los años 1990-2009. Las diferencias entre los dos métodos se deben al cambio en el sistema de cuadernos de pesca de Japón en 1994.

Especificaciones del VPA aplicadas al stock del Atlántico este y Mediterráneo

Dado que la evaluación de 2012 era una actualización de la evaluación de stock de 2010, el Grupo ejecutó el mismo modelo, es decir ADAPT VPA (tal y como se implementa en VPA-2box), con las especificaciones técnicas más similares posibles. Se revisaron los ensayos 13 y 15 de la evaluación de 2010, que se utilizaron como base para el asesoramiento científico en 2010. La diferencia entre los ensayos 13 y 15 residía en los índices de CPUE de cebo vivo utilizados. En el ensayo 13 se utilizaron índices específicos de la edad, mientras que el ensayo 15 se basaba en un índice de cebo vivo (BB) agregado por edad. Los índices específicos de la edad del cebo vivo (utilizados en el ensayo 13) no eran ya pertinentes y no se habían actualizado desde 2007 debido a cambios en la pesquería producidos por nuevas reglamentaciones de ordenación. El índice de BB agregado por edad no pudo actualizarse (véase el SCRS/2012/100), por lo tanto el grupo basó los análisis de 2012 en actualizar el ensayo 15. El ensayo 1 (véase la **Tabla 9**) es similar al ensayo 15 de 2010, e incluye los siguientes índices de CPUE: almadrabas españolas-marroquíes, palangre japonés en el Atlántico este y Mediterráneo, cerco noruego, palangre japonés en el Atlántico nororiental y cebo vivo español. El índice histórico se utilizó para calibrar el periodo 1952-1999 y el índice más nuevo para el 2000 en adelante. Los resultados de este ensayo 1 se correspondían con los obtenidos en 2010 con el ensayo 15. Posteriormente, este escenario se utilizó para actualizar los datos hasta 2011 y considerar diferentes escenarios de sensibilidad.

El conjunto acordado de ensayos se especifica en la **Tabla 9**. Todos los ensayos consideraban los datos de captura por edad para los años 1950-2011. Una inspección de la captura por edad parcial para el cebo vivo español sugería 3 períodos de vulnerabilidad diferentes para esta flota. Por tanto, el ensayo 2 considera 3 períodos diferentes (1952-1962, 1963-2006 y 2007-2011). Las vulnerabilidades de los tres períodos diferentes se establecieron en las edades 5-6, 2-3 y 3-6 respectivamente. El resto de especificaciones continuaban siendo las mismas que en 2010. Se aplicó una limitación de 3 años a la vulnerabilidad ($sd=0,5$ véase el SCRS/2008/089 para más detalles) y una limitación de 2 años al reclutamiento ($sd=0,5$) (para más detalles consultar el manual de

VPA-2box disponible en el catálogo de software de ICCAT). Todos los índices de CPUE fueron ponderados igualmente y se estimaron las F del año terminal para las edades 1 a 9. Las ratios de F se fijaron igual que en 2010, es decir iguales a 0,7 durante 1950-1969, iguales a 1 durante 1970-1984, iguales a 0,6 durante 1985-1994 e iguales a 1,2 desde 1995 en adelante. El vector de mortalidad natural sigue siendo el mismo que el utilizado para el stock del Este desde 1998, es decir un vector específico de la edad pero que no varía en el tiempo (0,490, 0,240, 0,240, 0,240, 0,240, 0,200, 0,175, 0,150, 0,120, 0,100 para las edades 1 a 10 respectivamente).

Se investigó un conjunto de especificaciones diferentes para probar la sensibilidad del VPA a diferentes supuestos técnicos y la elección de la serie de CPUE. El ensayo 3 era similar al ensayo 1 pero se relajó la vulnerabilidad del último periodo de cebo vivo e incluía las edades 3 a 6. El ensayo 4 era similar al ensayo 2 pero excluía el índice de palangre japonés en el Atlántico nororiental y el ensayo 5 explora la sensibilidad del ensayo 2 a eliminar los índices de cebo vivo español. En el ensayo 6 las ratios de F se fijaron en 1 en lugar del vector ratio de F de 2008. El ensayo 7 era similar al ensayo 2 pero las ratios de F se estimaron anualmente ($sd=0,2$, para más detalles consultar el manual del VPA-2box del catálogo de software de ICCAT). El ensayo 8 era similar al ensayo 2 pero incorporaba el índice de la prospección aérea. El ensayo 9 era similar al ensayo 2 pero la ratio de F para los últimos cuatro años se estableció en 0,7. Por último, el ensayo 10 era similar al ensayo 2 pero excluyendo el índice del cerco noruego.

Todos los escenarios se utilizaron tanto con el escenario de captura aumentada como con el escenario de captura declarada. El escenario de captura aumentada utiliza una CAA aumentada de la misma forma que se hizo en las evaluaciones de 2008 y 2010 (es decir captura extrapolada a 50.000 t desde 1998 a 2006 y a 61.000 t en 2007, sin captura aumentada desde 2008 hasta 2011).

5.2 Métodos - stock del Atlántico occidental

5.2.1 ADAPT-VPA aplicado al Atlántico occidental

Se llevaron a cabo análisis de población virtual (VPA) ajustados utilizando el programa VPA-2box descrito en el catálogo de software de ICCAT. Excepto que se indique lo contrario, las especificaciones de parámetros utilizados en las evaluaciones de VPA de 2012 eran idénticas a las utilizadas en el caso base de la evaluación de 2010. Se utilizó la misma serie de datos (actualizada hasta 2011 inclusive) aunque en unos pocos casos los índices de abundancia se calcularon de forma un poco diferente a 2010 (véase la discusión en la sección 4.3.2). Los índices de abundancia utilizados en la evaluación se incluyen en la **Tabla 7**, la **Tabla 10** proporciona especificaciones para calcular la captura por edad parcial correspondiente y la **Tabla 11** resume las especificaciones de parámetros de los diversos ensayos del modelo.

Especificaciones generales

La clase de edad mayor representa un grupo plus (edades 16 y mayores) y la tasa de mortalidad por pesca sobre esta edad se especifica como el producto de la tasa de mortalidad por pesca sobre la siguiente edad más joven (F_{15}) y un parámetro estimado de "ratio de F" que representa la ratio entre F_{16+} y F_{15} . Al igual que en el modelo de base de 2010, la ratio de F se fijó en 1,0 para todo el periodo ya que se podría decir que la vulnerabilidad difiere poco entre los peces de edad 15 y los mayores (el crecimiento es relativamente lento en esta edad y todos los animales son plenamente maduros).

Las tasas de mortalidad por pesca para cada edad en el último año del VPA (excepto la edad mayor) se estimaron como parámetros libres, pero sujetos a una limitación que restringe la cantidad de cambio en el patrón de vulnerabilidad (selectividad) durante los tres años más recientes con una desviación estándar de 0,5 (véase el SCRS/2008/089 para más detalles).

Los índices de abundancia se ajustaron asumiendo una estructura de error lognormal y una ponderación igual (es decir, la varianza estaba representada por un parámetro estimado único para todos los años y todos los índices). Se asumió que los coeficientes de capturabilidad (escalación) para cada índice eran constantes durante la duración de ese índice y se estimaron mediante la correspondiente fórmula de verosimilitud concentrada.

Se asumió que la tasa de mortalidad natural era independiente de la edad ($=0,14 \text{ yr}^{-1}$) al igual que en evaluaciones anteriores.

El vector de madurez utilizado en las evaluaciones anteriores a 2010 asumía que las edades 1-7 eran inmaduras y que las edades 8 y mayores eran plenamente maduras. En 2010 se observó que la especificación original de la

edad 8 y mayores se basaba en la curva de crecimiento de 1994 y que peces de la misma talla se clasificarían de edad 9 con la curva de crecimiento de 2009. Sin embargo, tal y como se indica en la sección 3.1, continúa existiendo considerable incertidumbre acerca de la madurez del atún rojo occidental. Por esta razón, el grupo decidió examinar la sensibilidad de la percepción del estado del stock en el caso base a dos calendarios de madurez alternativos, uno con el calendario de madurez temprana utilizado para el Atlántico este y Mediterráneo (50% de madurez en la edad 4 y 100% de madurez en las edades 5 y mayores) y otro con el de maduración posterior (0% en la edad 8 y aumentando al 100% en la edad 16 tal y como se describe en el Anon. (2011b).

Especificaciones detalladas para el caso base y ensayos alternativos de 2012

Esta sección detalla todas las especificaciones del modelo examinadas durante la evaluación. Cabe señalar que se seleccionó como caso base el ensayo de continuidad (más abajo) porque repetía de la forma más similar las especificaciones del caso base de la evaluación de 2010 (tal y como establecía el plan de trabajo del SCRS para 2012).

Ensayo de continuidad 0: Este ensayo era el que se ceñía más estrictamente a las especificaciones del caso base de 2010. Había dos cambios que tuvieron poco efecto apreciable en el resultado: 1) la captura por edad parcial para el índice de RR estadounidense <145 se modificó para incluir todos los peces de edad 1 en la base de datos de ICCAT (previamente se habían excluido peces de menos de 66 cm) y 2) la captura por edad parcial para el índice canadiense del Golfo de San Lorenzo se creó a partir de la base de datos de ICCAT e incluye capturas de RR y de barrilete para agosto-octubre (las versiones previas no pudieron ser recreadas exactamente ni por los científicos nacionales ni por la Secretaría).

Ensayo 1: Como el ensayo 0, pero el índice de CPUE de Nueva Escocia del SW de Canadá desarrollado utilizando los métodos de 2010 fue sustituido por uno estandarizado utilizando nueva metodología (binomial negativo valla (hurdle) con esfuerzo y esfuerzo al cuadrado como factores en lugar de un modelo delta-lognormal con compensación de esfuerzo, véase la discusión en la sección 4.2).

Ensayo 2: Como el ensayo 0, pero eliminaba la penalización que restringe los cambios en la vulnerabilidad durante los tres últimos años.

Ensayo 3: Como el ensayo 0 pero suavizaba la penalización que restringe los cambios en la vulnerabilidad durante los tres últimos años aumentando la desviación estándar de 0,5 a 1,0.

Ensayo 4: Como el ensayo 0, pero con el punto de datos de 2010 para el Golfo de San Lorenzo. El punto de 2010 fue excluido en el ensayo de continuidad ya que no se consideró que fuera representativo de las operaciones normales de la pesquería (véase la discusión en el punto 4.3.2).

Ensayos 5-16: Análisis de sensibilidad jack-knife. La influencia de varios índices de abundancia en los resultados del caso base del modelo fue examinada eliminando un índice cada vez, ejecutando el VPA con las mismas especificaciones del modelo y comparando varias estadísticas de referencia.

6. Resultados de la situación del stock

6.1 Estado del stock – Este

6.1.1 Resultados del VPA

El ensayo de continuidad de los ensayos 13 y 15 del caso base de 2010 se llevó a cabo utilizando los datos actualizados hasta 2011 y las especificaciones de parámetros descritas en la **Tabla 9**. En adelante este ensayo se denomina Ensayo 2. El Ensayo 2 puede considerarse el ensayo de continuidad debido a que las especificaciones técnicas y los datos de CPUE utilizados son muy cercanos a los utilizados en el ensayo base de la evaluación de 2010. El Grupo examinó también los resultados de un análisis de sensibilidad de los datos y parámetros utilizados (es decir, supuestos acerca de la elección de la serie de CPUE, captura aumentada y declarada, ratios de F, edades terminales, penalizaciones de vulnerabilidad y reclutamiento y desviación estándar de estas penalizaciones). En general, los diferentes ensayos produjeron una percepción similar del estado del stock, excepto al cambiar las ratios de F (un resultado que se había producido también en la evaluación de stock de 2010).

El ensayo 2 se investigó más en profundidad utilizando una CAA aumentada de la misma forma que se hizo en la evaluación de 2010 (es decir, captura extrapolada a 50.000 t desde 1998 a 2006 y a 61.000 t en 2007, pero desde 2008 no se aumentó la captura declarada). En el Ensayo 2, al igual que en todos los ensayos de sensibilidad, la F para las edades más jóvenes (es decir, 2 a 5) presentaba un aumento continuo hasta años recientes. Desde 2008, estas F habían descendido abruptamente para ambos escenarios de captura, es decir declarada y aumentada (**Figura 9**). Este resultado no era sorprendente ya que la captura declarada en las edades 2 y 3 había descendido mucho (es decir, era aproximadamente un 10% o menos de lo que era antes de 2007) en los años más recientes en respuesta a las nuevas reglamentaciones sobre talla mínima implementadas en 2007. La tasa de descenso era, no obstante, sensible a las especificaciones del modelo, especialmente a la limitación de vulnerabilidad. Todos los demás ensayos presentaban resultados similares para F en las edades 2-5.

La mortalidad por pesca para el atún rojo grande (F10+) en el Ensayo 2 mostraba un descenso inicial correspondiente al descenso de la pesquería de cerco noruega a principios de los 60 y a un aumento posterior debido al desarrollo de las pesquerías de cerco del Mediterráneo desde mediados de los 80. La F más elevada en las edades 10+ se producía desde mediados de los 90 hasta mediados de la primera década de los 2000, hasta alcanzar valores elevados (aproximadamente 3 veces M para estas edades) tal y como se observó en evaluaciones anteriores. Desde 2008, el Ensayo 2 estimaba un rápido descenso en F10+ y confirmaba los resultados anteriores de la evaluación de stock de 2010 (**Figura 9**). Este descenso parece ser el resultado del fuerte descenso en la captura declarada de peces mayores desde 2008 (que incluso se aceleró en los dos últimos años). Este fuerte descenso fue confirmado por todos los ensayos de sensibilidad (**Figuras 13 y 14**) y por los análisis retrospectivos (**Figuras 10 y 12**) y es conforme al análisis de la curva de la clase de captura (SCRS/2012/029).

Los resultados de los ensayos con la captura aumentada eran similares a los de los ensayos con la captura declarada, excepto por las trayectorias de SSB (**Figuras 13 y 14**). En el ensayo que utiliza la captura declarada, la tendencia de la SSB durante 1975-2005 presentaba en su mayoría un descenso continuo seguido de un aumento desde finales de 2000 mientras que el escenario de captura aumentada presentaba un descenso inclinado durante 1975-1985 seguido de una meseta entre 1985 y 2005 y un aumento desde entonces. Cabe señalar, no obstante, que la biomasa reproductora era aproximadamente la misma en 2011 en los escenarios de captura declarada y aumentada. Estos resultados, que ya se habían dado en 2010, pueden parecer sorprendentes pero son consecuencia de un mayor reclutamiento estimado para los escenarios de captura aumentada (**Figura 9**). Los patrones retrospectivos del ensayo realizado sobre las capturas aumentadas confirmaron las incertidumbres sobre la F terminal en las edades 2-5 y una elevada incertidumbre en el reclutamiento (**Figura 12**). Los intervalos de confianza de la F terminal para las edades 2 a 5 y de la SSB se estimaron a partir de bootstraps del ensayo y los ensayos han confirmado la variabilidad de estos dos valores.

La SSB alcanzó más de 300.000 t a finales de los 50 y principios de los 70, y posteriormente descendió hasta aproximadamente 150.000 t. Desde finales de la primera década de los 2000 en adelante, la SSB presentó un aumento sustancial en todos los ensayos (**Figuras 9 y 10**). La velocidad y magnitud de este aumento continúan siendo sin embargo muy inciertas y dependen de las especificaciones técnicas, así como de la elección de la serie de CPUE y del uso de datos de captura declarados o aumentados. Para el Ensayo 2, la SSB₂₀₁₁ es el 0,96 de la SSB máxima a finales de los 50. La SSB en todos los ensayos de sensibilidad para 1950 hasta finales de los 90 era muy similar excepto en el ensayo 6 (es decir, igual que el ensayo 2 pero con ratios de F = 1) en el que la SSB alcanza un pico de 237.000 t a mediados de los 70 en lugar de situarse por encima de 300.000 como en los demás ensayos (**Figura 11**). Para los ensayos de sensibilidad, la SSB en 2011 varía desde 0,85 (ensayo 9, es decir igual que el ensayo 2 pero con ratios de F = 0,7 en los últimos cuatro años) hasta 1,52 (ensayo 8, igual que el ensayo 2 pero incluyendo el índice de la prospección aérea para calibrar las edades juveniles) de la SSB máxima a finales de los 50. El alcance de la velocidad de la recuperación debe ser validado por datos y análisis futuros.

El reclutamiento al inicio de la serie temporal variaba entre 2 y 6 millones de peces, cayó hasta aproximadamente 1 millón de peces a principios de los 60 y a continuación se produjo un aumento constante hasta valores máximos en los 90 y principios de la primera década de los 2000. Debido a cambios operativos en los tres últimos años, no fue posible estimar el reclutamiento reciente a partir del análisis de la captura por edad y no se muestran los datos para las tres últimas clases anuales (**Figuras 9, 10 y 13**). Sin embargo, el índice local de reclutamiento en el Golfo de León estimado mediante prospecciones aéreas indica un mayor reclutamiento en el periodo reciente (SCRS/2012/124).

En general, los ajustes a los índices de CPUE disponibles son pobres. Este era también el caso en evaluaciones pasadas, con pesadas tendencias temporales en los residuos para la mayoría de los índices de CPUE. Este es

especialmente el caso para la CPUE del cebo vivo español debido a las recientes reglamentaciones de ordenación que han cambiado la selectividad de esta pesquería. Los patrones residuales permanecieron relativamente constantes en todos los ensayos diferentes (**Figura 15**). Dicho ajuste pobre no es sorprendente teniendo en cuenta la escasa calidad de la matriz de captura por edad (véase la sección anterior) y las incertidumbres acerca de los índices de captura por edad y CPUE. No obstante, los ajustes de los índices de CPUE en los años más recientes no presentan ningún patrón especial (**Figura 16**). Los valores observados y esperados se comparan en la **Figura 17**, y permiten una rápida comprobación de qué índices están correlacionados con las estimaciones de población, la línea negra es la línea Y=X y la línea azul es una regresión lineal ajustada a los datos, si un índice es muy cercano a los resultados del VPA, entonces las líneas azul y negra coincidirán.

Se llevó a cabo un análisis retrospectivo remontándose a 2006. Los patrones retrospectivos eran, por lo general, satisfactorios sin sesgos coherentes entre los ensayos (**Figuras 10 y 12**) y bastante similares a los obtenidos en 2010. Las mayores incertidumbres se observaron en las estimaciones terminales de la mortalidad por pesca en las edades 2-5 y en el reclutamiento, mientras que las estimaciones de F 10+ y SSB eran satisfactorias para los diferentes ensayos. Esto podría reflejar la dificultad de los índices de CPUE de tener en cuenta correctamente los cambios en las pesquerías debidos a cambios en las reglamentaciones de ordenación, que crearon incertidumbres mayores para dichos años. Cabe señalar también que la captura declarada de edad 1 ha sido muy baja desde 2008 y casi igual a cero desde 2010, lo que afecta al rendimiento del VPA.

La incertidumbre del modelo se estimó como en 2010, haciendo un bootstrap del ensayo 2 del VPA con dos niveles de captura histórica asumidos (escenarios de captura declarada y aumentada). Se investigaron los análisis de proyección con el ensayo 2 del VPA utilizando dos niveles asumidos de captura histórica (escenarios de captura declarada y aumentada), tres niveles de reclutamiento (alto, medio y bajo) y dos escenarios de patrones de selectividad de las pesquerías (el usado en la evaluación de stock de 2010 y el estimado a partir del ensayo 2 del VPA). El diagrama de Kobe muestra la situación actual del stock según dos puntos de referencia, la biomasa reproductora si la mortalidad por pesca es igual a $F_{0,1}$ ($B_{F_{0,1}}$) y la mortalidad por pesca ($F_{0,1}$) (**Figura 18**). Las líneas son las medianas de $F/F_{0,1}$ y $SSB/SSB_{F_{0,1}}$ y corresponden al nivel de reclutamiento asumido. El patrón de las trayectorias era similar independientemente de los patrones de selectividad seleccionados pero era altamente dependiente de las hipótesis sobre el reclutamiento. Para la hipótesis de bajo reclutamiento, el stock se recupera a lo largo del periodo de la proyección, ya que las trayectorias se trasladan desde el cuadrante rojo al cuadrante verde, pero los puntos finales no están siempre en las zonas verdes. Respecto a la hipótesis del reclutamiento alto, la mortalidad por pesca era inferior a $F_{0,1}$ pero la biomasa reproductora estaba por debajo de $B_{F_{0,1}}$ y las trayectorias se encontraban principalmente en el cuadrante amarillo inferior izquierdo (lo que indica que el stock está sobre pescado pero no se está produciendo sobre pesca).

Las estimaciones de la situación actual del stock en relación con los elementos de referencia del RMS llevan a la conclusión de que F_{2011} era inferior al objetivo de referencia $F_{0,1}$, ya que $F_{2011}/F_{0,1}$ es aproximadamente 0,70 para el escenario de captura declarada y 0,36 para el escenario de captura aumentada (**Tabla 12**). La SSB era aproximadamente el 63% (entre 37% y 89% dependiendo de la hipótesis sobre el nivel de reclutamiento) de la biomasa que se espera en el marco de una estrategia de $F_{0,1}$ utilizando la captura declarada (**Tabla 12**). La SSB era aproximadamente el 76% (entre 37% y 116% dependiendo de la hipótesis sobre el nivel de reclutamiento) de la biomasa que se espera en el marco de una estrategia de $F_{0,1}$ utilizando la captura aumentada (**Tabla 12**). El reciente descenso en las F conduce a una percepción sustancialmente mejorada de la situación del stock en relación con los elementos de referencia en comparación con la evaluación previa. Sin embargo, la biomasa reproductora actual es, en la mayoría de los escenarios, inferior a la biomasa reproductora que se espera en $F_{0,1}$ (**Tabla 13**).

6.2 Estado del stock – Oeste

Esta sección resume los resultados de los análisis del VPA explicados en la Sección 5.2. Los archivos de entrada y de salida del software VPA-2BOX para el modelo se incluyen como **Apéndice 6**. Los informes de resultados contienen una descripción completa de los resultados, incluida la matriz de las tasas de mortalidad por pesca estimadas, la abundancia por edad, la biomasa del stock, el reclutamiento, los ajustes a los índices, las selectividades estimadas de los índices, las ratios de F y la F por edad en el año terminal.

Diagnósticos

Los ajustes a los índices de abundancia para el caso base del modelo VPA de 2012 (ensayo de continuidad 0) se comparan con los del caso base del modelo de 2010 en la **Figura 19**. Los ajustes a los índices de abundancia relativa eran similares entre el caso base del modelo de 2010 y el del modelo de continuidad de 2012.

Los ajustes a los índices procedentes de los análisis de sensibilidad jack-knife (en los que se excluyeron los índices de abundancia relativa de uno en uno) eran similares a los del modelo de continuidad, incluso cuando los índices con más influencia (GSL canadiense o RR >177 cm de Estados Unidos) fueron eliminados (**Figura 20**). Los ajustes a los índices de ejemplares grandes indicaban por lo general un aumento en la abundancia durante años recientes, y esta tendencia era más clara cuando se retiró el RR >17 cm de Estados Unidos ya que los índices observados para esta pesquería indicaban un descenso de la abundancia de peces mayores durante la última década. Los cambios en los ajustes a los índices para ejemplares grandes eran menos obvios cuando se retiraba el índice de GSL canadiense. Las diferencias en los ajustes del modelo eran casi imperceptibles para los demás ensayos de sensibilidad jack-knife y por tanto no se muestran estos resultados.

Se elaboraron los histogramas de las estimaciones por bootstrap de la situación del stock de 2011 a partir del modelo de continuidad para examinar el sesgo y la normalidad de la distribución. El estado del stock se determinó utilizando los puntos de referencia F_{rms} y $F_{0,1}$. En ambos casos, no hay pruebas de un fuerte sesgo en los resultados (**Figura 21**).

Se llevó a cabo un análisis retrospectivo para el modelo de continuidad eliminando secuencialmente los datos de entrada de captura y los índices de abundancia en incrementos anuales, remontándose a 2006. La **Figura 22** muestra las tendencias de la biomasa reproductora del stock (SSB) y el reclutamiento de la edad 1 para el análisis retrospectivo. La tendencia a largo plazo en la SSB estimada no era muy sensible a la eliminación retrospectiva de los datos, sin embargo, se estimó un aumento en la SSB cuando se incluían los datos más recientes que no estaba claro en los ensayos retrospectivos. Las estimaciones del reclutamiento eran sensibles a la eliminación retrospectiva de datos pero esta variabilidad en el reclutamiento no demostraba un patrón coherente y por tanto probablemente representaba una imprecisión del modelo más que un sesgo coherente. La inclusión de los datos más recientes disminuía la señal del reclutamiento de 2003 en comparación con los ensayos retrospectivos del modelo. Los resultados retrospectivos indicaban alguna variabilidad en las estimaciones de mortalidad por pesca para las edades 5 a 8 (**Figura 23**) y en las estimaciones de abundancia para las edades 1 a 8 (**Figura 24**), pero de nuevo sin tendencias coherentes que indicaran un gran sesgo en las estimaciones.

Comparación de los resultados del caso base de 2010 y el caso de continuidad del VPA de 2012

La evaluación de continuidad de 2012 produjo resultados coherentes en comparación con análisis previos en los que se estimó que la SSB había descendido abruptamente entre 1970 y 1985 (**Figura 25**). Las estimaciones de SSB para los años posteriores fluctuaban entre aproximadamente el 25% y el 36% del nivel de 1970, con la SSB más baja estimada durante 1992. Las estimaciones de SSB aumentaban de forma general durante el curso de la última década (desde 2000). La tasa de mortalidad por pesca estimada más elevada se produjo durante los 70, pero descendió sustancialmente durante la siguiente década. La mortalidad por pesca estimada fluctuaba en torno al 0,2 en el periodo desde 1984 a 2005 y descendía entre 2007 y 2011. La tasa de mortalidad por pesca de los reproductores (edades 9 y mayores) descendía marcadamente desde 2003, con la excepción de 2006, cuando se estimó que la mortalidad por pesca era mayor que 0,2. Las estimaciones del reclutamiento³ (edad 1) eran las más altas durante principios de los 70, caían bruscamente después de 1975 y fluctuaban con poca tendencia desde ese periodo. Durante 1988 y 2003 se estimaron clases anuales relativamente fuertes, resultado similar al de evaluaciones anteriores (Anon. 2011b). Los resultados del modelo de continuidad del VPA de 2012 se comparan con los del modelo base de 2010 (Anon. 2011b) en la **Figura 26**. Las tendencias en la biomasa estimada del stock reproductor (SSB) y en el reclutamiento (edad 1) eran casi idénticas, excepto en que el modelo de continuidad de 2012 estimaba un reclutamiento menor en 2004 (clase anual de 2003) y un mayor reclutamiento en 2003 (clase anual de 2002) que el que se observó durante la evaluación de 2010. Se supuso que la aparente redistribución de la clase anual de 2003 en 2002 se debía en gran medida a la separación de cohortes. Para los ejemplares de edad 6 y mayores (cuando la tasa de crecimiento desciende en gran medida) el algoritmo de separación de cohortes tiende a alisar las clases de edad adyacentes y la clase anual de 2003 se observó como una clase de 7 años en 2010 y de 8 años en 2011. Las medidas de ordenación que redujeron la captura estadounidense de la clase anual de 2003 durante 2010 y 2011 podrían haber contribuido también a esta percepción de la fuerza de la cohorte, no existen índices de abundancia para este rango de tallas y el modelo podría haber interpretado las capturas reducidas como una evidencia de números iniciales menores en la clase anual de 2003.

³ La convención común ha sido definir el reclutamiento en términos de peces de edad 1 y la clase anual en términos de peces de edad 0. El reclutamiento para el año y es de la misma cohorte que la clase anual para el año y-1.

Ensayos de sensibilidad

Los resultados de los análisis de sensibilidad jack-knife, en los que se eliminaron los índices del modelo de continuidad iterativamente uno cada vez, se resumen en la **Figura 27**. Los índices GSL canadiense y RR >127 cm de Estados Unidos eran claramente los que más influencia tenían; ambos ensayos de sensibilidad tuvieron como resultado un aumento estimado en la SSB en años recientes similar al del modelo de continuidad. Sin embargo, la exclusión de los índices de GSL canadienses tuvo como resultado una SSB estimada inferior a la del modelo de continuidad y la exclusión del RR >127 cm de Estados Unidos tuvo como resultado una SSB estimada superior a la del modelo de continuidad.

Las comparaciones entre el modelo de continuidad de 2012 y los diversos ensayos de sensibilidad (discutidos en detalle en la sección 5.2.1) se resumen en la **Figura 28**. Las estimaciones de SSB, mortalidad por pesca apical y reclutamiento son casi idénticas para todos los ensayos de la sensibilidad a la selectividad, a excepción de que el reclutamiento en años recientes se desviaba de tal forma que la señal de la clase anual de 2003 era inferior a las estimaciones del modelo de continuidad. Los resultados del ensayo de sensibilidad 2, en los que no se aplicó ninguna limitación al calendario de vulnerabilidad, son muy inciertos y la tasa de mortalidad por pesca en una clase de edad llega al límite superior.

La SSB estimada y las estimaciones de la mortalidad por pesca apical eran sensibles al supuesto de madurez (**Figuras 28 y 29**). El supuesto de madurez temprana (es decir, la ojiva del Atlántico oriental con un 50% de madurez en la edad 4) tuvo como resultado una mayor SSB estimada durante toda la serie temporal y el supuesto de madurez tardía (es decir aproximadamente un aumento logístico en la madurez de 0 a edad 8 hasta 1 a edad 16) tuvo como resultado estimaciones menores de la SSB en comparación con el modelo de continuidad (plenamente maduro a la edad 9). La tendencia general a largo plazo en la SSB no era sensible al calendario de madurez, y las estimaciones de la mortalidad por pesca apical y el reclutamiento eran casi idénticas en todos los ensayos del modelo (**Figuras 28 y 29**).

Estado del stock

Un factor clave para determinar el estado del stock es la estimación de los elementos de referencia relacionados con el RMS respecto a los cuales puede medirse la condición actual del stock. Estos elementos de referencia dependen en gran medida de la relación entre la biomasa reproductora y el reclutamiento. Este año, el Grupo mantuvo las dos hipótesis alternativas reproductor-recluta exploradas en varias evaluaciones anteriores: la formulación de dos líneas (hipótesis de potencial de bajo reclutamiento) y la formulación reproductor-recluta de Beverton-Holt (hipótesis de potencial de alto reclutamiento). El modelo de dos líneas asumía aumentos en el reclutamiento de forma lineal con la SSB desde cero hasta un valor máximo (R_{MAX}) cuando la SSB alcanza el umbral de certeza. Aquí el umbral de la SSB se estableció en la SSB media entre 1990 y 1995 (el periodo con la SSB estimada menos) y R_{MAX} se calculó como la media geométrica del reclutamiento durante 1976-2008 (las estimaciones de reclutamiento para los tres últimos años se consideraron poco fiables y se excluyeron de los análisis). La función de Beverton-Holt se ajustó a las estimaciones de SSB y reclutamiento correspondientes al periodo 1971-2008. Las dos curvas stock-reclutamiento se muestran en la **Figura 30**. Debido a la incertidumbre en la estimación de la relación reproductor-recluta, se presentan los puntos de referencia basados en $F_{0,1}$ además de los basados en F_{RMS} , lo que es coherente con la evaluación de 2010 ($F_{0,1}$ se calcula en base al rendimiento por recluta).

El estado del stock se determinó utilizando los escenarios de dos líneas (hipótesis de bajo reclutamiento) y de Beverton-Holt (hipótesis de alto reclutamiento) para el modelo de continuidad desde 1970 a 2011 (**Figuras 31 y 32**). Los resultados obtenidos en el supuesto de dos líneas indicaban que la biomasa del stock había estado por encima de los objetivos del Convenio desde 1970 y que las tasas de mortalidad por pesca habían estado por debajo de los objetivos del Convenio desde 1983. Por el contrario, los resultados en el supuesto de reclutamiento de Beverton-Holt sugerían que la biomasa del stock había estado por debajo de los objetivos del Convenio (sobrepesca) desde 1970 y que la mortalidad por pesca se situaba por encima de los objetivos del Convenio (sobrepesca) durante la mayoría del periodo. El estado estimado del stock en años recientes era similar para todos los calendarios de madurez (**Figura 29**).

Las estimaciones del estado del stock a partir del modelo de continuidad y de los análisis jack-knife que excluían los índices GLS de Canadá y RR > 177 cm de Estados Unidos se comparan en la **Figura 32** para ambos supuestos, el de reclutamiento alto y el de reclutamiento bajo. Los dos ensayos jack-knife se incluyeron porque su divergencia respecto al modelo de continuidad ayuda a delimitar la incertidumbre en las estimaciones de SSB y de mortalidad por pesca. La percepción del estado del stock es más sensible al nivel de reclutamiento futuro

que a la eliminación de los índices. Para el modelo de continuidad, en el marco de la hipótesis de reclutamiento de dos líneas, la F reciente (media geométrica desde 2009 a 2011) se estimó en 0,61 F_{RMS} (0,49 a 0,74 en el intervalo de confianza del 80%). La biomasa del stock reproductor según la hipótesis de reclutamiento de dos líneas se estimó en 1,4 B_{RMS} (1,14 a 1,72 en el intervalo de confianza del 80%) y 0,92 $B_{0,1}$ (0,76 a 1,08 en el intervalo de confianza del 80%). En el marco de la hipótesis de reclutamiento de Beverton-Holt, la F reciente se estimó en 1,57 F_{RMS} (1,24 a 1,95 en el intervalo de confianza del 80%) y 0,92 $F_{0,1}$ (0,77 a 1,12 en el intervalo de confianza del 80%). La biomasa del stock reproductor según la hipótesis de reclutamiento de Beverton-Holt se estimó en 0,19 B_{RMS} (0,13 a 0,29) y 0,45 $B_{0,1}$ (0,34 a 0,62 en el intervalo de confianza del 80%).

Las conclusiones de esta evaluación no reflejan el grado total de incertidumbre en las evaluaciones y las proyecciones del stock. Un factor importante que contribuye a la incertidumbre es la mezcla entre peces originarios del Este y del Oeste. Análisis previos habían indicado que la mezcla del stock existe (información de marcas recuperadas y análisis de microelementos) y que los resultados de la evaluación de stock son sensibles a los supuestos sobre la mezcla del stock (Anon. 2009; Taylor *et al.* 2011). Basándose en trabajos anteriores, se puede esperar que las estimaciones del estado del stock varíen considerablemente dependiendo de los tipos de datos utilizados para estimar la mezcla (mercado convencional o muestras de huellas de isotopos) y de los supuestos sobre la mezcla del stock. Los modelos que tienen en cuenta la mezcla serán investigados más en profundidad antes de la próxima evaluación. Otra fuente importante de incertidumbre era el reclutamiento, tanto en términos de niveles recientes (que se estiman con escasa precisión en la evaluación), como de los potenciales niveles futuros (las hipótesis de reclutamiento "bajo" frente a "alto" que afectan a los elementos de referencia de la ordenación). Un conocimiento más detallado de la madurez por edad puede afectar también a la percepción de los cambios en el tamaño del stock. Finalmente, la falta de muestras representativas de otolitos requeridas para determinar la captura por edad a partir de muestras de talla, podría dar lugar a estimaciones de edad imprecisas para los atunes rojos grandes.

7. Proyecciones

7.1 Proyecciones EBFT

7.1.1 Especificaciones

Las proyecciones se llevaron a cabo basándose en las estimaciones del VPA para el ensayo utilizado para la evaluación (ensayo 2), con capturas declaradas y aumentadas (es decir, captura extrapolada a 50.000 t desde 1998 a 2006 y a 61.000 t en 2007, pero sin aumentar las capturas declaradas desde 2008) y con el patrón de selectividad actual estimado, así como el utilizado en la evaluación de 2010. Al realizar proyecciones es necesario especificar los parámetros biológicos, el patrón de selectividad (incluida cualquier modificación debida a las medidas de ordenación que puedan ser implementadas), el reclutamiento y cualquier modificación que pueda realizarse para evitar los números por edad pobremente estimados para las clases anuales recientes a partir del VPA. Dado que para las clases anuales más recientes los números por edad se estiman pobremente en el VPA, especialmente para las edades más jóvenes (véase la sección anterior), las tres primeras edades en el vector de población inicial (es decir, para 2009, 2010 y 2011) fueron sustituidas por un valor aleatorio procedente de especificaciones de reclutamiento estocásticas. Estos valores se proyectaron entonces hacia delante en el tiempo teniendo en cuenta las capturas observadas y la mortalidad natural por edad asumida. Esto tuvo como resultado cambios tanto en los números por edad en 2012 (es decir, el primer año de la proyección) como en la mortalidad por pesca por edad para las tres clases anuales sustituidas.

Se evaluaron dos hipótesis sobre el patrón de selectividad en el periodo de proyección, es decir la selectividad actual estimada para la captura declarada y aumentada y, a efectos comparativos, el patrón de selectividad "implementación perfecta" utilizado en las proyecciones de 2010. El patrón de selectividad actual se obtuvo a partir de la media geométrica de la mortalidad por pesca por edad para los años 2009-2011 y se calculó independientemente para cada bootstrap en Pro2Box. Para el cálculo de los elementos de referencia y las proyecciones basados en el patrón de selectividad de 2010, se modificó el patrón de selectividad de 2009-2011 aplicando un vector (es decir, la ratio de las medianas de las selectividades por edad procedente de las evaluaciones de 2010 y 2012) con el fin de obtener las mismas selectividades utilizadas en 2010 (**Figura 33**). Esto muestra los patrones de selectividad utilizados para el cálculo de los elementos de referencia y las proyecciones, estos diagramas muestran las medianas (líneas) y ± 1 sd (barras). La selectividad es la asumida en las proyecciones de 2010 y 2012 para los tres escenarios de reclutamiento y los dos de captura.

Los parámetros biológicos se basaban en los valores históricos del VPA, es decir, mortalidad natural, y la proporción de madurez por edad variaba por edad pero era invariable en el tiempo mientras que los pesos por edad en las proyecciones se derivaron de la media de los pesos por edad para las edades 1 a 9 y la curva de crecimiento del grupo plus (que permite cambios en la media de los pesos del grupo plus de acuerdo con los cambios en la composición por edades debidos a la recuperación/descenso en la SSB).

Se evaluaron tres escenarios para el reclutamiento futuro basados en niveles bajos, medios y altos de media geométrica, correspondientes a los períodos 1970-1980, 1955-2006 y 1990-2000, respectivamente (una decisión que no ha cambiado respecto a la evaluación de 2010). Se calculó la media geométrica actualizada y los errores estándar logarítmicos en el reclutamiento a partir de estimaciones en la mediana del reclutamiento para el ensayo 2 del VPA con niveles de captura declarada y aumentada. Dado que los valores sigma (desviación estándar de las desviaciones logarítmicas del reclutamiento) eran muy bajos para las estanzas de reclutamiento alto y bajo, el sigma más alto en los tres escenarios se utilizó para todas las proyecciones. Los niveles de reclutamiento absoluto diferían muy poco entre el ensayo 2 en la actualización de 2012 y el ensayo configurado de forma más similar (ensayo 15) de la evaluación de 2010 (**Tabla 14**).

Por tanto, los 12 escenarios de la proyección comprendían: i) el ensayo 2 del VPA utilizando dos niveles de captura histórica asumidos (escenarios de captura declarada y aumentada), ii) tres niveles de reclutamiento y iii) dos patrones de selectividad anticipados de las pesquerías. Estos se ejecutaron para la cuota actual (12.900 t) y para la cuota de 2010 (13.500 t) con fines comparativos. Posteriormente, se llevaron a cabo proyecciones con cuotas en un rango de 0-30000 t para crear la matriz de Kobe.

7.1.2 Resultados

A partir de los análisis de bootstrap y las proyecciones del ensayo 2, el Grupo estimó la probabilidad de que el stock se encuentre en cada uno de los cuadrantes del diagrama de fase de Kobe desde 2010 a 2022 (los tres escenarios de reclutamiento y los dos escenarios de captura histórica combinados). La diferencia en las trayectorias de la captura declarada y aumentada es una función de los patrones de selectividad y los niveles de reclutamiento, así como de los elementos de referencia. Utilizando los patrones de selección calculados como en 2010, $B_{F0,1}$ es mayor y el stock debe recuperarse hasta niveles absolutos más elevados de biomasa para alcanzar el cuadrante verde. Un diagrama de tarta de Kobe construido a partir de la proporción de bootstraps que recaen en cada cuadrante de color del diagrama de fase demostró que la mayoría de los bootstraps de 2011 recaían en el cuadrante amarillo (sobre pescado o sobre pesca) mientras que una parte más pequeña de los bootstraps están dentro del cuadrante rojo (sobre pescado y sobre pesca) o en el verde (ni sobre pescado ni sobre pesca) (**Figura 34**). El número de ocurrencias de bootstraps en el cuadrante verde es mayor utilizando el escenario de captura aumentada mientras que el número de ocurrencias en el cuadrante rojo es más elevado utilizando el escenario de captura declarada. Estos resultados, así como el diagrama de fase de Kobe (**Figura 18**), indican una mayor probabilidad de que se encuentre en una situación de sobre pescado pero sin experimentar sobre pesca. Cuando estos resultados se proyectan, la proporción de bootstraps en el cuadrante verde aumenta gradualmente mientras que el número de bootstraps en el cuadrante rojo es cero después de 2012 (**Figura 35**). Para los dos TAC investigados (12.900 t y 13.500 t), los resultados eran muy similares con un aumento obvio en el tiempo de recuperación con el TAC más elevado.

7.2 Proyecciones atún rojo del Oeste

7.2.1 Métodos

Se realizaron proyecciones a medio plazo para el stock occidental que cubren el periodo del plan de recuperación (hasta 2019) utilizando el software PRO-2BOX incluido en el catálogo de software de ICCAT. Al igual que en 2010, el Grupo consideró los dos escenarios de reclutamiento discutidos en la sección 6.2: un escenario potencial de reclutamiento bajo (modelo de dos líneas) que asume que un reclutamiento medio no permite llegar a los altos niveles de principios de los 70 (ostensiblemente debido a algún cambio desconocido en el medio ambiente) y un escenario potencial de reclutamiento alto que asume que el número de reclutas es una función Beverton-Holt de la biomasa reproductora en el año previo (**Figura 30**). El Grupo acordó que no se dispone aún de pruebas sólidas para favorecer a un escenario frente al otro e indica que ambos proporcionan límites superiores e inferiores razonables (pero no extremos) del potencial de recuperación.

Las proyecciones para el stock occidental se basaban en réplicas de bootstrap de las matrices de mortalidad por pesca por edad y números por edad para el ensayo de continuidad (producidas por el programa VPA-2BOX). La relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt se ajustó a cada una de las réplicas de bootstrap del tamaño del

stock reproductor y del reclutamiento para las clases anuales de 1970-2007 por medio de la verosimilitud máxima (error lognormal). Al igual que en 2010, se permitió que el reclutamiento futuro se desviara de su previsión como un proceso autocorrelacionado multiplicativo de primer orden (lognormal) con la desviación estándar (σ_R) y los parámetros de autocorrelación (ρ) establecidos en un valor igual a las estimaciones de verosimilitud máxima (mle) para cada réplica de bootstrap (0,34 y 0,27, respectivamente).

La relación stock-reclutamiento del modelo de dos líneas asume un aumento lineal en el reclutamiento desde el origen hasta un nivel "pivote" del tamaño del stock reproductor por encima del cual el reclutamiento es independiente del tamaño del stock reproductor. El tamaño "pivote" del stock reproductor se calculó para cada réplica de bootstrap como el tamaño medio del stock reproductor durante 1990-1995 (el periodo que incluye las estimaciones más bajas de biomasa reproductora). El nivel constante de reclutamiento se calculó para cada réplica de bootstrap como la media geométrica del reclutamiento durante los años 1976-2008, un periodo durante el cual el reclutamiento fue relativamente constante. Para la relación stock-reclutamiento del modelo de dos líneas, el grupo acordó utilizar un proceso autocorrelacionado con la desviación estándar (σ_R) establecida en un valor igual a la mle de 0,27 y el parámetro de autocorrelación (ρ) establecido en un valor igual a la mle de 0,31.

Las estimaciones de reclutamiento del VPA para 2009-2011 fueron sustituidas con valores generados a partir de la relación stock-reclutamiento ajustada subyacente en la proyección (para los escenarios de reclutamiento alto y bajo). Por lo tanto, se recalcularon los número y mortalidad por pesca por edad para las edades 1-3 al inicio de 2009 proyectando estos reclutamientos generados hacia adelante en el marco de capturas por edad conocidas. El reclutamiento parcial proyectado (que combina los efectos de la selectividad del arte y de la disponibilidad de los peces por edad) se calculó a partir de los valores de la media geométrica de la mortalidad por pesca por edad para los años 2008-2010 (reescalada a un máximo de 1,0).

La edad media del grupo plus al inicio de las proyecciones se calculó a partir del peso medio observado del grupo plus en el último año del VPA invirtiendo la curva de crecimiento. Posteriormente se actualizó la edad media del grupo plus en años subsiguientes de la proyección y el peso del grupo plus se calculó a partir de la edad media actualizada mediante el uso de la curva de crecimiento (como se hizo en 2010). De esta forma, se permite al peso medio del grupo plus aumentar con reducciones en la tasa de mortalidad por pesca. Se asumió que la captura proyectada para 2012 era igual a 1.750 t [Rec. 10-03]. Para los años después de 2012, se continuaron las proyecciones utilizando diversos niveles de captura constante con la restricción de que la F plenamente seleccionada fue limitada para que no superara 2 yr^{-1} .

El tamaño del stock reproductor proyectado se expresó en relación al tamaño del stock reproductor asociado con RMS y $F_{0,1}$ (es decir B_{RMS} , $B_{0,1}$) para el escenario de reclutamiento adecuado. La B_{RMS} se utilizó como nivel de referencia para la recuperación porque es el objetivo del actual programa de recuperación. El grupo indicó que otros grupos de evaluación de stock usan a menudo $F_{0,1}$ en lugar de F_{RMS} , especialmente cuando no se sabe mucho de la relación stock-reclutamiento. Cabría señalar que, en el VPA-2BOX, $F_{0,1}$ se calcula independiente de una relación stock-reclutamiento subyacente y en algunos casos $F_{0,1}$ puede superar a F_{RMS} .

7.2.2 Resultados

El reclutamiento previsto en B_{RMS} era mucho menor con el escenario de dos líneas (87.000) que con el escenario de Beverton-Holt (278.000), con las correspondientes estimaciones menores de RMS y B_{RMS} . Sin embargo, los escenarios de dos líneas y Beverton-Holt predicen niveles casi idénticos de reclutamiento cuando los tamaños del stock reproductor son bajos (es decir, entre 5.000 y 13.000 t).

Se realizaron las proyecciones de SSB a partir del caso base del VPA hasta 2019 en el marco de capturas constantes de 0 t a 3.500 t en intervalos de 100 t, con una proyección adicional con el TAC actual de 1.750 t [Rec. 10-03]. En la **Tabla 15** se presentan los elementos de referencia asociados para el caso base. Los resultados que asumían un bajo reclutamiento potencial (**Figuras 36-38**) indican que existen más de un 60% de probabilidad de que el stock se encuentre actualmente en o por encima del objetivos del Convenio ($B_{RMS} = 12.900$ t). Por consiguiente, existe menos de un 50% de probabilidad de sobrepesca si las capturas se mantienen en un nivel menor o igual al del rendimiento máximo sostenible (2.650 t). La perspectiva en el marco del alto reclutamiento potencial (**Figuras 38 y 39**) es menos optimista, indicando un stock que actualmente está sobreescapado y experimentando sobrepesca.

La mediana de las estimaciones de las proyecciones de SSB, SSB/SSB_{RMS} , F , F/F_{RMS} , F , $F/F_{0,1}$ y del reclutamiento para los escenarios de alto y bajo reclutamiento se muestran en las **Figuras 36 y 37**. En el escenario de bajo reclutamiento potencial (**Figura 36**), el TAC actual tendrá como resultado que la SSB de 2019

sea superior a la SSB estimada para 2012. Capturas constantes de 2.000 t conducirán a que en 2019 la SSB no aumente en comparación con la de 2012, mientras que capturas superiores a 2.000 t tendrán como resultado que la SSB de 2019 sea inferior a la SSB de 2012. El escenario de alto reclutamiento potencial (**Figura 37**) sugiere que el stock occidental no se recuperará antes de 2019 incluso sin capturas (0 t), aunque se prevé que capturas de 1.300 t o menos pongan fin a la sobrepesca en 2013 y se inicie la recuperación. Con el TAC actual de 1.750 t, el escenario de alto reclutamiento indica que no se prevé que el stock se recupere hasta SSB_{RMS} antes de 2050. El Grupo también indicó que la trayectoria estimada de la biomasa del stock de 2012 en ambos escenarios de reclutamiento, alto y bajo, es muy similar a los resultados de la evaluación de 2010 (**Figura 39**). La evaluación de 2012 indica un nivel ligeramente más bajo de SSB y SSB relativa a RMS entre 2014 y 2019. Se calculó también el percentil 60 de SSB/SSB_{RMS} y F/F_{RMS} proyectadas y se presenta en la **Figura 38**. El estado del stock proyectado con los dos escenarios de reclutamiento es más similar cuando se usa F_{0,1} como referencia de ordenación (**Figuras 36 y 37**), y ambos indican que el stock está sobreexplicado (B<B_{F0,1}) y que está en o cerca del umbral de la sobrepesca (F>F_{0,1}).

En las **Tablas 16-18** se resumen las matrices de estrategia de Kobe II. La **Tabla 16** resume la probabilidad de que varias políticas de captura constante permitan la recuperación en el escenario de reclutamiento alto y mantengan SSB por encima de SSB_{RMS} en el escenario de reclutamiento bajo. La **Tabla 17** resume igualmente la probabilidad de que políticas de captura constante pongan fin a la sobrepesca mientras que la **Tabla 18** resume la distribución conjunta (SSB>SSB_{RMS} y F<F_{RMS}). Los resultados son coherentes con los discutidos anteriormente (**Figuras 36 y 37**).

Un factor importante en el reciente descenso de la mortalidad por pesca del atún rojo grande es que el TAC no ha sido capturado durante este periodo hasta 2009, debido principalmente a una disminución en las pesquerías estadounidenses (hasta 2009). Dos explicaciones plausibles para la disminución han sido ya adelantadas por el Comité: (1) la disponibilidad de peces para la pesquería de Estados Unidos ha sido anormalmente baja y/o (2) el tamaño global de la población en el Atlántico occidental descendió sustancialmente respecto al nivel de años recientes. Aunque no existen pruebas abrumadoras para que prevalezca ninguna explicación sobre la otra, la evaluación del caso base favorece implícitamente la primera hipótesis (cambios regionales en la disponibilidad), debido al incremento estimado en la SSB. El descenso indicado por la tasa de captura estadounidense de atún rojo grande se corresponde con el incremento en otros índices de ejemplares grandes (véase el Resumen ejecutivo de atún rojo de 2012). Sin embargo, el Comité señala que sigue existiendo una importante incertidumbre sobre este tema y deben realizarse más investigaciones.

8. Recomendaciones

8.1 Recomendaciones de investigación

- El Grupo reiteró la importancia de obtener información independiente de la pesquería mediante un programa de marcado a gran escala y de desarrollar índices de abundancia independientes de la pesquería, mediante prospecciones aéreas, para hacer un mejor seguimiento de las tendencias en la biomasa y estimar mejor las tasas de mortalidad por pesca. La información independiente de la pesquería es, además, crucial para evitar sesgos debidos a las reglamentaciones de ordenación en los modelos basados en captura y CPUE.
- El Grupo recomendó que la nueva información biológica presentada en la reunión de evaluación de stock de 2012 y en reuniones anteriores, la nueva información procedente del GBYP (crecimiento, determinación de la edad, madurez, reproducción) y la información procedente de otros programas de investigación en curso, sea cuidadosamente evaluada durante una reunión intersesiones especial propuesta para 2013, con el fin de analizar estos nuevos hallazgos que podrían influir y utilizarse en futuras evaluaciones del stock de atún rojo del Atlántico. Esta reunión debería examinar también la fiabilidad de las entradas de la información existente en la evaluación del stock para asesorar sobre la conveniencia de introducirla en nuevos enfoques de evaluación de stock.
- El Grupo recomendó también dos reuniones de modelación, en 2013 y 2014, para mejorar aún más los métodos de evaluación para los stocks de atún rojo.
- El Grupo recomendó además que la actualización futura de los índices de CPUE de las almadrabas marroquíes y españolas en la zona atlántica del Estrecho de Gibraltar incluya explícitamente factores

medioambientales y la duración de la temporada de pesca como una variable en el modelo utilizado para la estandarización con el fin de tener en cuenta el efecto de la reglamentación actual.

- El Grupo recomendó continuar los análisis de los datos de VMS para obtener mejores estimaciones de las variaciones temporales y espaciales en el esfuerzo pesquero de las principales flotas y para obtener un índice de abundancia de la flota de cerco del Mediterráneo mediante la modelación estado-espacio.
- El Grupo acordó también que es necesario llevar a cabo investigaciones sobre la estructura de la población de atún rojo para resolver incertidumbres clave en la evaluación del stock. Deben continuar el esfuerzo de muestreo y los análisis preliminares que se han llevado a cabo en el marco del GBYP.
- El Grupo reiteró que es esencial obtener muestras representativas de otolitos y otros tejidos de todas las principales pesquerías y en todas las zonas. Otolitos, espinas y vértebras pueden utilizarse para proporcionar estimaciones directas de la composición por edades de la captura, evitando así los sesgos asociados con la determinación de la edad a partir de la talla. Además, los datos de microelementos de otolitos pueden ser muy útiles para determinar el origen del stock con una precisión relativamente alta y por tanto podrían ser un factor clave para mejorar nuestra capacidad de realizar análisis sobre la mezcla del stock.
- El Grupo reconoció el gran valor de los datos históricos que se han recopilado en el marco del GBYP en los 3 últimos años. Estos datos deberían analizarse y validarse en el año próximo antes de ser integrados en la base de datos de ICCAT.
- Se recomendó asimismo que la captura y el esfuerzo históricos para los datos del Atlántico occidental procedentes de la flota de palangre japonesa sean analizados por áreas principales y grupos de años que presenten una distribución coherente del esfuerzo, en lugar de considerar solo las declaraciones de captura de atún rojo. Las principales zonas de interés son el Golfo de México, las aguas frente a Brasil y las zonas de Florida-Bahamas, desde 1960 hasta los 80. Debería prestarse especial atención al Atlántico sur, tanto desde una perspectiva reciente como histórica.

8.2 Recomendaciones de ordenación

BFTE

En la [Rec. 09-06] la Comisión estableció el total admisible de captura (TAC) para el atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo en 13.500 t para 2010. Además, en dicha Recomendación, la Comisión requería al SCRS que facilitase la base científica para que la Comisión estableciera un plan de recuperación de tres años para 2011-2013, con el objetivo de alcanzar la B_{RMS} con al menos una probabilidad del 60% desde ahora hasta 2022.

Se calculó una matriz de estrategia de Kobe II que refleja los escenarios de recuperación del atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo de conformidad con el plan plurianual de recuperación para la cuota actual (12.900 t) y la cuota de 2010 (13.500 t, **Figura 35**).

La implementación de las reglamentaciones recientes mediante la Rec. 09-06 y de recomendaciones anteriores se ha traducido claramente en reducciones en las tasas de captura y mortalidad por pesca. El Comité indica que mantener las capturas en el nivel del TAC actual (12.900 t), o en el TAC de 2010 (13.500 t) de conformidad con el programa de ordenación actual, permitirá probablemente que el stock se incremente durante dicho periodo y es coherente con el objetivo de alcanzar la F_{RMS} y la B_{RMS} con una probabilidad de al menos el 60% desde ahora hasta 2022, teniendo en cuenta las incertidumbres cuantificadas. Un periodo de estabilización en las principales reglamentaciones de ordenación del plan de recuperación permitiría al SCRS estimar mejor la magnitud y velocidad de las tendencias recientes en F y SSB en los próximos años.

BFTW

En 1998, la Comisión inició un plan de recuperación de 20 años destinado a lograr la B_{RMS} con al menos un 50% de probabilidades. Como respuesta a las evaluaciones recientes, la Comisión recomendó un total admisible de captura (TAC) de 1.900 t para 2009, 1.800 t para 2010 [Rec. 08-04] y 1.750 t para 2011 [Rec. 10-03].

La evaluación actual (2012) indica tendencias históricas en la abundancia similares a las de evaluaciones previas. La fuerte clase anual de 2003 ha contribuido a la productividad del stock, de tal modo que la biomasa total se ha incrementado en los últimos años.

La productividad futura del stock, al igual que en evaluaciones previas, se basa en dos hipótesis sobre el reclutamiento futuro: un “escenario de alto reclutamiento potencial”, en el que el reclutamiento futuro tiene el potencial de conseguir los niveles de principios de los setenta, y un “escenario de bajo reclutamiento potencial” en el que se espera que el reclutamiento futuro se mantenga cerca de los niveles actuales. Los resultados de esta evaluación mostraban que las implicaciones a largo plazo para la biomasa futura diferían entre las dos hipótesis y la cuestión de establecer una distinción entre ambas hipótesis sigue sin resolverse.

Se proyectaron las probabilidades de alcanzar la B_{RMS} en el periodo de recuperación establecido por la Comisión para niveles de captura alternativos (**Tabla 17** y **Figuras 36 y 37**). El “escenario de bajo reclutamiento potencial” sugiere que la biomasa es actualmente suficiente para producir el RMS, mientras que el “escenario de alto reclutamiento potencial” sugiere que hay muy pocas probabilidades de alcanzar la B_{RMS} dentro del periodo de recuperación. A pesar de esta gran incertidumbre sobre la futura productividad del stock a largo plazo, bajo ambos escenarios de reclutamiento las capturas actuales (1.750 t) deberían permitir que la biomasa siga incrementándose. Capturas superiores a 2.000 t acabarían con la posibilidad de que la clase anual de 2003 eleve la productividad potencial del stock en el futuro. La Comisión podría querer proteger la clase anual de 2003 para mejorar su contribución a la biomasa reproductora. Se prevé que mantener la captura en los niveles actuales (1.750 t) permitirá que aumente la biomasa reproductora, lo que podría ayudar a resolver el tema del reclutamiento potencial alto y bajo. Por ejemplo, si la hipótesis de reclutamiento alto es correcta, permitir sustanciales incrementos en la biomasa reproductora daría lugar a un reclutamiento más elevado.

Tal y como ha indicado anteriormente el Comité, la productividad tanto del atún rojo del Atlántico occidental como de las pesquerías de atún rojo del Atlántico occidental está vinculada al stock del Atlántico oriental y Mediterráneo. Por tanto, es probable que las acciones de ordenación emprendidas en el Atlántico oriental y Mediterráneo tengan un impacto en la recuperación del Atlántico occidental, ya que incluso pequeñas tasas de mezcla desde el Este hacia el Oeste pueden tener efectos considerables sobre el Oeste debido al hecho de que el tamaño del recurso del Atlántico oriental y Mediterráneo es más grande que el del Oeste.

9. Otros asuntos

No se discutieron otros asuntos.

10. Adopción del informe y clausura

El informe fue adoptado.

El Presidente expresó su agradecimiento a los participantes por el gran trabajo realizado.

La reunión fue clausurada.

Referencias

- Anon. 1997, Report of the ICCAT SCRS Bluefin tuna Stock Assessment Session (*Genoa, Italy, September 12-20, 1996*). 1996 SCRS Detailed Report on Bluefin Tuna. Collect. Vol. Sci. Pap. 46(1): 1-186.
- Anon. 2009, Report of the 2008 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (*Madrid, Spain, June 23 to July 4, 2008*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64(1): 1-352.
- Anon. 2011a, Report of the 2010 ICCAT Bluefin Data Preparatory Meeting (*Madrid, Spain, June 14 to 19, 2010*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 66(3): 1011-1115.
- Anon. 2011b, Report of the 2010 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session (*Madrid, Spain, September 6 to 12, 2010*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 66(2): 505-714.
- Baglin, R.E.J. 1982, Reproductive biology of western Atlantic bluefin tuna. - Fishery Bulletin 80: 121-134.

- Bravington, M., and P. Grewe. 2007, A method for estimating the absolute spawning stock size of SBT, using close-kin genetics. Working Document CCSBT-SC/0709/18 CCSBT Scientific Committee meeting. Hobart, Australia
- Chapman, E.W., Jorgensen, C. and Lutcavage, M.E. 2011, Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*): a state-dependent energy allocation model for growth, maturation, and reproductive investment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68: 1934-1951.
- Corriero, A., Karakulak, S., Santamaria, N., Deflorio, M., Spedicato, D., Addis, P., Cirillo, F., Fenech-Farrugia, A., Vassallo-Aguis, R., de la Serna, J.M., Oray, I., Cau, A., Megalofonou, P. and De Metrio, G. 2005, Size and age at sexual maturity of female bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) from the Mediterranean Sea. J. Appl. Ichthyol. 21: 483-486.
- Cort, J.L. 1991, Age and growth of the bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (L.) of the northwest Atlantic. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 35(2): 213-230.
- Diaz, G.A., 2011, A revision of western Atlantic bluefin tuna age of maturity derived from size samples collected by the Japanese longline fleet in the Gulf of Mexico (1975-1980). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 66(3): 1216-1226.
- Fromentin, J-M. 2004. The 2002 size composition of bluefin tuna catches of the French purse seine compared to those of the early 1990s and 2001. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 56(3): 1182-1188.
- Fromentin, J-M., Fonteneau, A. 2001, Fishing effects and life history traits: a case-study comparing tropical versus temperate tunas. *Fisheries Research* 53, 133-150.
- Fromentin, J-M., Powers, J.E. 2005, Atlantic bluefin tuna: population dynamics, ecology, fisheries and management. *Fish and Fisheries* 6, 281-306.
- Goldstein, J., Heppell, S., Cooper, A., Brault, S. and Lutcavage, M. 2007, Reproductive status and body condition of Atlantic bluefin tuna in the Gulf of Maine, 2000-2002. *Marine Biology*, 151: 2063-2075.
- ICCAT, 2012, Report of the Standing Committee on Research and Statistics (SCRS). In report for Biennial Period, 2010-11, Part II (2011) – Vol. 2; 268 pp.
- Mather, F.J., Mason, J.M. and Jones, A.C. 1995, Historical document: life history and fisheries of Atlantic bluefin tuna. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC - 370; 165 pp.
- Neilson, J.D. and Campana, S.E. 2008, A validated description of age and growth of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 75(8): 1523-1527.
- Ortiz, M. and Palma, C. 2011, Summary of comparison and verification of the AGEIT Program for age-slicing of bluefin tuna catch at size (CAS) information. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 66(2): 918-934.
- Restrepo, V.R., Diaz, G.A., Walter, J.F., Neilson, J. Campana, S. Secor, D. and Wingate, R.L. 2011, Updated estimate of the growth of western Atlantic bluefin tuna. *Aquatic Living Resources*, Vol. 23, Issue 04, pp. 335-342.
- Rooker J.R., Alvarado, J.R., Block, B.A., Dewar, H., De Metrio, G., Corriero, A., Kraus, R.T., Prince, E.D., Rodríguez-Marín, E. and Secor, D.H. 2007, Life History and Stock Structure of Atlantic Bluefin Tuna (*Thunnus thynnus*). *Reviews in Fisheries Science*, 15: 265-310.
- Rooker, J.R., Secor, D.H., DeMetrio, G., Schloesser, R., Block, B.A., Neilson, J.D. 2008, Natal homing and connectivity in Atlantic bluefin tuna populations. *Science*, Vol. 322, No. 5902:742-744.
- Taylor, N., McAllister, M., Lawson, G., Carruthers, T., Block, B. 2011, Atlantic Bluefin Tuna: A Novel Multistock Spatial Model for Assessing Population Biomass. *PLoS ONE* 6(12): e27693. doi:10.1371/journal.pone.0027693.

TABLEAUX

Tableau 1. Données de capture de la Tâche I de thon rouge de l'Atlantique Nord (*Thunnus thynnus*) par zone, engin et pavillon principaux.

Tableau 2. Prise (Tâche I) de thon rouge de l'Ouest (ombré foncé) et tableau correspondant d'informations de taille/CAS (ombré clair) pour créer la CAS et CAA au titre de 2010-2011. Les lignes surlignées montrent les SZ/CAS.

Tableau 3. Prise (Tâche I) de thon rouge de l'Est (ombré foncé) et tableau correspondant d'informations de taille/CAS (ombré clair) pour créer la CAS et CAA au titre de 2010-2011. Les rangées surlignées montrent les SZ/CAS.

Tableau 4. Prise (Tâche I) de thon rouge de la Méditerranée (ombré foncé) et tableau correspondant d'informations de taille/CAS (ombré clair) pour créer la CAS et CAA au titre de 2010-2011. Les cases ombrées en vert montrent les SZ/CAS.

Tableau 5. Séries de CPUE utilisées dans l'évaluation du stock de thon rouge de l'Est et de la Méditerranée.

Tableau 6. Séries de CPUE échelonnées utilisées dans l'évaluation du stock de thon rouge de l'Est et de la Méditerranée.

Tableau 7. Description des indices d'abondance disponibles pour l'évaluation du thon rouge de l'Ouest de 2012.

Tableau 8. Tableau récapitulatif visant à évaluer les indices d'abondance disponibles du thon rouge de l'Atlantique.

Tableau 9. Spécifications techniques des scénarios ADAPT-VPA qui ont fait l'objet d'examens pour le stock de thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée (pour obtenir les acronymes des séries de CPUE, consulter le Tableau 5).

Tableau 10. Spécifications pour le calcul de la prise partielle par âge associée aux indices d'abondance utilisés dans la VPA du thon rouge de l'Atlantique Ouest.

Tableau 11. Thon rouge de l'Atlantique Ouest. Spécifications des paramètres pour le scénario de continuité (0) de la VPA et les analyses de sensibilité (scénarios 1-16). Les différences par rapport au scénario de continuité (0) apparaissent en gris.

Tableau 12. Thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée. Résumé des valeurs des points de référence pour les différents scénarios pour les niveaux de capture historique et de recrutement.

Tableau 13. Thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée. Résumé des valeurs de la mortalité par pêche et de la biomasse actuelles du stock reproducteur pour les différents scénarios pour les niveaux de capture historique et de recrutement.

Tableau 14. Thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée. Changement des niveaux de recrutement entre le scénario 15 en 2010 et le scénario 2 en 2012. L'augmentation signifie que le recrutement pour cette période est plus élevé que pour la même période de l'évaluation de 2010.

Tableau 15. Thon rouge de l'Atlantique Ouest. Paramètres et points de référence estimés avec des intervalles de confiance de 80% pour le thon rouge de l'Atlantique Ouest. Les mentions "déterministe" et "scénario 0" se réfèrent aux estimations (ponctuelles) de vraisemblance maximale. Les limites de confiance (CL), la médiane et la déviation standard sont calculées à partir des répétitions de bootstraps.

Tableau 16. WBFT : Probabilité annuelle que $F < F_{PME}$ à divers niveaux de prise totale admissible. Le TAC actuel de 1.750 t est indiqué en caractères gras.

Tableau 17. WBFT : Probabilité annuelle que $SSB > SSB_{PME}$ à divers niveaux de prise totale admissible. Le TAC actuel de 1.750 t est indiqué en caractères gras.

Tableau 18. WBFT : Probabilité annuelle conjointe que $F < F_{PME}$ et $SSB > SSB_{PME}$ à divers niveaux de prise totale admissible. Le TAC actuel de 1.750 t est indiqué en caractères gras.

TABLAS

Tabla 1. Datos de captura de Tarea I (t) de atún rojo del Atlántico norte (*Thunnus thynnus*) por área, arte y pabellón principales.

Tabla 2. Captura (Tarea I) para el atún rojo del Oeste (sombreado oscuro) y tabla correspondiente de información sobre talla/CAS (sombreado claro) para generar la CAS y la CAA para 2010-2011. Las filas sombreadas en verde muestran SZ/CAS.

Tabla 3. Captura (Tarea I) para el atún rojo del Este (sombreado oscuro) y tabla correspondiente de información sobre talla/CAS (sombreado claro) para generar la CAS y la CAA para 2010-2011. Las filas sombreadas en verde muestran SZ/CAS.

Tabla 4. Captura (Tarea I) para el atún rojo del Mediterráneo (sombreado oscuro) y tabla correspondiente de información sobre talla/CAS (sombreado claro) para generar la CAS y la CAA para 2010-2011. Las filas sombreadas en verde muestran SZ/CAS.

Tabla 5. Serie de CPUE utilizada en la evaluación de stock del atún rojo del Este y Mediterráneo.

Tabla 6. Serie de CPUE escalada utilizada en la evaluación de stock del atún rojo del Este y Mediterráneo.

Tabla 7. Descripción de los índices de abundancia disponibles para la evaluación de 2012 de atún rojo occidental.

Tabla 8. Tabla resumen para evaluar los índices de abundancia de atún rojo del Atlántico disponibles.

Tabla 9. Especificaciones técnicas de los ensayos del ADAPT-VPA investigados para el stock de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo (para acrónimos de las series de CPUE véase la **Tabla 5**).

Tabla 10. Especificaciones para calcular la captura por edad parcial asociada con los índices de abundancia utilizados en el VPA del atún rojo del Atlántico oeste.

Tabla 11. Atún rojo del Atlántico occidental. Especificaciones de los parámetros para el ensayo de continuidad del VPA (0) y análisis de sensibilidad (ensayos 1-16). Las diferencias respecto al ensayo de continuidad (0) están sombreadas en gris.

Tabla 12. Atún rojo del Atlántico este/Mediterráneo. Resumen de los valores de los puntos de referencia para los diferentes escenarios de niveles de captura histórica y de reclutamiento.

Tabla 13. Atún rojo del Atlántico este/Mediterráneo. Resumen de los valores de la mortalidad por pesca y la biomasa reproductora del stock actuales para los diferentes escenarios de niveles de captura histórica y de reclutamiento.

Tabla 14. Atún rojo del Atlántico este/Mediterráneo. Cambio en los niveles de reclutamiento entre el ensayo 15 en 2010 y el ensayo 2 en 2012. El aumento significa que el reclutamiento en este periodo es superior que en el mismo periodo en la evaluación de 2010.

Tabla 15. Atún rojo del Atlántico occidental. Elementos y puntos de referencia estimados con intervalos de confianza del 80% para el atún rojo del Atlántico oeste. Los términos "determinístico" y "ensayo 0" se refieren a las estimaciones de máxima verosimilitud (puntuales). Los límites de confianza (CL), la mediana y la desviación estándar se han calculado a partir de las réplicas de bootstrap.

Tabla 16. WBFT: Probabilidad anual de que $F < F_{RMS}$ en diversos niveles de captura total admisible. El TAC actual de 1.750 t aparece en negrita.

Tabla 17. WBFT: Probabilidad anual de que $SSB > SSB_{RMS}$ en diversos niveles de captura total admisible. El TAC actual de 1.750 t aparece en negrita.

Tabla 18. WBFT: Probabilidad anual conjunta de que $F < F_{RMS}$ y $SSB > SSB_{RMS}$ en diversos niveles de captura total admisible. El TAC actual de 1.750 t aparece en negrita.

FIGURES

Figure 1. Estimation de la distribution de la capture de la Tâche I (5x5 lat lon) de thon rouge par décennie (1950-2009) et par engin principal.

Figure 2. Prises déclarées et estimées de thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée par zone. Les prises estimées sont indiquées par la zone grise et le TAC est indiqué par la ligne rouge.

Figure 3. Prises déclarées et estimées de thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée par engins principaux. Les prises estimées sont indiquées par la zone grise et le TAC est indiqué par la ligne rouge.

Figure 4. Prise déclarée de thon rouge de l'Atlantique Ouest par année et engins principaux.

Figure 5. Prise annuelle déclarée (barres) de thon rouge de l'Atlantique Ouest et TAC annuel correspondant (ligne rouge).

Figure 6. Diagrammes des séries temporelles de CPUE par indicateurs des pêcheries pour le stock de thon rouge de l'Atlantique Est et de la Méditerranée utilisés dans l'évaluation des stocks de 2012. Toutes les séries de CPUE sont des séries standardisées, sauf l'indice nominal des senneurs norvégien. La série des canneurs espagnols (panneau supérieur gauche) a été divisée en trois séries afin de tenir compte des changements du schéma de sélectivité.

Figure 7. Indices d'abondance utilisés dans le cas de base du modèle VPA du thon rouge de l'Ouest (avec des erreurs standard).

Figure 8. Nombre total de poissons dans la prise par âge partielle estimée en 2010 pour la pêcherie palangrière japonaise dans l'Atlantique Nord-Est (en bleu) et celle estimée par le Groupe (en rouge) sans tenir compte des mois de février et de mars.

Figure 9. Thon rouge de l'Atlantique Est. Résultats pour le scénario 2 (prise déclarée et réajustée) montrant les séries temporelles de la mortalité par pêche aux âges 2-5 (panneau supérieur gauche), de la mortalité par pêche aux âges 10+ (panneau supérieur droit), des recrutements avec les trois derniers supprimés car il n'est pas possible d'estimer le récent recrutement de façon fiable à partir de l'analyse VPA de la prise par âge (panneau inférieur gauche), et la SSB (panneau inférieur droit).

Figure 10. Thon rouge de l'Atlantique Est. Scénarios rétrospectifs pour le scénario 2 (prise déclarée) montrant les séries temporelles de la mortalité par pêche aux âges 2-5 (panneau supérieur gauche), de la mortalité par pêche aux âges 10+ (panneau supérieur droit), des recrutements avec les trois derniers supprimés car il n'est pas possible d'estimer le récent recrutement de façon fiable à partir de l'analyse de la prise par âge (panneau inférieur gauche), et la SSB (panneau inférieur droit).

Figure 11. Estimations de la SSB du thon rouge de l'Est du scénario 2 et des scénarios de sensibilité. Entre 1950 et la fin des années 90, les estimations de la SSB sont très similaires, exception faite du scénario 6 où la SSB atteint le pic de 237.000 t au milieu des années 70, au lieu des niveaux supérieurs à 300.000 t dans tous les autres scénarios.

Figure 12. Thon rouge de l'Atlantique Est. Scénarios rétrospectifs pour le scénario 2 (prise réajustée, soit prise extrapolée à 50.000 t de 1998 à 2006 et à 61.000 t en 2007, mais pas d'inflation de la prise déclarée depuis 2008) montrant les séries temporelles de la mortalité par pêche aux âges 2-5 (panneau supérieur gauche), de la mortalité par pêche aux âges 10+ (panneau supérieur droit), des recrutements avec les trois derniers supprimés car il n'est pas possible d'estimer le récent recrutement de façon fiable à partir de l'analyse de la prise par âge (panneau inférieur gauche), et la SSB (panneau inférieur droit).

Figure 13. Thon rouge de l'Atlantique Est. Scénarios pour les sept scénarios de sensibilité (colonnes ; Tableau 9) utilisant la prise déclarée montrant les séries temporelles de la mortalité par pêche aux âges 2-5 (première rangée), la mortalité par pêche aux âges 10+ (deuxième rangée), de la SSB (troisième rangée) et des recrues (quatrième rangée).

Figure 14. Thon rouge de l'Atlantique Est. Scénarios pour les sept scénarios de sensibilité (colonnes ; Tableau 9) utilisant la prise réajustée (soit la prise extrapolée à 50.000 t de 1998 à 2006 et à 61.000 t en 2007, mais pas d'inflation de la prise déclarée depuis 2008) montrant les séries temporelles de la mortalité par pêche aux âges 2-5 (première rangée), la mortalité par pêche aux âges 10+ (deuxième rangée), de la SSB (troisième rangée) et des recrues (quatrième rangée).

Figure 15. Thon rouge de l'Atlantique Est. Séries de CPUE (points) et valeurs ajustées (lignes) résultant de la VPA du scénario 2 utilisant la prise déclarée.

Figure 16. Thon rouge de l'Atlantique Est. Diagrammes des valeurs résiduelles de CPUE par année à partir du scénario 2 de la VPA (prise déclarée) pour les sept CPUE utilisées dans l'ajustement.

Figure 17. Thon rouge de l'Atlantique Est. Comparaison entre les valeurs observées et escomptées de chaque CPUE (scénario 2 utilisant la prise déclarée). Cela permet de vérifier rapidement quels indices sont en corrélation avec les estimations de population, la ligne noire étant la ligne $Y=X$ et la ligne bleue une régression linéaire ajustée aux données. Si un indice correspond de près aux résultats de la VPA, les lignes bleue et noire coïncideront presque.

Figure 18. Thon rouge de l'Atlantique Est. Diagramme de Kobe pour l'état des stocks de 2011, les réalisations individuelles à partir de 2008 avec la médiane pour les deux schémas de sélectivité (rangées) et les scénarios de prises (déclarée ou réajustée ; colonne) et pour les trois scénarios de recrutement (couleurs).

Figure 19. Ajustements des indices de CPUE pour la VPA de continuité du thon rouge de l'Atlantique Ouest de 2012 (les indices observés apparaissent comme des losanges noirs ; les indices prédis apparaissent comme des lignes bleues) par rapport au cas de base du modèle de 2010 (les indices observés apparaissent comme des losanges vides ; les indices prédis apparaissent comme des lignes rouges).

Figure 20. Ajustements des indices de CPUE (points noirs) pour le cas de base des scénarios de VPA pour le thon rouge de l'Atlantique Ouest sans l'indice GSL canadien (lignes rouges) ni l'indice US RR>177 cm (lignes turquoises) par rapport au modèle de continuité de 2012 (lignes bleu foncé).

Figure 21. Histogrammes d'estimations par bootstraps de l'état du stock de thon rouge de l'Ouest en 2011 en utilisant les références F_{PME} et $F_{0,1}$. La barre jaune représente la valeur correspondant à l'estimation déterministe du cas de continuité. La fréquence cumulative est représentée par une ligne rouge continue.

Figure 22. Tendances rétrospectives de la biomasse du stock reproducteur et du recrutement (âge 1) selon le modèle de continuité pour le thon rouge de l'Atlantique Ouest. La légende indique le nombre d'années retirées du cas de base du scénario. Les estimations du recrutement pour les trois dernières années apparaissent dans ce panneau afin de démontrer le schéma rétrospectif de ces estimations.

Figure 23. Schémas rétrospectifs de la mortalité par pêche par âge (FAA) selon le modèle de continuité pour le thon rouge de l'Atlantique Ouest. La légende indique le nombre d'années retirées du scénario de continuité de 2012. Les estimations du recrutement (âge 1) pour les trois dernières années apparaissent dans ce panneau afin de démontrer le schéma rétrospectif de ces estimations.

Figure 24. Schémas rétrospectifs du nombre par âge (NAA) selon le cas de base du modèle de continuité pour le thon rouge de l'Atlantique Ouest. La légende indique le nombre d'années retirées du cas de base du scénario de continuité de 2012. Les estimations du recrutement (âge 1) pour les trois dernières années apparaissent dans ce panneau afin de démontrer le schéma rétrospectif de ces estimations.

Figure 25. Médiane (ligne rouge solide) des estimations de la biomasse du stock reproducteur de thon rouge de l'Atlantique Ouest, de l'abondance des géniteurs (âge 9+), de la mortalité par pêche apicale, de la mortalité par pêche des reproducteurs et du recrutement. Les lignes en pointillés représentent l'intervalle de confiance de 80%. Les estimations du recrutement pour les années 2009, 2010 et 2011 ont été remplacées par les estimations du modèle à deux lignes.

Figure 26. Thon rouge de l'Atlantique Ouest. Estimations annuelles de la biomasse du stock reproducteur (SSB), de la raréfaction par rapport à 1970 (SSB/SSB_{1970}), du recrutement et de la mortalité par pêche (F apical)

pour le modèle de base de 2010 et le modèle de continuité de 2012. Les estimations du recrutement de 2009 à 2011 n'apparaissent pas car elles ne sont pas utilisées pour les projections futures.

Figure 27. Thon rouge de l'Atlantique Ouest. Analyse par eustachage ("jack-knife") démontrant les effets de supprimer de façon itérative les indices individuels de l'abondance relative et les matrices associées de prise par âge partielle du modèle de continuité de la VPA pour le thon rouge de l'Ouest.

Figure 28. Thon rouge de l'Atlantique Ouest. Estimations annuelles de la biomasse du stock reproducteur (SSB), de la raréfaction par rapport à 1970 (SSB/SSB_{1970}), de la mortalité par pêche et du recrutement pour les scénarios de continuité de la VPA et les scénarios de sensibilité sélectionnés. Le scénario de sensibilité 2 a fait apparaître un comportement de modèle médiocre (p.ex. $F_{apical} = 5,0$ en 2011 - la limite supérieure de F admissible dans la VPA).

Figure 29. Thon rouge de l'Atlantique Ouest. Comparaisons de SSB et SSB/SSB_{PME} estimées pour le scénario de continuité et les scénarios de sensibilité de la maturité dans le cadre des hypothèses de faible recrutement (à deux lignes) et de fort recrutement (Beverton-Holt).

Figure 30. Thon rouge de l'Atlantique Ouest. Relations reproducteur/recrue ajustées au modèle de continuité de la VPA de 2012. Les formulations à deux lignes et de Beverton-Holt ont été employées pour calculer les points de référence de gestion et pour projeter la dynamique des populations jusqu'en 2019. Les points représentent les estimations du modèle de VPA.

Figure 31. Thon rouge de l'Atlantique Ouest. État estimé du stock par rapport aux objectifs de la Convention (PME) par année (de 1973 à 2011). Les lignes représentent les séries temporelles des estimations ponctuelles pour chaque scénario de recrutement. L'estimation de l'état des stocks en 2009 (la moyenne géométrique de la mortalité par pêche entre 2006 et 2008 est l'indice approchant de F en 2009) est représentée par une "X" rouge.

Figure 32. Thon rouge de l'Atlantique Ouest. État du stock en 2011 estimé par le scénario de base de la VPA et l'analyse par eustachage excluant les indices canadien GSL et US RR > 177 cm. Deux types de relations S-R ont été examinés, à savoir un modèle à deux lignes (recrutement faible) et l'option de Beverton - Holt (recrutement fort). Le F actuel est défini comme étant la moyenne géométrique de la mortalité par pêche de 2008 à 2010. Le cercle plein correspond à la médiane des résultats. Les losanges vides correspondent aux estimations de l'état du stock obtenues à partir de 500 scénarios bootstrap. La partie supérieure des panneaux utilisent une référence F_{PME} tandis que la partie inférieure a recours à $F_{0,1}$.

Figure 33. Thon rouge de l'Atlantique Est. Schémas de sélectivité utilisés pour calculer les points de référence et les projections, qui montrent les médianes (lignes) et +/- 1sd (barres). La sélectivité est telle que postulée dans les projections de 2010 et 2012 pour les trois scénarios de recrutement et les deux scénarios de prise.

Figure 34. Thon rouge de l'Atlantique Est. Diagramme circulaire présentant la proportion des sorties du scénario de continuité de la VPA de l'année terminale (2011) qui se trouvent à l'intérieur du quadrant vert du diagramme de Kobe (non surpêché, pas de surpêche), du quadrant jaune (surpêché ou surpêche) et du quadrant rouge (surpêché et surpêche). Division par scénario de prise (déclarée et réajustée) et point de référence (estimé en 2010 et en 2012).

Figure 35. Thon rouge de l'Atlantique Est. Diagramme circulaire présentant la proportion des sorties du scénario de continuité de la VPA de l'année terminale (2011) (ligne supérieure) qui se trouvent à l'intérieur du quadrant vert du diagramme de Kobe (non surpêché, pas de surpêche), du quadrant jaune (surpêché ou surpêche) et du quadrant rouge (surpêché et surpêche). Divisés par paramètre (comme cela a été estimé en 2010 et 2012) et incorporant les trois scénarios de recrutement (faible, moyen et fort) et les deux scénarios de prise (déclarée et réajustée).

Figure 36. WBFT : Résultats de la projection du scénario de faible recrutement projeté à différents niveaux de prise constante. Les panneaux inférieurs utilisent un point de référence alternatif approximatif ($F_{0,1}$) afin d'illustrer les incidences de cette référence de gestion. Ces trajectoires correspondent à la médiane (50%) des résultats de 500 bootstraps.

Figure 37. WBFT : Résultats de la projection du scénario de fort recrutement projeté à différents niveaux de prise constante. Les panneaux inférieurs utilisent un point de référence alternatif approximatif ($F_{0,1}$) afin

d'illustrer les incidences de cette référence de gestion. Ces trajectoires correspondent à la médiane (50%) des résultats de 500 bootstraps.

Figure 38. WBFT : Les trajectoires projetées de SSB/SSB_{PME} et de F/F_{PME} à différents niveaux de capture pour les deux scénarios de recrutement. Ces trajectoires correspondent à une probabilité de 60% d'atteindre un niveau déterminé de SSB/SSB_{PME} ou de F/F_{PME}.

Figure 39. WBFT : Comparaison de la biomasse du stock reproducteur (SSB), et de la SSB par rapport à la SSB correspondant à la production maximale équilibrée (PME) pour les scénarios de faible et de fort recrutement. Les projections ont été faites avec le TAC actuel de 1.750 t [Rec. 10-03].

FIGURAS

Figura 1. Distribución estimada de captura de Tarea I (5x5 lat lon) de atún rojo por década (1950-2009) y por arte principal.

Figura 2. Capturas declaradas y estimadas de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo por área. Las capturas estimadas se indican con la zona gris y el TAC con la línea roja.

Figura 3. Capturas declaradas y estimadas de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo por artes principales. Las capturas estimadas se indican con la zona gris y el TAC con la línea roja.

Figura 4. Captura declarada de atún rojo del Atlántico oeste por año y artes principales.

Figura 5. Captura anual declarada de atún rojo del Atlántico occidental (barras) y TAC anual correspondiente (línea roja).

Figura 6. Diagramas de series temporales de indicadores de la pesquería (CPUE) para el stock de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo utilizadas en la evaluación de stock de 2012. Todas las series de CPUE están estandarizadas excepto el índice nominal de cerco de Noruega. La serie española de BB (panel superior izquierdo) se dividió en tres series para tener en cuenta los cambios en los patrones de selectividad.

Figura 7. Índices de abundancia utilizados en el caso base del VPA del atún rojo occidental (con errores estándar).

Figura 8. Número total de peces en la captura por edad parcial estimada en 2010 para la pesquería de palangre japonés en el Atlántico noreste (en azul) y la estimada por el grupo (en rojo) sin considerar los meses de febrero y marzo.

Figura 9. Aún rojo del Este. Resultados para el ensayo 2 (declarada y aumentada) mostrando la serie temporal de la mortalidad por pesca en las edades 2-5 (arriba izquierda), la mortalidad por pesca en las edades 10+ (arriba derecha), reclutamiento eliminando los tres últimos años porque no es posible estimar el reclutamiento reciente de manera fiable a partir del análisis de captura por edad del VPA (abajo izquierda) y de la SSB (abajo derecha).

Figura 10. Aún rojo del Este. Ensayos retrospectivos para el ensayo 2 (*captura declarada*) mostrando la serie temporal de la mortalidad por pesca en las edades 2-5 (arriba izquierda), la mortalidad por pesca en las edades 10+ (arriba derecha), reclutamiento eliminando los tres últimos años porque no es posible estimar el reclutamiento reciente de manera fiable a partir del análisis de captura por edad (abajo izquierda) y la SSB (abajo derecha).

Figura 11. Estimaciones de la SSB del atún rojo oriental del ensayo 2 y de los ensayos de sensibilidad. Entre 1950 y finales de los 90, las estimaciones de SSB son muy similares excepto la del ensayo 6, en la que la SSB alcanza un máximo de 237.000 t a mediados de los 70 en lugar de por encima de 300.000 como en los demás ensayos.

Figura 12. Aún rojo del Este. Ensayos retrospectivos para el ensayo 2 (*captura aumentada, es decir, captura extrapolada a 50.000 t desde 1998 a 2006 y a 61.000 t en 2007 pero sin aumentar la captura declarada desde 2008*) que muestran la serie temporal de la mortalidad por pesca en las edades 2-5 (arriba izquierda), la mortalidad por pesca en las edades 10+ (arriba derecha), reclutamiento con los tres últimos años eliminados porque no es posible estimar el reclutamiento reciente de manera fiable a partir de los análisis de captura por edad (abajo izquierda) y la SSB (abajo derecha).

Figura 13. Aún rojo del Este. Ensayos para los siete ensayos de sensibilidad (columnas, **Tabla 9**) utilizando la captura declarada mostrando la serie temporal de las mortalidad por pesca en las edades 2-5 (primera fila), la mortalidad por pesca en las edades 10+ (segunda fila), la SSB (tercera fila) y los reclutas (cuarta fila).

Figura 14. Aún rojo del Este. Ensayos para los siete ensayos de sensibilidad (columnas, **Tabla 9**) utilizando la captura aumentada (es decir, captura extrapolada a 50.000 t desde 1998 a 2006 y a 61.000 t en 2007 pero sin aumentar la captura declarada desde 2008) que muestran la serie temporal de la mortalidad por pesca en las edades 2-5 (primera fila), la mortalidad por pesca en las edades 10+ (segunda fila), la SSB (tercera fila) y los reclutas (cuarta fila).

Figura 15. Aún rojo del Este. Series de CPUE (puntos) y valores ajustados (líneas) resultantes del VPA del Ensayo 2 utilizando captura declarada.

Figura 16. Aún rojo del Este. Diagramas de valores residuales de CPUE por año a partir del ensayo 2 del VPA (captura declarada) para las siete CPUE utilizadas en el ajuste.

Figura 17. Aún rojo del Este. Comparación entre los valores observados y predichos de cada CPUE (ensayo 2 usando captura declarada). Esto permite una rápida verificación de qué índices están correlacionados con las estimaciones de población, la línea negra es la línea Y=X y la azul una regresión lineal ajustada a los datos. Si un índice se corresponde cercanamente con los resultados del VPA entonces las líneas azules y negras casi coincidirán.

Figura 18. Aún rojo del Este. Diagrama de Kobe para el estado del stock de 2011, las realizaciones individuales comienzan en 2008 con la mediana para los dos patrones de selectividad (filas) y los escenarios de captura (declarada o aumentada, columna) y para los tres escenarios de reclutamiento (colores).

Figura 19. Ajustes a los índices de CPUE para el VPA de continuidad del atún rojo del Atlántico occidental de 2012 (los observados aparecen como puntos negros, los predichos como líneas azules), comparados con el caso base del modelo de 2010 (los observados se muestran como círculos vacíos y los predichos como líneas rojas).

Figura 20. Ajustes a los índices de CPUE (puntos negros) para los ensayos base del VPA del atún rojo del Atlántico occidental sin los índices GSL canadiense (líneas rojas) ni RR > 177 cm estadounidense (líneas turquesa) comparados con el modelo de continuidad de 2012 (líneas azul oscuro).

Figura 21. Histograma de estimaciones de bootstrap del estado del stock de atún rojo del Oeste de 2011 utilizando las referencias F_{RMS} y $F_{0.1}$. La barra amarilla contiene el valor correspondiente a la estimación determinista del caso de continuidad. La frecuencia acumulativa se muestra como una línea roja continua.

Figura 22. Tendencias retrospectivas de la biomasa reproductora del stock y el reclutamiento (edad 1) a partir del modelo de continuidad del atún rojo occidental. La leyenda indica el número de años eliminados del ensayo base de 2012. En esta figura se muestran las estimaciones del reclutamiento para los tres años más recientes para demostrar el patrón retrospectivo en estas estimaciones.

Figura 23. Patrones retrospectivos de mortalidad por pesca por edad (FAA) del modelo de continuidad del atún rojo occidental. La leyenda indica el número de años eliminado del ensayo de continuidad de 2012. En esta figura se muestran las estimaciones del reclutamiento (edad 1) para los tres años más recientes para demostrar el patrón retrospectivo en estas estimaciones.

Figura 24. Patrones retrospectivos de números por edad (NAA) del modelo de continuidad del atún rojo occidental. Las leyendas indican el número de años eliminado del ensayo de continuidad de 2012. En esta figura se muestran las estimaciones del reclutamiento (edad 1) para los tres años más recientes para demostrar el patrón retrospectivo en estas estimaciones.

Figura 25. Mediana (línea roja continua) de las estimaciones de la biomasa del stock reproductor de atún rojo del Atlántico occidental, abundancia de reproductores (edad 9+), mortalidad por pesca apical, mortalidad por pesca de los reproductores y reclutamiento. Las líneas discontinuas indican el intervalo de confianza del 80%. Las estimaciones del reclutamiento para los años 2009, 2010, 2011 fueron sustituidas por las estimaciones del modelo de dos líneas.

Figura 26. Atún rojo del Atlántico occidental. Estimaciones anuales de la biomasa del stock reproductor (SSB), de la merma relativa a 1970 (SSB/SSB_{1970}), del reclutamiento y de la mortalidad por pesca (F apical) para los modelos base de 2010 y de continuidad de 2012. Las estimaciones de reclutamiento de 2009 a 2011 no se muestran ya que no se han utilizado para las proyecciones futuras.

Figura 27. Atún rojo del Atlántico occidental. Análisis jack-knife que demuestra los efectos de eliminar iterativamente índices de abundancia relativa individuales y matrices asociadas de captura por edad parcial del modelo de continuidad del VPA del atún rojo occidental.

Figura 28. Atún rojo del Atlántico occidental. Estimaciones anuales de la biomasa del stock reproductor (SSB), de la merma respecto a 1970 (SSB/SSB_{1970}), de la mortalidad por pesca apical y del reclutamiento para los

ensayos de continuidad del VPA y de sensibilidad seleccionados. El ensayo de sensibilidad 2 presentaba una pobre conducta del modelo (por ejemplo, F apical =5,0 en 2011 - el límite superior de F permitido en el VPA).

Figura 29. Atún rojo del Atlántico occidental. Comparaciones de la SSB/SSBrms estimadas para el ensayo de continuidad y los ensayos de sensibilidad de la madurez en el marco de las hipótesis de bajo reclutamiento (dos líneas) y alto reclutamiento (Beverton-Holt).

Figura 30. Atún rojo del Atlántico occidental. Ajuste de las relaciones reproductor-recluta al modelo de continuidad del VPA de 2012. Las formulaciones de dos líneas y Beverton-Holt se utilizaron para calcular los puntos de referencia de la ordenación y proyectar la dinámica de la población hasta 2019. Los puntos representan las estimaciones del modelo VPA.

Figura 31. Atún rojo del Atlántico occidental. Estado estimado del stock en relación con los objetivos del Convenio (RMS) por año (1973 a 2011). Las líneas representan las series temporales de estimaciones puntuales para cada escenario de reclutamiento. El estado estimado del stock en 2009 (media geométrica de la mortalidad por pesca durante 2006-2008 es la aproximación para F en 2009) se muestra como una X roja.

Figura 32. Atún rojo del Atlántico occidental. Estado del stock en 2011 estimado mediante los ensayos del caso base del VPA y jack-knife eliminando los índices de GSL canadiense y RR >177 cm estadounidense. Se examinaron dos tipos de relaciones S-R, una opción del modelo de dos líneas (bajo reclutamiento) y otra opción de Beverton-Holt (alto reclutamiento). La F actual se define como la media geométrica de la mortalidad por pesca durante 2008-2010. El círculo coloreado es la mediana de los resultados. Los rombos vacíos son estimaciones del estado del stock a partir de 500 ensayos de bootstrap. El conjunto superior de paneles utiliza la referencia F_{RMS} mientras que el conjunto inferior utiliza $F_{0,1}$.

Figura 33. Atún rojo del Atlántico oriental. Patrones de selectividad utilizados para el cálculo de los elementos de referencia y las proyecciones, que muestran las medianas (líneas) y +/− 1 sd (barras). La selectividad es la asumida en las proyecciones de 2010 y 2012 para los tres escenarios de reclutamiento y los dos escenarios de captura.

Figura 34. Atún rojo del Atlántico oriental. Diagrama de tarta que muestra la proporción de resultados del ensayo de continuidad del VPA para el año terminal (2011) que se encuentran dentro del cuadrante verde del diagrama de Kobe (ni sobre pescado ni sobre pesca), del cuadrante amarillo (sobre pescado o sobre pesca) y del cuadrante rojo (sobre pescado y sobre pesca). Separados por escenario de captura (declarada y aumentada) y elementos de referencia (2010 y 2012).

Figura 35. Atún rojo del Atlántico oriental. Diagrama de tarta que muestra la proporción de resultados del ensayo de continuidad del VPA para el año terminal (2011) (línea superior) que se encuentran dentro del cuadrante verde del diagrama de Kobe (ni sobre pescado ni sobre pesca), del cuadrante amarillo (sobre pescado o sobre pesca) y del cuadrante rojo (sobre pescado y sobre pesca). Separados por elementos de referencia (es decir, tal y como se estimó en 2010 y 2012) e integrando los tres escenarios de reclutamiento (bajo, medio y alto) y los dos escenarios de captura (declarada y aumentada).

Figura 36. WBFT: Resultados de la proyección para el escenario de bajo reclutamiento proyectado a diversos niveles de captura constante. Los paneles inferiores utilizan la referencia de aproximación alternativa $F_{0,1}$ para ilustrar las implicaciones de esta referencia de ordenación. Estas trayectorias son la mediana de los resultados (50%) de 500 bootstraps.

Figura 37. WBFT: Resultados de la proyección para el escenario de alto reclutamiento proyectado a diversos niveles de captura constante. Los paneles inferiores utilizan una referencia de aproximación alternativa $F_{0,1}$ para ilustrar las implicaciones de esta referencia de ordenación. Estas trayectorias son la mediana de los resultados (50%) de 500 bootstraps.

Figura 38. WBFT: Trayectorias proyectadas de SSB/SSBrms y F/F_{RMS} con varios niveles de captura para los dos escenarios de reclutamiento. Estas trayectorias corresponden a una probabilidad del 60% de lograr un nivel determinado de SSB/SSBrms o F/F_{RMS} .

Figura 39. WBFT: Comparación de la biomasa del stock reproductor (SSB) y SSB relativa a SSB en RMS para los escenarios de bajo y alto reclutamiento. Las proyecciones se realizaron con el TAC actual de 1.750 t [Rec. 10-03].

APPENDICES

Appendice 1. Ordre du jour.

Appendice 2. Liste des participants.

Appendice 3. Liste des documents.

Appendice 4. Résumés des documents présentés au Groupe.

Appendice 5. Rapport du Groupe informel sur les données commerciales et de marché.

Appendice 6. VPA sélectionnée : saisie des données et résultats.

APÉNDICES

Apéndice 1. Orden del día.

Apéndice 2. Lista de participantes.

Apéndice 3. Lista de documentos.

Apéndice 4. Resúmenes de los documentos presentados al Grupo.

Apéndice 5. Informe del Grupo informal sobre datos comerciales y de mercado.

Apéndice 6. VPA seleccionado: entradas de datos y resultados.

Table 1. Task I catch data (t) of Atlantic northern bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) by major area, gear and flag.

| | 1984 | 1985 | 1986 | 1987 | 1988 | 1989 | 1990 | 1991 | 1992 | 1993 | 1994 | 1995 | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | | | |
|--------------|-------------------|-------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-----|----|
| TOTAL | 26716 | 24695 | 21570 | 20723 | 27016 | 23819 | 26027 | 29350 | 34131 | 36636 | 48853 | 49714 | 53320 | 49489 | 42375 | 35228 | 36541 | 37390 | 37089 | 33469 | 33505 | 37602 | 32501 | 36154 | 25849 | 21730 | 13186 | 11765 | | | |
| BFT-E | 24427 | 22010 | 19247 | 18220 | 24118 | 21061 | 23247 | 26429 | 31849 | 34268 | 46740 | 47291 | 50807 | 47155 | 39718 | 32456 | 33766 | 34605 | 33770 | 31163 | 31381 | 35845 | 30689 | 34516 | 23849 | 19751 | 11328 | 9779 | | | |
| ATE | 7395 | 4807 | 4687 | 4456 | 6951 | 5433 | 6040 | 6556 | 7619 | 9367 | 6930 | 9650 | 12663 | 13539 | 11376 | 9628 | 10528 | 10086 | 10347 | 7362 | 7410 | 9036 | 7535 | 8037 | 7645 | 6684 | 4379 | 3989 | | | |
| MED | 17032 | 17203 | 14560 | 13764 | 17167 | 15628 | 17207 | 19872 | 24230 | 24901 | 39810 | 37640 | 38144 | 33616 | 28342 | 22828 | 23238 | 24519 | 23424 | 23801 | 23971 | 26810 | 23154 | 26479 | 16205 | 13066 | 6949 | 5790 | | | |
| BFT-W | 2289 | 2685 | 2322 | 2503 | 2898 | 2759 | 2780 | 2921 | 2282 | 2368 | 2113 | 2423 | 2514 | 2334 | 2657 | 2772 | 2775 | 2784 | 3319 | 2306 | 2125 | 1756 | 1811 | 1638 | 2000 | 1980 | 1857 | 1986 | | | |
| Landings | ATE | Bait boat | 2262 | 2004 | 1414 | 1821 | 1936 | 1971 | 1693 | 1445 | 1141 | 3447 | 1980 | 2601 | 4985 | 3521 | 2550 | 1492 | 1822 | 2275 | 2567 | 1371 | 1790 | 2018 | 1116 | 2032 | 1794 | 1260 | 725 | 567 | |
| | Longline | 1541 | 551 | 967 | 924 | 1169 | 962 | 1496 | 3197 | 3817 | 2717 | 2176 | 4392 | 4788 | 4534 | 4300 | 4020 | 3736 | 3303 | 2896 | 2750 | 2074 | 2713 | 2448 | 1706 | 2491 | 1960 | 1194 | 1157 | | |
| | Other surf. | 948 | 536 | 972 | 668 | 1221 | 1020 | 562 | 347 | 834 | 1548 | 932 | 1047 | 646 | 511 | 621 | 498 | 703 | 712 | 701 | 560 | 402 | 1014 | 1047 | 502 | 187 | 298 | 143 | 36 | | |
| | Purse seine | 373 | 86 | 276 | 0 | 0 | 0 | 54 | 46 | 462 | 24 | 213 | 458 | 323 | 828 | 692 | 726 | 1147 | 150 | 884 | 490 | 1078 | 871 | 332 | 0 | 0 | 0 | 1 | | | |
| | Sport (HL+RR) | 0 | 1 | 1 | 3 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 162 | 28 | 33 | 126 | 61 | 63 | 109 | 87 | 11 | 4 | 10 | 6 | 2 | 25 | 92 | | | |
| | Traps | 2271 | 1630 | 1057 | 1040 | 2624 | 1478 | 2234 | 1522 | 1365 | 1631 | 1630 | 1152 | 1921 | 3982 | 3185 | 2859 | 2996 | 3585 | 3235 | 2082 | 1978 | 2408 | 2588 | 3788 | 3166 | 2292 | 2137 | | | |
| | MED | Bait boat | 1699 | 278 | 0 | 0 | 0 | 0 | 25 | 148 | 158 | 48 | 0 | 206 | 5 | 4 | 11 | 4 | 0 | 0 | 1 | 9 | 17 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | Longline | 1196 | 1228 | 678 | 799 | 1227 | 1121 | 1026 | 2869 | 2599 | 2342 | 7048 | 8475 | 8171 | 5672 | 2749 | 2463 | 3317 | 3750 | 2614 | 2476 | 2564 | 3101 | 2202 | 2656 | 2254 | 1213 | 1058 | 869 | | |
| | Other surf. | 1738 | 3211 | 3544 | 2762 | 2870 | 3289 | 1212 | 1401 | 1894 | 1607 | 3218 | 1043 | 1197 | 1037 | 1880 | 2976 | 1067 | 1096 | 990 | 2536 | 1106 | 480 | 301 | 699 | 1022 | 169 | 275 | 223 | | |
| | Purse seine | 9888 | 11219 | 9333 | 8857 | 11198 | 9450 | 11250 | 13245 | 17807 | 19297 | 26083 | 23588 | 26021 | 24178 | 21291 | 14910 | 16195 | 17174 | 17656 | 17167 | 18785 | 22475 | 20020 | 22952 | 12641 | 11395 | 4984 | 4293 | | |
| | Sport (HL+RR) | 275 | 507 | 322 | 433 | 838 | 457 | 1552 | 738 | 951 | 1237 | 2257 | 3556 | 2149 | 2340 | 1336 | 1622 | 1921 | 1321 | 1647 | 1392 | 1340 | 634 | 503 | 78 | 137 | 146 | 351 | 226 | | |
| | Traps | 2236 | 760 | 683 | 913 | 1034 | 1311 | 2142 | 1471 | 821 | 370 | 1204 | 772 | 601 | 385 | 1074 | 852 | 739 | 1177 | 515 | 221 | 159 | 115 | 129 | 95 | 152 | 144 | 281 | 165 | | |
| | ATW | Longline | 832 | 1245 | 764 | 1138 | 1373 | 698 | 739 | 895 | 674 | 696 | 539 | 466 | 547 | 382 | 764 | 914 | 858 | 610 | 730 | 186 | 644 | 425 | 565 | 420 | 606 | 366 | 529 | 743 | |
| | Other surf. | 377 | 293 | 166 | 156 | 425 | 755 | 536 | 578 | 509 | 406 | 307 | 384 | 432 | 293 | 342 | 281 | 284 | 202 | 108 | 140 | 97 | 89 | 85 | 63 | 82 | 121 | 107 | 148 | | |
| | Purse seine | 401 | 377 | 360 | 367 | 383 | 385 | 384 | 237 | 300 | 295 | 301 | 249 | 245 | 250 | 249 | 248 | 275 | 196 | 208 | 265 | 32 | 178 | 4 | 28 | 0 | 11 | 0 | | | |
| | Sport (HL+RR) | 676 | 750 | 518 | 726 | 601 | 786 | 1004 | 1083 | 586 | 854 | 804 | 1114 | 1029 | 1181 | 1108 | 1124 | 1120 | 1649 | 2035 | 1398 | 1139 | 924 | 1005 | 1023 | 1130 | 1251 | 1009 | 887 | | |
| | Traps | 3 | 20 | 0 | 17 | 14 | 1 | 2 | 0 | 1 | 29 | 79 | 72 | 90 | 59 | 68 | 44 | 16 | 16 | 28 | 84 | 32 | 8 | 3 | 4 | 23 | 23 | 39 | 26 | | |
| Discards | MED | Purse seine | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 | |
| | ATW | Longline | 0 | 0 | 514 | 99 | 102 | 119 | 115 | 128 | 211 | 88 | 83 | 138 | 167 | 155 | 123 | 160 | 222 | 105 | 211 | 232 | 181 | 131 | 149 | 100 | 159 | 207 | 174 | 181 | |
| | Other surf. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 14 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | Sport (HL+RR) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 14 | 3 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Landings | ATE | Cape Verde | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | China P.R. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 85 | 103 | 80 | 68 | 39 | 19 | 41 | 24 | 42 | 72 | 119 | 42 | 38 | 36 |
| | Chinese Taipei | 3 | 16 | 197 | 20 | 0 | 109 | 0 | 0 | 0 | 6 | 20 | 8 | 61 | 226 | 350 | 222 | 144 | 304 | 158 | 0 | 0 | 10 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | EU.Denmark | 0 | 37 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 37 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | EU.España | 4804 | 3628 | 2876 | 2479 | 4567 | 3565 | 3557 | 2272 | 2319 | 5078 | 3137 | 3819 | 6174 | 6201 | 3800 | 3360 | 3474 | 3633 | 4089 | 2138 | 2801 | 3102 | 2033 | 3276 | 2938 | 2409 | 1550 | 1488 | | |
| | EU.France | 602 | 490 | 348 | 533 | 724 | 460 | 510 | 565 | 894 | 1099 | 336 | 725 | 563 | 269 | 613 | 588 | 542 | 629 | 755 | 648 | 561 | 818 | 1218 | 629 | 253 | 366 | 228 | 135 | | |
| | EU.Germany | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | EU.Greece | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | EU.Ireland | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 14 | 21 | 52 | 22 | 8 | 15 | 3 | 1 | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 | 2 | 4 | |
| | EU.Poland | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | EU.Portugal | 34 | 29 | 193 | 163 | 48 | 3 | 27 | 117 | 38 | 25 | 240 | 35 | 199 | 712 | 323 | 411 | 441 | 404 | 186 | 61 | 27 | 79 | 97 | 29 | 36 | 53 | 58 | 180 | | |
| | EU.Sweden | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | EU.United Kingdom | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 12 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | | |
| | Faroe Islands | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 67 | 104 | 118 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | Guinée Conakry | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | Iceland | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | | |
| | Japan | 1514 | 420 | 739 | 900 | 1169 | 838 | 1464 | 2981 | 3350 | 2484 | 2075 | 3971 | 3341 | 2905 | 3195 | 2690 | 2895 | 2425 | 2536 | 2695 | 2015 | 2598 | 1896 | 1612 | 2351 | 1904 | 1155 | 1089 | | |
| | Korea Rep. | 0 | 77 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 205 | 92 | 203 | 0 | 0 | 6 | 1 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | Libya | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 576 | 477 | 511 | 450 | 487 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 47 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| | Maroc | 171 | 86 | 288 | 356 | 437 | 451 | 408 | 531 | 562 | 415 | 720 | 678 | 1035 | 2068 | 2341 | 1591 | 2228 | 2497 | 2565 | 1797 | 196 | | | | | | | | | |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------|--------------------------|---------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|------|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|------|------|------|------|-----|----|---|---|---|
| EU.Cyprus | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 14 | 10 | 10 | 10 | 21 | 31 | 61 | 85 | 91 | 79 | 105 | 149 | 110 | 1 | 132 | 2 | 3 | 10 | | | | | | | |
| EU.España | 2743 | 1460 | 701 | 1178 | 1428 | 1645 | 1822 | 1392 | 2165 | 2018 | 2741 | 4607 | 2588 | 2209 | 2000 | 2003 | 2772 | 2234 | 2215 | 2512 | 2353 | 2758 | 2689 | 2414 | 2465 | 1769 | 1056 | 942 | | | | | |
| EU.France | 3600 | 5430 | 3490 | 4330 | 5780 | 4434 | 4713 | 4620 | 7376 | 6995 | 11843 | 9604 | 9171 | 8235 | 7122 | 6156 | 6794 | 6167 | 5832 | 5859 | 6471 | 8638 | 7663 | 10157 | 2670 | 3087 | 1754 | 805 | | | | | |
| EU.Greece | 0 | 11 | 131 | 156 | 159 | 182 | 201 | 175 | 447 | 439 | 886 | 1004 | 874 | 1217 | 286 | 248 | 622 | 361 | 438 | 422 | 389 | 318 | 255 | 285 | 350 | 373 | 224 | 172 | | | | | |
| EU.Italy | 7140 | 7199 | 7576 | 4607 | 4201 | 4317 | 4110 | 3783 | 5005 | 5328 | 6882 | 7062 | 10006 | 9548 | 4059 | 3279 | 3845 | 4377 | 4628 | 4973 | 4686 | 4841 | 4695 | 4621 | 2234 | 2735 | 1053 | 1783 | | | | | |
| EU.Malta | 21 | 21 | 41 | 36 | 24 | 29 | 81 | 105 | 80 | 251 | 572 | 587 | 399 | 393 | 407 | 447 | 376 | 219 | 240 | 255 | 264 | 346 | 263 | 334 | 296 | 263 | 136 | 142 | | | | | |
| EU.Portugal | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 278 | 320 | 183 | 428 | 446 | 274 | 37 | 54 | 76 | 61 | 64 | 0 | 2 | 0 | 0 | 11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | |
| Iceland | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 50 | 0 | 0 | 0 | | | | | |
| Israel | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 14 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| Japan | 1036 | 1006 | 341 | 280 | 258 | 127 | 172 | 85 | 123 | 793 | 536 | 813 | 765 | 185 | 361 | 381 | 136 | 152 | 390 | 316 | 638 | 378 | 556 | 466 | 80 | 18 | 0 | 0 | 0 | | | | |
| Korea Rep. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 684 | 458 | 591 | 410 | 66 | 0 | 0 | 0 | 0 | 700 | 1145 | 26 | 276 | 335 | 102 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| Libya | 274 | 300 | 300 | 300 | 300 | 84 | 328 | 370 | 425 | 635 | 1422 | 1540 | 812 | 552 | 820 | 745 | 1063 | 1941 | 638 | 752 | 1300 | 1091 | 1280 | 1358 | 1318 | 1082 | 645 | 0 | 0 | | | | |
| Maroc | 4 | 12 | 56 | 116 | 140 | 295 | 1149 | 925 | 205 | 79 | 1092 | 1035 | 586 | 535 | 687 | 636 | 695 | 511 | 421 | 760 | 819 | 92 | 190 | 641 | 531 | 369 | 205 | 182 | 0 | | | | |
| NEI (Flag related) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 427 | 639 | 171 | 1066 | 825 | 140 | 17 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| NEI (MED) | 19 | 0 | 168 | 183 | 633 | 757 | 360 | 1799 | 1398 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| NEI (combined) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 773 | 211 | 0 | 101 | 1030 | 1995 | 109 | 571 | 508 | 610 | 709 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| Panama | 0 | 0 | 0 | 72 | 67 | 0 | 74 | 287 | 484 | 467 | 1499 | 1498 | 2850 | 236 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| Serbia & Montenegro | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 4 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| Syria Rep. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 50 | 41 | 0 | 34 | 0 | 0 | 0 | | | | |
| Tunisie | 307 | 369 | 315 | 456 | 624 | 661 | 406 | 1366 | 1195 | 2132 | 2773 | 1897 | 2393 | 2200 | 1745 | 2352 | 2184 | 2493 | 2528 | 791 | 2376 | 3249 | 2545 | 2622 | 2679 | 1932 | 1042 | 852 | 0 | | | | |
| Turkey | 869 | 41 | 69 | 972 | 1343 | 1707 | 2059 | 2459 | 2817 | 3084 | 3466 | 4220 | 4616 | 5093 | 5899 | 1200 | 1070 | 2100 | 2300 | 3300 | 1075 | 990 | 806 | 918 | 879 | 665 | 409 | 519 | 0 | 0 | 0 | | |
| Yugoslavia Fed. | 755 | 1084 | 796 | 648 | 1523 | 560 | 940 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| ATW | Argentina | 0 | 6 | 0 | 2 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Brasil | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Canada | 264 | 142 | 73 | 83 | 393 | 619 | 438 | 485 | 443 | 459 | 392 | 576 | 597 | 503 | 595 | 576 | 549 | 524 | 604 | 557 | 537 | 600 | 733 | 491 | 575 | 530 | 505 | 474 | 0 | | | |
| | Chinese Taipei | 0 | 3 | 3 | 4 | 0 | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Cuba | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 74 | 11 | 19 | 27 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| | EU.Poland | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | EU.Portugal | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | EU.United Kingdom | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | FR.St Pierre et Miquelon | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 1 | 10 | 5 | 0 | 4 | 3 | 2 | 8 | 0 | 0 | 0 | |
| | Japan | 696 | 1092 | 584 | 960 | 1109 | 468 | 550 | 688 | 512 | 581 | 427 | 387 | 436 | 322 | 691 | 365 | 492 | 506 | 575 | 57 | 470 | 265 | 376 | 277 | 492 | 162 | 353 | 578 | 0 | 0 | 0 | |
| | Korea Rep. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 52 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Mexico | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 19 | 2 | 8 | 14 | 29 | 10 | 12 | 22 | 9 | 10 | 14 | 7 | 7 | 10 | 14 | 14 | 14 | 0 | 0 | 0 |
| | NEI (ETRO) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 30 | 24 | 23 | 17 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | NEI (Flag related) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 429 | 270 | 49 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Norway | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Panama | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Sta. Lucia | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 2 | 14 | 14 | 2 | 43 | 9 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Trinidad and Tobago | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | U.S.A. | 1320 | 1424 | 1142 | 1352 | 1289 | 1483 | 1636 | 1582 | 1085 | 1237 | 1163 | 1311 | 1285 | 1334 | 1235 | 1213 | 1212 | 1583 | 1840 | 1426 | 899 | 717 | 468 | 758 | 764 | 1068 | 803 | 738 | 0 | 0 | 0 | |
| | UK.Bermuda | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Uruguay | 9 | 16 | 6 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Discards | MED | Albania | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Croatia | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | |
| | Turkey | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | |
| ATW | Canada | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 14 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 16 | 11 | 46 | 13 | 37 | 14 | 15 | 0 | 2 | 0 | 1 | 3 | 25 | 36 | 0 | 0 | 0 | |
| | Japan | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | Mexico | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | U.S.A. | 0 | 0 | 514 | 99 | 102 | 119 | 115 | 128 | 211 | 88 | 83 | 138 | 171 | 155 | 110 | 149 | 176 | 98 | | | | | | | | | | | | | | |

Table 2. Catch (Task I) for West BFT (dark shade) and corresponding table of size/CAS information (light shade) to generate CAS and CAA for 2010-2011. Highlighted lines show SZ/CAS.

| Task 1 Yr | t1FlagN | t1FleetC | t1GearG | t1Gear | L or D | t1Yt | szYr | szFlagN | szFleetC | szGearG | szGear | szStock | szYt0 | szNt | Lrng | Lmed | Wmed | szInfo | Actions |
|--------------------------------|---------|----------|---------|--------|--------------------------------|-------------|---------|---------|----------|---------|---------|---------|---------|--------|---------|-------------|-------------|--------|---------|
| 2010 Canada | CAN | LL | LL | D | 25 | 2010 Canada | CAN | LL | LL | ATW | 87.00 | 453 | 143-294 | 208.70 | 192.3 | | 1 sub-raise | | |
| 2010 Canada | CAN | LL | LL | L | 65 | 2010 Canada | CAN | LL | LL | ATW | 87.00 | 453 | 143-294 | 208.70 | 192.3 | | 1 re-raise | | |
| 2010 Canada | CAN | RR | RR | L | 324 | 2010 Canada | CAN | RR | RR | ATW | 349.67 | 1205 | 156-288 | 236.67 | 290.3 | | 1 re-raise | | |
| 2010 Canada | CAN | TL | TL | L | 40 | 2010 Canada | CAN | TL | TL | ATW | 43.58 | 156 | 171-280 | 235.49 | 279.6 | | 1 re-raise | | |
| 2010 Canada | CAN | TP | TRAP | L | 39 | 2010 Canada | CAN | TP | TRAP | ATW | 39.38 | 140 | 157-291 | 243.05 | 281.7 | | 1 re-raise | | |
| 2010 Canada | CAN | HP | HP-E | L | 37 | 2010 Canada | CAN | HP | HP-E | ATW | 40.37 | 141 | 175-280 | 237.52 | 286.3 | | 1 re-raise | | |
| 2010 FR.St Pierre e FR.SPM-CAN | LL | LL | L | 8 | 2010 FR.St Pierre e FR.SPM-CAN | LL | LL | ATW | 7.65 | 46 | 173-272 | 201.74 | 166.4 | | 0 raise | | | | |
| 2010 Japan | JPN | LL | LLHB | L | 353 | 2010 Japan | JPN | LL | LLHB | ATW | 353.65 | 2091 | 129-284 | 200.21 | 169.1 | | 1 none | | |
| 2010 Mexico | MEX | LL | LL | L | 14 | 2010 Mexico | MEX | LL | LL | ATW | 18.59 | 58.0 | 137-371 | 249.16 | 320 | | 0 raise | | |
| 2010 U.S.A. | USA | RR | RRFB | L | 570.8 | 2010 U.S.A. | USA-Com | RR | RRFB | ATW | 574.26 | 3584 | 143-279 | 194.94 | 160.2 | | 1 none | | |
| 2010 U.S.A. | USA-Com | HL | HAND | L | 2.7 | 2010 U.S.A. | USA-Com | HL | HAND | ATW | 3.33 | 22 | 180-233 | 196.73 | 152.8 | | 1 none | | |
| 2010 U.S.A. | USA-Com | HP | HARP | L | 29.0 | 2010 U.S.A. | USA-Com | HP | HARP | ATW | 34.31 | 245 | 177-306 | 192.61 | 140.2 | | 1 none | | |
| 2010 U.S.A. | USA-Com | LL | LL | D | 149.6 | 2010 U.S.A. | USA-Com | LL | LLD | ATW | 150.75 | 1328 | 67-278 | 168.09 | 113.5 | | 1 none | | |
| 2010 U.S.A. | USA-Com | LL | LL | L | 89.2 | 2010 U.S.A. | USA-Com | LL | LL | ATW | 86.66 | 410 | 170-307 | 219.98 | 211.6 | | 1 none | | |
| 2010 U.S.A. | USA-Rec | RR | RRFS | L | 111.4 | 2010 U.S.A. | USA-Rec | RR | RRFS | ATW | 112.02 | 3985 | 58-142 | 109.22 | 28.1 | | 1 none | | |
| 2011 Canada | CAN | HP | HP-E | L | 30 | 2011 Canada | CAN | HP | HP-E | ATW | 31.77 | 106 | 164-288 | 237.70 | 298.6 | | 1 re-raise | | |
| 2011 Canada | CAN | LL | LL | D | 36 | 2011 Canada | CAN | LL | ATW | 76.52 | 498 | 137-281 | 193.20 | 153.6 | | 1 sub-raise | | | |
| 2011 Canada | CAN | LL | LL | L | 76 | 2011 Canada | CAN | LL | LL | ATW | 76.52 | 498 | 137-281 | 193.20 | 153.6 | | 1 none | | |
| 2011 Canada | CAN | RR | RR | L | 294 | 2011 Canada | CAN | RR | RR | ATW | 302.85 | 1150 | 145-290 | 229.74 | 263.4 | | 1 re-raise | | |
| 2011 Canada | CAN | TL | TL | L | 30 | 2011 Canada | CAN | TL | TL | ATW | 31.07 | 141 | 168-275 | 217.01 | 220.1 | | 1 re-raise | | |
| 2011 Canada | CAN | TP | TRAP | L | 26 | 2011 Canada | CAN | TP | TRAP | ATW | 25.93 | 91 | 138-285 | 244.94 | 285.3 | | 1 re-raise | | |
| 2011 Canada | CAN | TR | TROL | L | 16 | 2011 Canada | CAN | TR | TROL | ATW | 16.33 | 47 | 217-287 | 256.46 | 347.0 | | 1 none | | |
| 2011 Japan | JPN | LL | LLHB | L | 578 | 2011 Japan | JPN | LL | LLHB | ATW | 579.90 | 4890 | 117-278 | 174.63 | 118.6 | | 1 none | | |
| 2011 Mexico | MEX | LL | LL | L | 14 | 2011 Mexico | MEX | LL | LL | ATW | 18.85 | 55.0 | 171-350 | 253.30 | 343 | | 0 raise | | |
| 2011 U.S.A. | USA-Com | HL | HAND | L | 1 | 2011 U.S.A. | USA-Com | HL | HAND | ATW | 0.96 | 5 | 179-245 | 212.70 | 191.0 | | 1 none | | |
| 2011 U.S.A. | USA-Com | HP | HARP | L | 70 | 2011 U.S.A. | USA-Com | HP | HARP | ATW | 80.45 | 566 | 159-286 | 194.29 | 142.1 | | 1 none | | |
| 2011 U.S.A. | USA-Com | LL | LL | D | 145 | 2011 U.S.A. | USA-Com | LL | LLD | ATW | 146.38 | 1511 | 120-270 | 164.88 | 96.9 | | 1 none | | |
| 2011 U.S.A. | USA-Com | LL | LL | L | 75 | 2011 U.S.A. | USA-Com | LL | LL | ATW | 71.25 | 360 | 162-277 | 215.57 | 197.9 | | 1 none | | |
| 2011 U.S.A. | USA-Com | RR | RR | L | 419 | 2011 U.S.A. | USA-Com | RR | RR | ATW | 465.74 | 2457 | 150-294 | 207.51 | 189.6 | | 1 none | | |
| 2011 U.S.A. | USA-Com | TW | TRAW | L | 0.4 | 2011 U.S.A. | USA-Com | TW | TRAW | ATW | 0.45 | 1 | 269-269 | 269.50 | 447.2 | | 1 none | | |
| 2011 U.S.A. | USA-Rec | RR | RR | L | 173 | 2011 U.S.A. | USA-Rec | RR | RR | ATW | 175.80 | 4873 | 75-270 | 118.32 | 36.1 | | 1 none | | |

Table 3. Catch (Task I) for East BFT (dark shade) and corresponding table of size/CAS information (light shade) to generate CAS and CAA for 2010-11. Highlighted lines show SZ/CAS.

| t1Yr | t1FlagN | t1FleetC | t1GearG | t1Gear | t1Stock | t1Yt | szYr | szFlagN | szFleetC | szGearG | szGear | szStock | szYt0 | szNt | Lrng | Lmed | Wmed | szInfo | Actions |
|------|-------------|------------------|---------|--------|---------|------|-------------|------------------|------------------|---------|-----------|---------------|--------------|----------------|-----------|-------------|-------------|-------------|---------|
| 2010 | China P.R. | CHN | LL | LL | ATE | 38 | 2010 | Japan | JPN | LL | LLHB | ATE | 1137.6126 | 9594 145-272 | 188.79928 | 118.6 | | 1 sub-raise | |
| 2010 | EU.España | EU.ESP | BB | BB | ATE | 97 | 2010 | EU.España | EU.ESP | BB | BB | ATE | 95.356186 | 2087 85-269 | 126.47221 | 45.7 | | 1 re-raise | |
| 2010 | EU.España | EU.ESP | HL | HAND | ATE | 21 | 2010 | EU.España | EU.ESP | HL | HAND | ATE | 21.391115 | 125 160-249 | 213.9 | 171.1 | | 1 re-raise | |
| 2010 | EU.España | EU.ESP | TP | TRAP | ATE | 887 | 2010 | EU.España | EU.ESP | TP | TRAP | ATE | 735.91852 | 5217 100-284 | 198.99511 | 141.1 | | 1 re-raise | |
| 2010 | EU.España | EU.ESP-ES-CAI BB | BB | ATE | 14 | 2010 | EU.España | EU.ESP-ES-CAI BB | BB | ATE | 14.251246 | 71 180-266 | 225.97874 | 201.7 | | 0 none | | | |
| 2010 | EU.España | EU.ESP-ES-CAI BB | BB | ATE | 530 | 2010 | EU.España | EU.ESP-ES-CAI BB | BB | ATE | 518.06573 | 25531 61-206 | 99.420234 | 20.3 | | 1 re-raise | | | |
| 2010 | EU.France | EU.FRA | BB | BB | ATE | 83 | 2010 | EU.España | EU.ESP-ES-CAI BB | BB | ATE | 518.06573 | 25531 61-206 | 99.420234 | 20.3 | | 1 sub-raise | | |
| 2010 | EU.France | EU.FRA | HL | SPHL | ATE | 4 | 2010 | EU.España | EU.ESP | HL | HAND | ATE | 21.391115 | 125 160-249 | 213.9 | 171.1 | | 1 sub-raise | |
| 2010 | EU.France | EU.FRA | TW | TRAW | ATE | 122 | 2010 | EU.France | EU.FRA | TW | TRAW | ATE | 10.368869 | 140.0 86-232 | 155 | 74 | | 0 raise | |
| 2010 | EU.France | EU.FRA | UN | UNCL | ATE | 19 | 2010 | EU.France | EU.FRA | TW | TRAW | ATE | 10.368869 | 140 86-232 | 155.07857 | 74.1 | | 0 sub-raise | |
| 2010 | EU.Ireland | EU.IRL | TW | MWTD | ATE | 2 | 2010 | EU.Ireland | EU.IRL | TW | MWTD | ATE | 0.7246969 | 5 70-247 | 172.7 | 144.9 | | 1 re-raise | |
| 2010 | EU.Portugal | EU.PRT-PT-M/PS | PS | ATE | 1 | 2010 | EU.Portugal | EU.PRT-PT-M/TP | TRAP | ATE | 92.256487 | 565 118-293 | 208.80531 | 163.3 | | 0 sub-raise | | | |
| 2010 | EU.Portugal | EU.PRT-PT-M/TP | TRAP | ATE | 57 | 2010 | EU.Portugal | EU.PRT-PT-M/TP | TRAP | ATE | 92.256487 | 565 118-293 | 208.80531 | 163.3 | | 0 raise | | | |
| 2010 | Japan | JPN | LL | LLHB | ATE | 1155 | 2010 | Japan | JPN | LL | LLHB | ATE | 1137.6126 | 9594 145-272 | 188.79928 | 118.6 | | 1 none | |
| 2010 | Maroc | MAR | TP | TRAP | ATE | 1348 | 2010 | Maroc | MAR | TP | TRAP | ATE | 1205.6643 | 6821 150-284 | 215.30384 | 176.8 | | 1 re-raise | |
| 2011 | China P.R. | CHN | LL | LL | ATE | 36 | 2011 | China P.R. | CHN | LL | LL | ATE | 34.63415 | 244.0 142-251 | 201 | 142 | | 0 raise | |
| 2011 | EU.España | EU.ESP | BB | BB | ATE | 40 | 2011 | EU.España | EU.ESP | BB | BB | ATE | 39.051262 | 1156.0 85-254 | 117 | 34 | | 0 raise | |
| 2011 | EU.España | EU.ESP | HL | HAND | ATE | 19 | 2011 | EU.España | EU.ESP | HL | HAND | ATE | 19.3825 | 107.0 155-269 | 218 | 181 | | 0 raise | |
| 2011 | EU.España | EU.ESP | TP | TRAP | ATE | 902 | 2011 | EU.España | EU.ESP | TP | TRAP | ATE | 400.32417 | 2214.0 110-284 | 217 | 181 | | 0 raise | |
| 2011 | EU.España | EU.ESP-ES-CAI BB | BB | ATE | 57 | 2011 | EU.España | EU.ESP-ES-CAI BB | BB | ATE | 56.993418 | 325.8 176-271 | 216 | 175 | | 1 none | | | |
| 2011 | EU.España | EU.ESP-ES-CAI BB | BB | ATE | 470 | 2011 | EU.España | EU.ESP-ES-CAI BB | BB | ATE | 66.284671 | 1588.0 74-210 | 126 | 42 | | 0 raise | | | |
| 2011 | EU.France | EU.FRA | HL | HAND | ATE | 74 | 2011 | EU.España | EU.ESP | HL | HAND | ATE | 19.3825 | 107.0 155-269 | 218 | 181 | | 0 sub-raise | |
| 2011 | EU.France | EU.FRA | LL | LL | ATE | 32 | 2011 | EU.España | EU.ESP | HL | HAND | ATE | 19.3825 | 107.0 155-269 | 218 | 181 | | 0 sub-raise | |
| 2011 | EU.France | EU.FRA | TW | TRAW | ATE | 28 | 2011 | EU.France | EU.FRA-FR | TW | MWT | ATE | 2.981457 | 36 81-244 | 161.63889 | 82.8 | | 1 re-raise | |
| 2011 | EU.Ireland | EU.IRL | TW | MWTD | ATE | 4 | 2011 | EU.Ireland | EU.IRL | TW | MWTD | ATE | 0.4320361 | 3 198-205 | 202.83333 | 144.0 | | 0 raise | |
| 2011 | EU.Portugal | EU.PRT-PT-M/TP | TRAP | ATE | 180 | 2011 | EU.Portugal | EU.PRT-PT-M/TP | TRAP | ATE | 151.82256 | 1192 114-259 | 192.6745 | 127.4 | | 0 raise | | | |
| 2011 | Iceland | ISL | TW | MWT | ATE | 2 | 2011 | Iceland | ISL | TW | MWT | ATE | 1.9038619 | 12 192-227 | 209.08333 | 158.7 | | 0 raise | |
| 2011 | Japan | JPN | LL | LLHB | ATE | 1089 | 2011 | Japan | JPN | LL | LLHB | ATE | 1072.9666 | 7679 149-277 | 200.35259 | 139.7 | | 1 none | |
| 2011 | Maroc | MAR | TP | TRAP | ATE | 1055 | 2011 | Maroc | MAR | TP | TRAP | ATE | 889.07006 | 4331 145-294 | 227.87174 | 205.3 | | 1 re-raise | |

Table 4. Catch (Task I) for Mediterranean BFT (dark shade) and corresponding table of size/CAS information (light shade) to generate CAS and CAA for 2010-11. Highlighted lines show SZ/CAS.

| t1Yr | t1FlagN | t1FleetC | t1GearG | t1Gear | t1Stock | t1Yt | szYr | szFlagN | szFleetC | szGearG | szGear | szStock | szYt0 | szNt | Lrng | Lmed | Wmed | szInfo | Actions |
|-----------------|--------------------|----------|---------|--------|---------|----------------|--------------------|-----------------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|---------|
| 2010 Croatia | HRV | HL | HAND | MED | 16 | | 2010 Croatia | HRV | HL | HAND | MED | 15.919704 | 332 | 112-208 | 129.90964 | 48.0 | 0 | none | |
| 2010 Croatia | HRV | HL | SPHL | MED | 3 | | 2010 Croatia | HRV | HL | HAND | MED | 15.919704 | 332 | 112-208 | 129.90964 | 48.0 | 0 | sub-raise | |
| 2010 Croatia | HRV | PS | PS | MED | 370 | | 2010 EU.France | EU.FRA-MED | PS | PS | MED | 850.43093 | 11663.0 | 77-204 | 149 | 73 | 0 | sub-raise | |
| 2010 EU.Cyprus | EU.CYP | LL | LLSWO | MED | 3 | | 2010 EU.Cyprus | EU.CYP | LL | LLSWO | MED | 3.5850182 | 27 | 120-300 | 171.7963 | 132.8 | 1 | re-raise | |
| 2010 EU.España | EU.ESP | LL | LLALB | MED | 46 | | 2010 EU.España | EU.ESP | LL | LLALB | MED | 58.62196 | 2807 | 48-210 | 99.05896 | 20.9 | 1 | re-raise | |
| 2010 EU.España | EU.ESP | LL | LLJAP | MED | 177 | | 2010 EU.España | EU.ESP | LL | LLJAP | MED | 228.54699 | 1379 | 90-279 | 196.80384 | 165.7 | 1 | re-raise | |
| 2010 EU.España | EU.ESP-ES-ME PS | PS | MED | 804 | | 2010 EU.France | EU.FRA-MED | PS | PS | MED | 850.43093 | 11663.0 | 77-204 | 149 | 73 | 0 | sub-raise | | |
| 2010 EU.España | EU.ESP-ES-ME SP | SPOR | MED | 13 | | 2010 EU.España | EU.ESP | LL | LLALB | MED | 58.62196 | 2807 | 48-210 | 99.05896 | 20.9 | 1 | sub-raise | | |
| 2010 EU.España | EU.ESP-ES-ME LL | LLHB | MED | 17 | | 2010 EU.España | EU.ESP-ES-ME LL | LLHB | MED | 8.0503536 | 189 | 65-239 | 121.7328 | 42.6 | 0 | raise | | | |
| 2010 EU.France | EU.FRA-MED | HL | SPHL | MED | 23 | | 2010 EU.España | EU.ESP | LL | LLALB | MED | 58.62196 | 2807 | 48-210 | 99.05896 | 20.9 | 1 | sub-raise | |
| 2010 EU.France | EU.FRA-MED | PS | MED | 1546 | | 2010 EU.France | EU.FRA-MED | PS | PS | MED | 850.43093 | 11663.0 | 77-204 | 149 | 73 | 0 | raise | | |
| 2010 EU.France | EU.FRA-MED | TW | TRAW | MED | 1 | | 2010 EU.France | EU.FRA-MED | PS | PS | MED | 850.43093 | 11663.0 | 77-204 | 149 | 73 | 0 | sub-raise | |
| 2010 EU.France | EU.FRA-MED | UN | UNCL | MED | 184 | | 2010 EU.France | EU.FRA-MED | PS | PS | MED | 850.43093 | 11663.0 | 77-204 | 149 | 73 | 0 | sub-raise | |
| 2010 EU.Greece | EU.GRC | HL | HAND | MED | 135 | | 2010 Croatia | HRV | HL | HAND | MED | 15.919704 | 332 | 112-208 | 129.90964 | 48.0 | 0 | sub-raise | |
| 2010 EU.Greece | EU.GRC | LL | LL-deri | MED | 52 | | 2010 EU.Cyprus | EU.CYP | LL | LLSWO | MED | 3.5850182 | 27 | 120-300 | 171.7963 | 132.8 | 1 | sub-raise | |
| 2010 EU.Greece | EU.GRC | PS | PS | MED | 37 | | 2010 EU.France | EU.FRA-MED | PS | PS | MED | 850.43093 | 11663.0 | 77-204 | 149 | 73 | 0 | sub-raise | |
| 2010 EU.Italy | EU.ITA | UN | UNCL | MED | 61 | | 2010 EU.Italy | EU.ITA | SP | SPOR | MED | 163.06443 | 2962 | 114-226 | 137.40108 | 55.1 | 0 | sub-raise | |
| 2010 EU.Italy | EU.ITA-IT-ADR LL | LLBFT | MED | 356 | | 2010 EU.Italy | EU.ITA-IT-ADR LL | LLBFT | MED | 252.1378 | 5616 | 110-224 | 128.36906 | 44.9 | 1 | re-raise | | | |
| 2010 EU.Italy | EU.ITA-IT-ADR SP | SPOR | MED | 109 | | 2010 EU.Italy | EU.ITA | SP | SPOR | MED | 163.06443 | 2962 | 114-226 | 137.40108 | 55.1 | 0 | raise | | |
| 2010 EU.Italy | EU.ITA-IT-ADR UN | UNCL | MED | 4 | | 2010 EU.Italy | EU.ITA | SP | SPOR | MED | 163.06443 | 2962 | 114-226 | 137.40108 | 55.1 | 0 | sub-raise | | |
| 2010 EU.Italy | EU.ITA-IT-IONI LL | LLBFT | MED | 2 | | 2010 EU.Italy | EU.ITA-IT-IONI LL | LLBFT | MED | 1.8674837 | 33 | 110-199 | 136.83333 | 56.9 | 1 | re-raise | | | |
| 2010 EU.Italy | EU.ITA-IT-IONI SP | SPOR | MED | 18 | | 2010 EU.Italy | EU.ITA | SP | SPOR | MED | 163.06443 | 2962 | 114-226 | 137.40108 | 55.1 | 0 | sub-raise | | |
| 2010 EU.Italy | EU.ITA-IT-IONI UN | UNCL | MED | 11 | | 2010 EU.Italy | EU.ITA | SP | SPOR | MED | 163.06443 | 2962 | 114-226 | 137.40108 | 55.1 | 0 | sub-raise | | |
| 2010 EU.Italy | EU.ITA-IT-LIGI LL | LLBFT | MED | 1 | | 2010 EU.Italy | EU.ITA-IT-LIGI LL | LLBFT | MED | 0.9629886 | 18 | 120-149 | 138.125 | 55.0 | 1 | re-raise | | | |
| 2010 EU.Italy | EU.ITA-IT-LIGI SP | SPOR | MED | 2 | | 2010 EU.Italy | EU.ITA | SP | SPOR | MED | 163.06443 | 2962 | 114-226 | 137.40108 | 55.1 | 0 | sub-raise | | |
| 2010 EU.Italy | EU.ITA-IT-LIGI UN | UNCL | MED | 4 | | 2010 EU.Italy | EU.ITA | SP | SPOR | MED | 163.06443 | 2962 | 114-226 | 137.40108 | 55.1 | 0 | sub-raise | | |
| 2010 EU.Italy | EU.ITA-IT-SARI SP | SPOR | MED | 16 | | 2010 EU.Italy | EU.ITA | SP | SPOR | MED | 163.06443 | 2962 | 114-226 | 137.40108 | 55.1 | 0 | sub-raise | | |
| 2010 EU.Italy | EU.ITA-IT-SARI TP | TRAP | MED | 281 | | 2010 EU.Italy | EU.ITA-IT-TYRI LL | LLBFT | MED | 0.7746326 | 9 | 120-194 | 158.75 | 88.5 | 1 | sub-raise | | | |
| 2010 EU.Italy | EU.ITA-IT-SARI UN | UNCL | MED | 1 | | 2010 EU.Italy | EU.ITA | SP | SPOR | MED | 163.06443 | 2962 | 114-226 | 137.40108 | 55.1 | 0 | sub-raise | | |
| 2010 EU.Italy | EU.ITA-IT-SIC.: LL | LLBFT | MED | 161 | | 2010 EU.Italy | EU.ITA-IT-SIC.: LL | LLBFT | MED | 308.61691 | 2545 | 110-284 | 174.32717 | 121.3 | 1 | re-raise | | | |
| 2010 EU.Italy | EU.ITA-IT-SIC.: UN | UNCL | MED | 2 | | 2010 EU.Italy | EU.ITA | SP | SPOR | MED | 163.06443 | 2962 | 114-226 | 137.40108 | 55.1 | 0 | sub-raise | | |
| 2010 EU.Italy | EU.ITA-IT-TYRI LL | LLBFT | MED | 1 | | 2010 EU.Italy | EU.ITA-IT-TYRI LL | LLBFT | MED | 0.7746326 | 9 | 120-194 | 158.75 | 88.5 | 1 | re-raise | | | |
| 2010 EU.Italy | EU.ITA-IT-TYRI SP | SPOR | MED | 16 | | 2010 EU.Italy | EU.ITA | SP | SPOR | MED | 163.06443 | 2962 | 114-226 | 137.40108 | 55.1 | 0 | sub-raise | | |
| 2010 EU.Italy | EU.ITA-IT-TYRI UN | UNCL | MED | 6 | | 2010 EU.Italy | EU.ITA | SP | SPOR | MED | 163.06443 | 2962 | 114-226 | 137.40108 | 55.1 | 0 | sub-raise | | |
| 2010 EU.Malta | EU.MLT | LL | LL-surf | MED | 136 | | 2010 EU.Malta | EU.MLT | LL | LL-deri | MED | 178 | 1240 | 91-289 | 180.2 | 143.3 | 0 | raise | |
| 2010 Libya | LBY | PS | PS | MED | 645 | | 2010 EU.France | EU.FRA-MED | PS | PS | MED | 850.43093 | 11663.0 | 77-204 | 149 | 73 | 0 | sub-raise | |
| 2010 Maroc | MAR | LL | LL | MED | 107 | | 2010 EU.España | EU.ESP-ES-ME LL | LLHB | MED | 8.0503536 | 189 | 65-239 | 121.7328 | 42.6 | 0 | sub-raise | | |
| 2010 Maroc | MAR | PS | PS | MED | 98 | | 2010 EU.France | EU.FRA-MED | PS | PS | MED | 850.43093 | 11663.0 | 77-204 | 149 | 73 | 0 | sub-raise | |
| 2010 Syria Rep. | SYR | PS | PS | MED | 34 | | 2010 EU.France | EU.FRA-MED | PS | PS | MED | 850.43093 | 11663.0 | 77-204 | 149 | 73 | 0 | sub-raise | |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----------------|--------------------|-------|---------|-----|----------------|--------------------|-------------------|-------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|
| 2010 Tunisie | TUN | PS | PS | MED | 1042 | 2010 EU.France | EU.FRA-MED | PS | PS | MED | 850.43093 | 11663.0 | 77-204 | 149 | 73 | 0 | sub-raise |
| 2010 Turkey | TUR | PS | PS | MED | 409 | 2010 EU.France | EU.FRA-MED | PS | PS | MED | 850.43093 | 11663.0 | 77-204 | 149 | 73 | 0 | sub-raise |
| 2011 Albania | ALB | PS | PS | MED | 0.2 | 2011 Albania | ALB | PS | PS | MED | 0.0793908 | 4 | 98-99 | 99 | 19.8 | 0 | raise |
| 2011 Croatia | HRV | HL | HAND | MED | 6 | 2011 Croatia | HRV | HL | HAND | MED | 5.4910504 | 133.0 | 112-197 | 125 | 41 | 0 | raise |
| 2011 Croatia | HRV | HL | SPHL | MED | 3 | 2011 Croatia | HRV | HL | HAND | MED | 5.4910504 | 133.0 | 112-197 | 125 | 41 | 0 | sub-raise |
| 2011 Croatia | HRV | PS | PS | MED | 4 | 2011 EU.France | EU.FRA-MED | PS | PS | MED | 297.21493 | 4788.0 | 99-184 | 143 | 62 | 1 | sub-raise |
| 2011 Croatia | HRV | PS | PS | MED | 362 | 2011 EU.France | EU.FRA-MED | PS | PS | MED | 297.21493 | 4788.0 | 99-184 | 143 | 62 | 1 | sub-raise |
| 2011 EU.Cyprus | EU.CYP | LL | LLBFT | MED | 7 | 2011 EU.Cyprus | EU.CYP | LL | LLSWO | MED | 3.3672166 | 33 | 115-249 | 160.68182 | 102.0 | 1 | sub-raise |
| 2011 EU.Cyprus | EU.CYP | LL | LLSWO | MED | 2 | 2011 EU.Cyprus | EU.CYP | LL | LLSWO | MED | 3.3672166 | 33 | 115-249 | 160.68182 | 102.0 | 1 | re-raise |
| 2011 EU.España | EU.ESP | LL | LLALB | MED | 31 | 2011 EU.España | EU.ESP | LL | LLALB | MED | 61.325181 | 2129.0 | 52-206 | 111 | 29 | 0 | raise |
| 2011 EU.España | EU.ESP | LL | LLJAP | MED | 22 | 2011 EU.España | EU.ESP | LL | LLJAP | MED | 9.424479 | 134.0 | 100-224 | 146 | 70 | 0 | raise |
| 2011 EU.España | EU.ESP-ES-ME PS | PS | MED | 877 | 2011 EU.France | EU.FRA-MED | PS | PS | MED | 297.21493 | 4788.0 | 99-184 | 143 | 62 | 1 | sub-raise | |
| 2011 EU.España | EU.ESP-ES-ME SP | SPOR | MED | 7 | 2011 EU.España | EU.ESP | LL | LLALB | MED | 61.325181 | 2129.0 | 52-206 | 111 | 29 | 0 | sub-raise | |
| 2011 EU.España | EU.ESP-ES-ME LL | LLHB | MED | 4 | 2011 EU.España | EU.ESP-ES-ME LL | LLHB | MED | 2.7747241 | 71.0 | 75-199 | 121 | 39 | 0 | raise | | |
| 2011 EU.France | EU.FRA-MED | HL | SPHL | MED | 14 | 2011 EU.France | EU.FRA-MED | HL | SPHL | MED | 17.459213 | 337 | 112-271 | 132.07864 | 51.8 | 0 | raise |
| 2011 EU.France | EU.FRA-MED | LL | LL | MED | 20 | 2010 EU.España | EU.ESP | LL | LLALB | MED | 58.62196 | 2807 | 48-210 | 99.05896 | 20.9 | 1 | sub-raise |
| 2011 EU.France | EU.FRA-MED | PS | PS | MED | 678 | 2011 EU.France | EU.FRA-MED | PS | PS | MED | 297.21493 | 4788.0 | 99-184 | 143 | 62 | 1 | re-raise |
| 2011 EU.France | EU.FRA-MED | TW | TRAW | MED | 1 | 2011 EU.France | EU.FRA-MED | PS | PS | MED | 297.21493 | 4788.0 | 99-184 | 143 | 62 | 1 | sub-raise |
| 2011 EU.France | EU.FRA-MED | UN | OTH | MED | 93 | 2011 EU.France | EU.FRA-MED | PS | PS | MED | 297.21493 | 4788.0 | 99-184 | 143 | 62 | 1 | sub-raise |
| 2011 EU.Greece | EU.GRC | HL | HAND | MED | 52 | 2011 Croatia | HRV | HL | HAND | MED | 5.4910504 | 133.0 | 112-197 | 125 | 41 | 0 | sub-raise |
| 2011 EU.Greece | EU.GRC | LL | LL-deri | MED | 19 | 2011 EU.Cyprus | EU.CYP | LL | LLSWO | MED | 3.3672166 | 33 | 115-249 | 160.68182 | 102.0 | 1 | sub-raise |
| 2011 EU.Greece | EU.GRC | PS | PS | MED | 3 | 2011 EU.France | EU.FRA-MED | PS | PS | MED | 297.21493 | 4788.0 | 99-184 | 143 | 62 | 1 | sub-raise |
| 2011 EU.Greece | EU.GRC | PS | PSFB | MED | 98 | 2011 EU.France | EU.FRA-MED | PS | PS | MED | 297.21493 | 4788.0 | 99-184 | 143 | 62 | 1 | sub-raise |
| 2011 EU.Italy | EU.ITA | SP | SPOR | MED | 66 | 2010 EU.Italy | EU.ITA | SP | SPOR | MED | 163.06443 | 2962 | 114-226 | 137.40108 | 55.1 | 0 | sub-raise |
| 2011 EU.Italy | EU.ITA | UN | UNCL | MED | 130 | 2010 EU.Italy | EU.ITA | SP | SPOR | MED | 163.06443 | 2962 | 114-226 | 137.40108 | 55.1 | 0 | sub-raise |
| 2011 EU.Italy | EU.ITA-IT-ADR LL | LLBFT | MED | 3 | 2011 EU.Italy | EU.ITA-IT-ADR LL | LLBFT | MED | 5.1291959 | 88 | 120-159 | 140.41667 | 58.0 | 1 | re-raise | | |
| 2011 EU.Italy | EU.ITA-IT-IONI LL | LLBFT | MED | 5 | 2011 EU.Italy | EU.ITA-IT-IONI LL | LLBFT | MED | 6.9859388 | 111 | 130-169 | 144.83333 | 63.2 | 1 | re-raise | | |
| 2011 EU.Italy | EU.ITA-IT-SARI TP | TRAP | MED | 165 | 2011 EU.Italy | EU.ITA-IT-SARI TP | TRAP | MED | 197.97729 | 2658 | 110-279 | 148.02453 | 74.5 | 1 | re-raise | | |
| 2011 EU.Italy | EU.ITA-IT-SIC.: LL | LLBFT | MED | 582 | 2011 EU.Italy | EU.ITA-IT-SIC.: LL | LLBFT | MED | 721.02517 | 5151 | 115-279 | 179.42418 | 140.0 | 1 | re-raise | | |
| 2011 EU.Italy | EU.ITA-IT-TYRI LL | LLBFT | MED | 79 | 2011 EU.Italy | EU.ITA-IT-TYRI LL | LLBFT | MED | 100.46713 | 1216 | 115-249 | 152.92424 | 82.6 | 1 | re-raise | | |
| 2011 EU.Italy | EU.ITA-IT-TYRI PS | PSFB | MED | 752 | 2011 EU.Italy | EU.ITA-IT-TYRI PS | PSFB | MED | 737.04978 | 7204 | 110-279 | 159.16667 | 102.3 | 1 | re-raise | | |
| 2011 EU.Malta | EU.MLT | LL | LLBFT | MED | 92 | 2011 EU.Malta | EU.MLT | LL | LL-deri | MED | 114.83791 | 706.0 | 94-321 | 187 | 163 | 0 | raise |
| 2011 EU.Malta | EU.MLT | PS | PS | MED | 50 | 2011 EU.Italy | EU.ITA-IT-TYRI PS | PSFB | MED | 737.04978 | 7204 | 110-279 | 159.16667 | 102.3 | 1 | sub-raise | |
| 2011 Maroc | MAR | HL | HAND | MED | 78 | 2011 Maroc | MAR | HL | HAND | ATE | 86.543617 | 525 | 155-279 | 210.77619 | 164.8 | 1 | re-raise |
| 2011 Maroc | MAR | LL | LL | MED | 1 | 2010 EU.España | EU.ESP-ES-ME LL | LLHB | MED | 8.0503536 | 189 | 65-239 | 121.7328 | 42.6 | 0 | sub-raise | |
| 2011 Maroc | MAR | PS | PS | MED | 103 | 2011 EU.France | EU.FRA-MED | PS | PS | MED | 297.21493 | 4788.0 | 99-184 | 143 | 62 | 1 | sub-raise |
| 2011 Tunisie | TUN-TUN-MAI PS | PS | MED | 134 | 2011 Tunisie | TUN-TUN-MAI PS | PS | MED | 9.1678888 | 115 | 120-199 | 154.02174 | 79.7 | 0 | raise | | |
| 2011 Tunisie | TUN-TUN-SFA' PS | PS | MED | 718 | 2011 Tunisie | TUN-TUN-SOU PS | PS | MED | 5.512952 | 90 | 105-209 | 141.94444 | 61.3 | 0 | raise | | |
| 2011 Turkey | TUR | PS | PS | MED | 8 | 2011 EU.France | EU.FRA-MED | PS | PS | MED | 297.21493 | 4788.0 | 99-184 | 143 | 62 | 1 | sub-raise |
| 2011 Turkey | TUR | PS | PS | MED | 519 | 2011 EU.France | EU.FRA-MED | PS | PS | MED | 297.21493 | 4788.0 | 99-184 | 143 | 62 | 1 | sub-raise |

Table 5. CPUE series used in the eastern and Mediterranean bluefin tuna stock assessment.

| series | SP BB1 | CV | SP BB2 | CV | SP BB3 | CV | SP TRAP all season | CV | MO SP TRAP All seas. | CV | JPN LL | CV | JPN LL | CV | Norway PS from Task II |
|------------------|--------------------|---------------|--------------------|---------------|--------------------|---------------|--------------------|---------------|----------------------|------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|------------------------|
| age | 5-6 | | 2-3 | | 3-6 | | 6+ | | 6+ | | 6 - 10 | | 4 - 10 | | 10 + |
| indexing area | Weight | Weight | Weight | Weight | Weight | Number | Number | Number | Number | Number | Number | Number | Number | Number | Weight |
| method | Delta lognormal RE | East Atlantic | Delta lognormal RE | East Atl and Med | Delta Lognormal RE | Delta Lognormal RE | Delta Lognormal RE | Delta Lognormal RE | East Atlantic |
| time of the year | Mid-year | | Mid-year | | Mid-year | | Mid-year | | Mid-year | | Mid-year | | Begin-year | | Nominal |
| source | SCRS/2012/100 | | SCRS/2012/100 | | SCRS/2012/100 | | SCRS/2012/111 | | SCRS/2012/106 | | SCRS/2012/106 | | SCRS/2012/131 | | Unknown |
| 1952 | 179.22 | 0.43 | | | | | | | | | | | | | |
| 1953 | 184.74 | 0.53 | | | | | | | | | | | | | |
| 1954 | 226.46 | 0.41 | | | | | | | | | | | | | |
| 1955 | 187.01 | 0.42 | | | | | | | | | | | | | |
| 1956 | 470.53 | 0.43 | | | | | | | | | | | | | |
| 1957 | 315.05 | 0.41 | | | | | | | | | | | | | |
| 1958 | 252.25 | 0.41 | | | | | | | | | | | | | |
| 1959 | 506.79 | 0.41 | | | | | | | | | | | | | |
| 1960 | 485.16 | 0.43 | | | | | | | | | | | | | |
| 1961 | 327.29 | 0.41 | | | | | | | | | | | | | |
| 1962 | 180.12 | 0.46 | | | | | | | | | | | | | |
| 1963 | | 312.09 | 0.49 | | | | | | | | | | | | |
| 1964 | | 457.40 | 0.42 | | | | | | | | | | | | |
| 1965 | | 228.91 | 0.41 | | | | | | | | | | | | |
| 1966 | | 349.10 | 0.42 | | | | | | | | | | | | |
| 1967 | | 345.89 | 0.41 | | | | | | | | | | | | |
| 1968 | | 447.00 | 0.42 | | | | | | | | | | | | |
| 1969 | | 610.62 | 0.40 | | | | | | | | | | | | |
| 1970 | | 594.66 | 0.43 | | | | | | | | | | | | |
| 1971 | | 744.71 | 0.40 | | | | | | | | | | | | |
| 1972 | | 525.63 | 0.41 | | | | | | | | | | | | |
| 1973 | | 535.63 | 0.40 | | | | | | | | | | | | |
| 1974 | | 245.39 | 0.44 | | | | | | | | | | | | |
| 1975 | | 484.22 | 0.41 | | | | | | | | 190 | 0.15 | | | |
| 1976 | | 483.96 | 0.41 | | | | | | | | 2.15 | 0.12 | | | |
| 1977 | | 547.56 | 0.41 | | | | | | | | 3.53 | 0.14 | | | |
| 1978 | | 705.26 | 0.41 | | | | | | | | 150 | 0.15 | | | |
| 1979 | | 623.01 | 0.41 | | | | | | | | 2.70 | 0.14 | | | |
| 1980 | | 634.81 | 0.45 | | | | | | | | 169 | 0.16 | | | |
| 1981 | 510.66 | 0.42 | | 2989.64 | 30.78 | 154100 | 55.55 | 163 | 0.17 | | | 988 | 26 | 38 | |
| 1982 | 503.78 | 0.42 | | 4044.73 | 17.74 | 206162 | 33.11 | 3.32 | 0.13 | | | 529 | 25 | 21 | |
| 1983 | 625.4 | 0.43 | | 4255.15 | 17.74 | 274.30 | 33.11 | 2.12 | 0.13 | | | 764 | 18 | 42 | |
| 1984 | 33171 | 0.45 | | 4679.21 | 17.74 | 239152 | 33.11 | 162 | 0.12 | | | 221 | 18 | 12 | |
| 1985 | 125.74 | 0.41 | | 3176.36 | 17.75 | 162134 | 33.11 | 175 | 0.15 | | | 60 | 16 | 4 | |
| 1986 | 75121 | 0.42 | | 137.38 | 15.68 | 78172 | 26.52 | 132 | 0.14 | | | 282 | 14 | 20 | |
| 1987 | 1008.43 | 0.42 | | 1519.70 | 15.66 | 860.82 | 26.52 | 2.16 | 0.13 | | | | | | |
| 1988 | 1394.68 | 0.42 | | 3450.21 | 15.62 | 2014.26 | 26.49 | 135 | 0.14 | | | | | | |
| 1989 | 1285.60 | 0.40 | | 1852.44 | 15.65 | 107104 | 24.58 | 105 | 0.16 | | | | | | |
| 1990 | 986.51 | 0.41 | | 3849.98 | 15.62 | 1228.66 | 2195 | 141 | 0.14 | 0.36 | 0.33 | | | | |
| 1991 | 90120 | 0.42 | | 2024.97 | 15.64 | 1454.41 | 2194 | 121 | 0.13 | 0.46 | 0.28 | | | | |
| 1992 | 695.16 | 0.43 | | 1847.91 | 15.65 | 630.44 | 2197 | 103 | 0.14 | 0.78 | 0.17 | | | | |
| 1993 | 2093.55 | 0.40 | | 1710.55 | 15.65 | 655.10 | 2197 | 104 | 0.14 | 0.77 | 0.14 | | | | |
| 1994 | 1007.03 | 0.42 | | 1634.16 | 15.66 | 689.65 | 2197 | 112 | 0.15 | 0.91 | 0.16 | | | | |
| 1995 | 1235.91 | 0.41 | | 181149 | 15.68 | 447.47 | 22.00 | 142 | 0.15 | 0.96 | 0.14 | | | | |
| 1996 | 1739.29 | 0.40 | | 1797.58 | 15.65 | 756.43 | 23.12 | 0.50 | 0.22 | 2.56 | 0.13 | | | | |
| 1997 | 2246.41 | 0.40 | | 4892.18 | 15.61 | 1996.46 | 23.09 | 0.53 | 0.21 | 163 | 0.13 | | | | |
| 1998 | 879.51 | 0.41 | | 3318.06 | 15.62 | 1849.79 | 23.09 | 0.71 | 0.17 | 0.85 | 0.16 | | | | |
| 1999 | 339.77 | 0.44 | | 5939.72 | 15.61 | 2279.69 | 23.09 | 0.64 | 0.22 | 121 | 0.15 | | | | |
| 2000 | 960.44 | 0.40 | | 2675.89 | 15.63 | 1497.16 | 2194 | 0.74 | 0.20 | 123 | 0.12 | | | | |
| 2001 | 704.49 | 0.45 | | 2140.69 | 15.64 | 2579.38 | 2193 | 0.96 | 0.17 | 146 | 0.12 | | | | |
| 2002 | 687.42 | 0.42 | | 2999.56 | 15.63 | 2257.33 | 2193 | 2.05 | 0.15 | 112 | 0.13 | | | | |
| 2003 | 444.91 | 0.48 | | 1335.00 | 17.80 | 1318.13 | 23.14 | 1.70 | 0.13 | 115 | 0.14 | | | | |
| 2004 | 210.46 | 0.42 | | 1325.32 | 15.67 | 665.17 | 2197 | 0.82 | 0.18 | 103 | 0.12 | | | | |
| 2005 | 2383.57 | 0.40 | | 1567.50 | 15.66 | 1348.53 | 2194 | 0.88 | 0.15 | 0.75 | 0.12 | | | | |
| 2006 | 850.09 | 0.48 | | 2149.31 | 15.64 | 1277.98 | 2195 | 1.91 | 0.15 | 0.87 | 0.12 | | | | |
| 2007 | 1177.62 | 0.42 | 2967.83 | 0.33 | 2616.56 | 15.63 | 2006.59 | 2194 | 0.94 | 0.19 | 0.90 | 0.12 | | | |
| 2008 | | 3063.81 | 0.32 | 2306.97 | 15.64 | 1277.25 | 2195 | 122 | 0.17 | 105 | 0.12 | | | | |
| 2009 | | 195193 | 0.35 | 3695.14 | 15.62 | 1576.03 | 2194 | 104 | 0.24 | 155 | 0.12 | | | | |
| 2010 | | 2393.02 | 0.33 | 5035.77 | 15.61 | 2023.26 | 23.12 | | | 2.53 | 0.13 | | | | |
| 2011 | | 4045.55 | 0.33 | 2953.05 | 15.63 | 1406.38 | 2194 | | | 4.23 | 0.17 | | | | |

Table 6. Scaled CPUE series used in the eastern and Mediterranean bluefin tuna stock assessment.

| series | SP BB1 | CV | SP BB2 | CV | SP BB3 | CV | SP TRAP all season | CV | MOS | SP TRAP All seas. | CV | JPN LL | CV | JPN LL | CV | Norway PS from Task II |
|------------------|--------------------|--------|--------------------|--------|--------------------|--------|-------------------------|--------|-------------------------|-------------------|------|--------------------|--------|--------------------|--------|------------------------|
| age | 5-6 | | 2-3 | | 3-6 | | 6+ | | 6+ | | | 6 - 10 | | 4 - 10 | | 10 + |
| Indexing area | East Atlantic | Weight | East Atlantic | Weight | East Atlantic | Weight | East Atlantic | Number | East Atlantic | Number | | Number | Weight | Number | Weight | |
| method | Delta lognormal RE | | Delta lognormal RE | | Delta lognormal RE | | Neg. Binom. (log) no RE | | Neg. Binom. (log) no RE | | | Delta Lognormal RE | | Delta Lognormal RE | | Nominal |
| time of the year | Mid-year | | Mid-year | | Mid-year | | Mid-year | | Mid-year | | | Mid-year | | Begin-year | | Unknown |
| source | SCRS/2012/100 | | SCRS/2012/100 | | SCRS/2012/100 | | SCRS/2012/111 | | SCRS/2012/106 | | | SCRS/2012/131 | | SCRS/2012/131 | | Task I |
| 1952 | 0.59 | 0.43 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1953 | 0.61 | 0.53 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1954 | 0.75 | 0.41 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1955 | 0.62 | 0.42 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1956 | 156 | 0.43 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1957 | 105 | 0.41 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1958 | 0.84 | 0.41 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1959 | 168 | 0.41 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1960 | 161 | 0.43 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1961 | 109 | 0.41 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1962 | 0.60 | 0.46 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1963 | | 0.38 | 0.49 | | | | | | | | | | | | | |
| 1964 | | 0.56 | 0.42 | | | | | | | | | | | | | |
| 1965 | | 0.28 | 0.41 | | | | | | | | | | | | | |
| 1966 | | 0.43 | 0.42 | | | | | | | | | | | | | |
| 1967 | | 0.42 | 0.41 | | | | | | | | | | | | | |
| 1968 | | 0.54 | 0.42 | | | | | | | | | | | | | |
| 1969 | | 0.74 | 0.40 | | | | | | | | | | | | | |
| 1970 | | 0.72 | 0.43 | | | | | | | | | | | | | |
| 1971 | | 0.91 | 0.40 | | | | | | | | | | | | | |
| 1972 | | 0.64 | 0.41 | | | | | | | | | | | | | |
| 1973 | | 0.65 | 0.40 | | | | | | | | | | | | | |
| 1974 | | 0.30 | 0.44 | | | | | | | | | | | | | |
| 1975 | | 0.59 | 0.41 | | | | | | | | | 129 | 0.15 | | | |
| 1976 | | 0.59 | 0.41 | | | | | | | | | 146 | 0.12 | | | |
| 1977 | | 0.67 | 0.41 | | | | | | | | | 239 | 0.14 | | | |
| 1978 | | 0.86 | 0.41 | | | | | | | | | 102 | 0.15 | | | |
| 1979 | | 0.76 | 0.41 | | | | | | | | | 183 | 0.14 | | | |
| 1980 | | 0.77 | 0.45 | | | | | | | | | 114 | 0.16 | | | |
| 1981 | | 0.62 | 0.42 | | 108 | 30.78 | 104 | 55.55 | 110 | 0.17 | | | | 988 | 26 | 1 |
| 1982 | | 0.61 | 0.42 | | 146 | 17.74 | 140 | 33.11 | 225 | 0.13 | | | | 529 | 25 | 1 |
| 1983 | | 0.76 | 0.43 | | 153 | 17.74 | 147 | 33.11 | 144 | 0.13 | | | | 764 | 18 | 1 |
| 1984 | | 0.40 | 0.45 | | 168 | 17.74 | 162 | 33.11 | 110 | 0.12 | | | | 221 | 18 | 0 |
| 1985 | | 137 | 0.41 | | 114 | 17.75 | 110 | 33.11 | 119 | 0.15 | | | | 60 | 16 | 0 |
| 1986 | | 0.91 | 0.42 | | 0.41 | 15.68 | 0.53 | 26.52 | 0.89 | 0.14 | | | | 282 | 14 | 1 |
| 1987 | | 123 | 0.42 | | 0.55 | 15.66 | 0.58 | 26.52 | 146 | 0.13 | | | | | | |
| 1988 | | 170 | 0.42 | | 124 | 15.62 | 137 | 26.49 | 0.91 | 0.14 | | | | | | |
| 1989 | | 157 | 0.40 | | 0.67 | 15.65 | 0.73 | 24.58 | 0.71 | 0.16 | | | | | | |
| 1990 | | 120 | 0.41 | | 139 | 15.62 | 0.83 | 2195 | 0.96 | 0.14 | 0.28 | 0.33 | | | | |
| 1991 | | 110 | 0.42 | | 0.73 | 15.64 | 0.99 | 2194 | 0.82 | 0.13 | 0.36 | 0.28 | | | | |
| 1992 | | 0.85 | 0.43 | | 0.67 | 15.65 | 0.43 | 2197 | 0.70 | 0.14 | 0.61 | 0.17 | | | | |
| 1993 | | 2.55 | 0.40 | | 0.62 | 15.65 | 0.44 | 2197 | 0.70 | 0.14 | 0.59 | 0.14 | | | | |
| 1994 | | 123 | 0.42 | | 0.59 | 15.66 | 0.47 | 2197 | 0.76 | 0.16 | 0.71 | 0.16 | | | | |
| 1995 | | 150 | 0.41 | | 0.43 | 15.68 | 0.30 | 22.00 | 0.96 | 0.15 | 0.75 | 0.14 | | | | |
| 1996 | | 2.12 | 0.40 | | 0.65 | 15.65 | 0.51 | 23.12 | 0.34 | 0.22 | 198 | 0.13 | | | | |
| 1997 | | 2.74 | 0.40 | | 176 | 15.61 | 135 | 23.09 | 0.36 | 0.21 | 126 | 0.13 | | | | |
| 1998 | | 107 | 0.41 | | 139 | 15.62 | 125 | 23.09 | 0.48 | 0.17 | 0.66 | 0.16 | | | | |
| 1999 | | 0.41 | 0.44 | | 2.14 | 15.61 | 155 | 23.09 | 0.43 | 0.22 | 0.94 | 0.15 | | | | |
| 2000 | | 1.17 | 0.40 | | 0.96 | 15.63 | 101 | 2194 | 0.50 | 0.20 | 0.95 | 0.12 | | | | |
| 2001 | | 0.86 | 0.45 | | 0.77 | 15.64 | 175 | 2193 | 0.65 | 0.17 | 1.13 | 0.12 | | | | |
| 2002 | | 0.84 | 0.42 | | 108 | 15.63 | 153 | 2193 | 1.39 | 0.15 | 0.87 | 0.13 | | | | |
| 2003 | | 0.54 | 0.48 | | 0.48 | 17.80 | 0.89 | 23.14 | 1.15 | 0.13 | 0.89 | 0.14 | | | | |
| 2004 | | 147 | 0.42 | | 0.48 | 15.67 | 0.45 | 2197 | 0.56 | 0.18 | 0.80 | 0.12 | | | | |
| 2005 | | 2.90 | 0.40 | | 0.56 | 15.66 | 0.91 | 2194 | 0.60 | 0.15 | 0.58 | 0.12 | | | | |
| 2006 | | 104 | 0.48 | | 0.77 | 15.64 | 0.87 | 2195 | 1.29 | 0.15 | 0.68 | 0.12 | | | | |
| 2007 | | 143 | 0.42 | 107 | 0.33 | 0.94 | 15.63 | 136 | 2194 | 0.64 | 0.19 | 0.70 | 0.12 | | | |
| 2008 | | | 111 | 0.32 | 0.83 | 15.64 | 0.87 | 2195 | 0.83 | 0.17 | 0.82 | 0.12 | | | | |
| 2009 | | | 0.49 | 0.35 | 133 | 15.62 | 107 | 2194 | 0.70 | 0.24 | 1.20 | 0.12 | | | | |
| 2010 | | | 0.87 | 0.33 | 181 | 15.61 | 137 | 23.12 | | | 1.96 | 0.13 | | | | |
| 2011 | | | 146 | 0.33 | 106 | 15.63 | 0.95 | 2194 | | | 3.28 | 0.17 | | | | |

Table 7. Description of available indices of abundance for the 2012 western bluefin tuna assessment.

| | CAN GLS | | CAN GLS W/O 2010 | | CAN SWNS NEW | | CAN SWNS OLD | |
|-------------------------------|--|-------|--|-------|--|-------|-------------------------|-------|
| Age Min | 13 | | 13+ | | 8 | | 8 | |
| Age Max | 16+ | | 16+ | | 14 | | 14 | |
| Catch Unit | Numbers | | Numbers | | Numbers | | Numbers | |
| Effort Unit | 48h | | 48h | | 24h | | Hour | |
| Method | Hurdle Model with Binomial on Zeros and Truncated Negative Binomial on Count | | Hurdle Model with Binomial on Zeros and Truncated Negative Binomial on Count | | Hurdle Model with Binomial on Zeros and Truncated Negative Binomial on Count | | Delta-Lognormal | |
| Months Covered | Aug 1 - Oct 31 | | Aug 1 - Oct 31 | | Aug 1 - Oct 31 | | Aug 1 - Oct 31 | |
| Area Covered | Canada - Gulf of St. Lawrence | | Canada - Gulf of St. Lawrence | | Canada - SW Nova Scotia | | Canada - SW Nova Scotia | |
| Updated Since Last Assessment | YES | | YES | | YES | | YES | |
| USED FOR RUN | BASE | | SENS | | BASE | | | |
| | SENS 4 | | | | | | | |
| | CAN GLS | | CAN GLS W/O 2010 | | CAN SWNS | | CAN SWNS OLD | |
| YEAR | INDEX | CV | INDEX | CV | INDEX | CV | INDEX | CV |
| 1960 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1961 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1962 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1963 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1964 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1965 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1966 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1967 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1968 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1969 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1970 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1971 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1972 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1973 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1974 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1975 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1976 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1977 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1978 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1979 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1980 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1981 | 1.414 | 0.171 | 1.556 | 0.157 | - | - | - | - |
| 1982 | 0.761 | 0.486 | 0.796 | 0.397 | - | - | - | - |
| 1983 | 1.490 | 0.108 | 2.472 | 0.115 | - | - | - | - |
| 1984 | 0.881 | 0.145 | 1.112 | 0.142 | - | - | - | - |
| 1985 | 0.272 | 0.316 | 0.214 | 0.283 | - | - | - | - |
| 1986 | 0.261 | 0.256 | 0.273 | 0.253 | - | - | - | - |
| 1987 | 0.304 | 0.317 | 0.366 | 0.372 | - | - | - | - |
| 1988 | 0.522 | 0.295 | 0.610 | 0.295 | 1.487 | 0.056 | 1.969 | 0.147 |
| 1989 | 0.544 | 0.273 | 0.704 | 0.319 | 1.528 | 0.054 | 2.639 | 0.122 |
| 1990 | 0.207 | 0.288 | 0.188 | 0.289 | 1.511 | 0.059 | 2.459 | 0.123 |
| 1991 | 0.729 | 0.222 | 0.935 | 0.210 | 0.908 | 0.093 | 1.337 | 0.124 |
| 1992 | 1.185 | 0.165 | 1.735 | 0.176 | 1.102 | 0.045 | 1.239 | 0.104 |
| 1993 | 0.870 | 0.108 | 1.229 | 0.119 | 0.589 | 0.061 | 0.619 | 0.097 |
| 1994 | 0.239 | 0.190 | 0.253 | 0.158 | 0.974 | 0.035 | 1.167 | 0.100 |
| 1995 | 0.707 | 0.094 | 0.909 | 0.098 | 0.984 | 0.039 | 0.963 | 0.094 |
| 1996 | 0.141 | 0.234 | 0.090 | 0.208 | 0.471 | 0.078 | 0.344 | 0.088 |
| 1997 | 0.163 | 0.192 | 0.139 | 0.178 | 0.319 | 0.104 | 0.240 | 0.103 |
| 1998 | 0.283 | 0.178 | 0.271 | 0.156 | 0.662 | 0.083 | 0.508 | 0.104 |
| 1999 | 0.435 | 0.193 | 0.527 | 0.159 | 0.967 | 0.076 | 0.909 | 0.116 |
| 2000 | 0.348 | 0.190 | 0.359 | 0.163 | 0.326 | 0.104 | 0.230 | 0.107 |
| 2001 | 0.272 | 0.242 | 0.340 | 0.206 | 0.801 | 0.080 | 0.633 | 0.106 |
| 2002 | 0.391 | 0.176 | 0.445 | 0.182 | 0.801 | 0.088 | 0.665 | 0.120 |
| 2003 | 0.587 | 0.178 | 0.881 | 0.179 | 1.684 | 0.067 | 1.440 | 0.104 |
| 2004 | 0.772 | 0.236 | 1.048 | 0.256 | 0.780 | 0.150 | 0.499 | 0.136 |
| 2005 | 1.218 | 0.104 | 1.686 | 0.104 | 0.887 | 0.128 | 0.592 | 0.143 |
| 2006 | 0.663 | 0.225 | 0.816 | 0.244 | 1.379 | 0.070 | 0.902 | 0.093 |
| 2007 | 0.859 | 0.264 | 1.520 | 0.263 | 1.106 | 0.074 | 0.725 | 0.115 |
| 2008 | 0.816 | 0.195 | 1.083 | 0.207 | 1.504 | 0.067 | 1.050 | 0.105 |
| 2009 | 2.642 | 0.268 | 2.574 | 0.324 | 1.178 | 0.092 | 1.026 | 0.156 |
| 2010 | 8.296 | 0.300 | - | - | 1.005 | 0.092 | 0.869 | 0.118 |
| 2011 | 2.729 | 0.083 | 4.870 | 0.088 | 1.047 | 0.100 | 0.973 | 0.113 |

Table 7 cont.

| | US RR<145 | | US RR66-114 | | US RR115-144 | | US RR145-177 | |
|-------------------------------|----------------------------|-------|----------------------------|-------|----------------------------|-------|----------------------------|-------|
| Age Min | 1 | | 2 | | 4 | | 6 | |
| Age Max | 5 | | 3 | | 5 | | 8 | |
| Catch Unit | Numbers | | Numbers | | Numbers | | Numbers | |
| Effort Unit | Offset = log(Hours Fished) | |
| Method | Delta-Poisson | | Delta-Poisson | | Delta-Poisson | | Delta-Poisson | |
| Months Covered | June-Sept | | June-Sept | | June-Sept | | June-Sept | |
| Area Covered | NE UNITED STATES | |
| Updated Since Last Assessment | NO | | YES | | YES | | NO | |
| USED FOR RUN | BASE | | BASE | | BASE | | NOT USED | |
| | US RR<145 | | US RR66-114 | | US RR115-144 | | US RR145-177 | |
| YEAR | INDEX | CV | INDEX | CV | INDEX | CV | INDEX | CV |
| 1960 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1961 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1962 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1963 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1964 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1965 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1966 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1967 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1968 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1969 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1970 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1971 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1972 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1973 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1974 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1975 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1976 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1977 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1978 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1979 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1980 | 0.799 | 0.430 | - | - | - | - | - | - |
| 1981 | 0.399 | 0.520 | - | - | - | - | - | - |
| 1982 | 2.102 | 0.330 | - | - | - | - | - | - |
| 1983 | 1.114 | 0.260 | - | - | - | - | - | - |
| 1984 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1985 | 0.630 | 0.640 | - | - | - | - | - | - |
| 1986 | 0.778 | 0.430 | - | - | - | - | - | - |
| 1987 | 1.219 | 0.400 | - | - | - | - | - | - |
| 1988 | 0.988 | 0.380 | - | - | - | - | - | - |
| 1989 | 0.988 | 0.430 | - | - | - | - | - | - |
| 1990 | 0.904 | 0.340 | - | - | - | - | - | - |
| 1991 | 1.261 | 0.350 | - | - | - | - | - | - |
| 1992 | 0.820 | 0.420 | - | - | - | - | - | - |
| 1993 | - | - | 1.304 | 0.315 | 1.291 | 0.345 | 0.311 | 3.743 |
| 1994 | - | - | 0.265 | 0.645 | 0.237 | 0.565 | 0.378 | 3.118 |
| 1995 | - | - | 1.008 | 0.296 | 0.263 | 0.402 | 1.334 | 1.779 |
| 1996 | - | - | 1.637 | 0.271 | 0.695 | 0.351 | 0.697 | 2.717 |
| 1997 | - | - | 2.541 | 0.235 | 0.267 | 0.530 | 0.461 | 3.046 |
| 1998 | - | - | 1.448 | 0.267 | 0.886 | 0.281 | 0.362 | 3.455 |
| 1999 | - | - | 1.188 | 0.353 | 1.049 | 0.384 | 1.071 | 2.060 |
| 2000 | - | - | 0.946 | 0.540 | 1.456 | 0.457 | 0.961 | 2.064 |
| 2001 | - | - | 0.471 | 0.365 | 1.678 | 0.301 | 3.424 | 2.573 |
| 2002 | - | - | 1.079 | 0.330 | 2.490 | 0.346 | - | - |
| 2003 | - | - | 0.474 | 0.288 | 0.534 | 0.289 | - | - |
| 2004 | - | - | 1.836 | 0.235 | 0.598 | 0.309 | - | - |
| 2005 | - | - | 1.638 | 0.240 | 0.784 | 0.309 | - | - |
| 2006 | - | - | 0.657 | 0.343 | 1.377 | 0.279 | - | - |
| 2007 | - | - | 0.584 | 0.266 | 1.410 | 0.249 | - | - |
| 2008 | - | - | 0.278 | 0.369 | 1.036 | 0.264 | - | - |
| 2009 | - | - | 0.320 | 0.349 | 0.521 | 0.356 | - | - |
| 2010 | - | - | 0.622 | 0.310 | 1.226 | 0.292 | - | - |
| 2011 | - | - | 0.704 | 0.330 | 1.203 | 0.328 | - | - |

Table 7 cont.

| | US RR>195 | | US RR>177 | | JLL WEST | | LARVAL ZERO INFLATED | |
|-------------------------------|----------------------------|-------|----------------------------|-------|-----------------|-------|-------------------------------|-------|
| Age Min | 10 | | 8 | | 2 | | 9 | |
| Age Max | 16 | | 16 | | 16 | | 16 | |
| Catch Unit | Numbers | | Numbers | | Numbers | | Index of Spawning Biomass | |
| Effort Unit | Offset = log(Hours Fished) | | Offset = log(Hours Fished) | | | | CPUE = Larvae/100m^2 | |
| Method | Delta-Poisson | | Delta-Poisson | | Delta-lognormal | | Delta-lognormal Zero inflated | |
| Months Covered | July-Oct | | July-Oct | | | | Apr 20 - May 31 | |
| Area Covered | NE UNITED STATES | | NE UNITED STATES | | | | Gulf of Mexico | |
| Updated Since Last Assessment | NO | | YES | | YES | | YES | |
| USED FOR RUN | BASE | | BASE | | BASE | | BASE | |
| | US RR>195 | | US RR>177 | | JLL WEST | | LARVAL ZERO INFLATED | |
| YEAR | INDEX | CV | INDEX | CV | INDEX | CV | INDEX | CV |
| 1960 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1961 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1962 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1963 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1964 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1965 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1966 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1967 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1968 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1969 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1970 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1971 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1972 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1973 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1974 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1975 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1976 | - | - | - | - | 0.657 | 0.418 | - | - |
| 1977 | - | - | - | - | 2.424 | 0.208 | 2.724 | 0.520 |
| 1978 | - | - | - | - | 1.200 | 0.278 | 4.733 | 0.251 |
| 1979 | - | - | - | - | 0.822 | 0.244 | - | - |
| 1980 | - | - | - | - | 1.508 | 0.202 | - | - |
| 1981 | - | - | - | - | 1.912 | 0.151 | 0.770 | 0.469 |
| 1982 | - | - | - | - | 0.715 | 0.241 | 1.417 | 0.308 |
| 1983 | 2.805 | 0.100 | - | - | 0.313 | 0.334 | 1.073 | 0.369 |
| 1984 | 1.246 | 0.188 | - | - | 0.958 | 0.215 | 0.393 | 0.584 |
| 1985 | 0.857 | 0.300 | - | - | 1.089 | 0.209 | - | - |
| 1986 | 0.503 | 1.097 | - | - | 0.081 | 0.586 | 0.435 | 0.451 |
| 1987 | 0.529 | 0.476 | - | - | 0.717 | 0.264 | 0.386 | 0.484 |
| 1988 | 0.941 | 0.364 | - | - | 1.089 | 0.204 | 1.063 | 0.339 |
| 1989 | 0.763 | 0.364 | - | - | 0.910 | 0.214 | 0.762 | 0.388 |
| 1990 | 0.626 | 0.335 | - | - | 0.752 | 0.242 | 0.318 | 0.354 |
| 1991 | 0.820 | 0.284 | - | - | 0.752 | 0.259 | 0.387 | 0.637 |
| 1992 | 0.910 | 0.276 | - | - | 1.148 | 0.212 | 0.530 | 0.381 |
| 1993 | - | - | 0.668 | 0.180 | 1.138 | 0.226 | 0.486 | 0.709 |
| 1994 | - | - | 0.831 | 0.178 | 1.050 | 0.219 | 0.528 | 0.370 |
| 1995 | - | - | 1.250 | 0.129 | 0.788 | 0.286 | 0.327 | 0.556 |
| 1996 | - | - | 3.489 | 0.111 | 2.317 | 0.202 | 1.019 | 0.557 |
| 1997 | - | - | 1.324 | 0.254 | 1.453 | 0.250 | 0.416 | 0.433 |
| 1998 | - | - | 1.652 | 0.129 | 0.684 | 0.284 | 0.124 | 0.561 |
| 1999 | - | - | 1.932 | 0.159 | 0.744 | 0.302 | 0.528 | 0.563 |
| 2000 | - | - | 0.602 | 0.180 | 0.934 | 0.266 | 0.352 | 0.567 |
| 2001 | - | - | 1.388 | 0.209 | 0.597 | 0.391 | 0.413 | 0.402 |
| 2002 | - | - | 1.806 | 0.092 | 0.697 | 0.299 | 0.318 | 0.673 |
| 2003 | - | - | 0.387 | 0.186 | 0.679 | 0.387 | 0.784 | 0.430 |
| 2004 | - | - | 0.600 | 0.169 | 0.608 | 0.376 | 0.581 | 0.717 |
| 2005 | - | - | 0.501 | 0.195 | 0.732 | 0.222 | 0.236 | 0.340 |
| 2006 | - | - | 0.350 | 0.311 | 1.268 | 0.225 | 0.585 | 0.369 |
| 2007 | - | - | 0.270 | 0.324 | 1.950 | 0.225 | 0.265 | 0.519 |
| 2008 | - | - | 0.369 | 0.301 | 0.768 | 0.356 | 0.411 | 0.426 |
| 2009 | - | - | 0.244 | 0.414 | 1.864 | 0.332 | 0.650 | 0.350 |
| 2010 | - | - | 0.792 | 0.173 | 0.696 | 0.358 | 0.459 | 0.856 |
| 2011 | - | - | 0.544 | 0.213 | 2.967 | 0.238 | 0.844 | 0.430 |

Table 7 cont.

| | US PLL GOM | | JLL GOM | | TAGGING | |
|-------------------------------|--|-------|---------|-------|---------|-------|
| Age Min | 9 | | 9 | | 1 | |
| Age Max | 16 | | 16 | | 3 | |
| Catch Unit | Numbers | | Numbers | | Numbers | |
| Effort Unit | 1000 Hooks | | | | - | |
| Method | Delta-Lgn with Repeated Measures | | | | - | |
| Months Covered | Jan 1 - May 31 | | | | - | |
| Area Covered | Gulf of Mexico and US Florida East Coast | | | | | |
| Updated Since Last Assessment | YES | | NO | | NO | |
| USED FOR RUN | BASE | | BASE | | BASE | |
| | US PLL GOM 1 - 6 | | JLL GOM | | TAGGING | |
| YEAR | INDEX | CV | INDEX | CV | INDEX | CV |
| 1960 | - | - | . | . | - | - |
| 1961 | - | - | . | . | - | - |
| 1962 | - | - | . | . | - | - |
| 1963 | - | - | . | . | - | - |
| 1964 | - | - | . | . | - | - |
| 1965 | - | - | . | . | - | - |
| 1966 | - | - | . | . | - | - |
| 1967 | - | - | . | . | - | - |
| 1968 | - | - | . | . | - | - |
| 1969 | - | - | . | . | - | - |
| 1970 | - | - | . | . | 1065132 | 0.200 |
| 1971 | - | - | . | . | 1001624 | 0.200 |
| 1972 | - | - | . | . | 431955 | 0.200 |
| 1973 | - | - | - | - | 183616 | 0.200 |
| 1974 | - | - | 0.968 | 0.266 | 341589 | 0.200 |
| 1975 | - | - | 0.534 | 0.205 | 554596 | 0.200 |
| 1976 | - | - | 0.666 | 0.207 | 253265 | 0.200 |
| 1977 | - | - | 0.913 | 0.216 | 257385 | 0.200 |
| 1978 | - | - | 0.876 | 0.225 | 121110 | 0.200 |
| 1979 | - | - | 1.287 | 0.283 | 98815 | 0.200 |
| 1980 | - | - | 1.158 | 0.265 | 192541 | 0.200 |
| 1981 | - | - | 0.553 | 0.239 | 337995 | 0.242 |
| 1982 | - | - | - | - | - | - |
| 1983 | - | - | - | - | - | - |
| 1984 | - | - | - | - | - | - |
| 1985 | - | - | - | - | - | - |
| 1986 | - | - | - | - | - | - |
| 1987 | 3.255 | 0.333 | - | - | - | - |
| 1988 | 1.533 | 0.361 | - | - | - | - |
| 1989 | 2.440 | 0.345 | - | - | - | - |
| 1990 | 1.889 | 0.362 | - | - | - | - |
| 1991 | 3.256 | 0.336 | - | - | - | - |
| 1992 | 0.797 | 0.386 | - | - | - | - |
| 1993 | 0.452 | 0.412 | - | - | - | - |
| 1994 | 0.335 | 0.439 | - | - | - | - |
| 1995 | 0.310 | 0.448 | - | - | - | - |
| 1996 | 0.183 | 0.452 | - | - | - | - |
| 1997 | 0.332 | 0.419 | - | - | - | - |
| 1998 | 0.357 | 0.425 | - | - | - | - |
| 1999 | 0.612 | 0.369 | - | - | - | - |
| 2000 | 0.884 | 0.369 | - | - | - | - |
| 2001 | 0.503 | 0.425 | - | - | - | - |
| 2002 | 0.471 | 0.434 | - | - | - | - |
| 2003 | 0.862 | 0.362 | - | - | - | - |
| 2004 | 0.783 | 0.364 | - | - | - | - |
| 2005 | 0.590 | 0.382 | - | - | - | - |
| 2006 | 0.414 | 0.444 | - | - | - | - |
| 2007 | 0.559 | 0.422 | - | - | - | - |
| 2008 | 1.283 | 0.377 | - | - | - | - |
| 2009 | 1.018 | 0.402 | - | - | - | - |
| 2010 | 0.881 | 0.387 | - | - | - | - |
| 2011 | - | - | - | - | - | - |

Table 8. Summary table to evaluate the available Atlantic bluefin tuna abundance indices.

| SCRS doc Index | SCRS/2012/100 Bay of Biscay Baitboat | SCRS-12-103 Morocco and Spanish traps | SCRS/2012/111 Spanish traps | Fishery Independent | | | Fishery Independent | | | SCRS/2012/118 southern Gulf of St. Lawrence | SCRS/2012/118 Southwest Nova Scotia |
|---|---|--|--|--|---|--|---|--|--|--|--|
| | SCRS/2012/124 Juvenile western Med | SCRS/2012/131 Japanese LL | SCRS/2012/158 US rod and reel | SCRS/2012/160 US LL | SCRS/2012/164 Larval survey | | | | | | |
| Diagnostics | Most of the appropriate diagnostics appear to be included | Most of the appropriate diagnostics appear to be included | Most of the appropriate diagnostics appear to be included | No diagnostics presented | Yes diagnostics presented | Few diagnostics presented | Presented - Some Deviation for expectations | Most of the appropriate diagnostics are clearly identified and justified, alternate CPUE runs are attempted using additional exclusions. GLM includes factors that could be considered proxies for targeting | Data exclusions, if any are not mentioned. GLMM specifically includes a target factor | Data exclusions are described. Vessel exclusions applied to limit trips to those that caught BF in >= 2 years. | all the appropriate diagnostics were included |
| Appropriateness of data exclusions and classifications (e.g. to identify targeted trips). | data exclusions/classifications are listed and justified, specific targeting factors included in standardisation | data exclusions not discussed, targeting not an issue | data exclusions not discussed, although data is classified | data described and method clearly explained with caveats and limitations | | | | | | | all the appropriate diagnostics were included |
| Geographical Coverage | Geographical coverage is limited to bay of Biscay, maps are provided | Coverage limited to the straits of Gibraltar | Coverage limited to the straits of Gibraltar | coverage limited to Med. Maps of surveys provided | Northeast US coast only, no distribution maps provided | U.S. GOM | coverage limited to Med. No maps of surveys provided | coverage limited to Nafo area 4T | coverage limited to Nafo area 4X | | |
| Catch Fraction | catch fraction is roughly 5% | ? Not clear | appears to be small | NA | ? | Not discussed. | NA | | | | |
| Length of Time Series relative to the history of exploitation. | longer series (starts in 1952) ; time series starts at shorter series (starts in 2000) | beginning of the 1980s | time series starts at beginning of the 1980s | Starts 2000 | for the west; for the northeast | time series starts at beginning of the 1980s | 1987-2010 | since 2001 | since 1981, exploitation began in 1972-73 | since 1988 | |
| Are other indices available for the same time period? | Yes (5) | Yes (3) | Yes (3) | Yes (2) | Yes (3) | Yes (3) | Yes (3) | Yes (1) | no | no | |
| Does the index standardization account for known factors that influence catchability/selectivity? | analysis includes many factors that could affect fishing efficiency/selectivity. Multiple interactions included | factors included in the model, table 1, are not explained in the text and impossible to understand for those not immediately familiar with the fishery. It would appear only one factor was included that could influence catchability - trap. GLM contains only factors | due to the nature of the fishery, only the trap factor would explain catchability but the factors were explained. | Methodology for standardisation of the series appears to be appropriate for a survey | gear type is included as is a selectivity proxy. No interactions included | Model includes multiple factors that could influence catchability and selectivity | Methodology for standardisation of the series appears to be appropriate for a survey | Factors are month, fleet, gear and hours fished | Factors are month, fleet, gear and hours fished | | |
| Are there conflicts between the catch history and the CPUE response? | No conflict noted | No conflict noted | No conflict noted | No conflict noted | No conflict noted | No conflict noted | No conflict noted | Yes. Circle hooks, weak hooks and regulatory measures were discussed. The index was not adjusted for these factors. | | response sensitive to management measures and shrinking quotas | response sensitive to management measures and shrinking quotas |
| Is the interannual variability within plausible bounds (e.g. SCRS/2012/039) | variability increases over the latter years of the series | there is a high degree of variability, but no formal tests conducted to see whether this is biologically plausible | there is a high degree of variability between the beginning of the series and the final few years, but no formal tests conducted to see whether this is biologically plausible | annual variability higher for west atlantic base case cpues, but northeast cpue has extreme increase in most recent years | Unknown | | | variability does not impair interpretation of the trend. Increased variability in recent times. | variability does not impair interpretation of the trend. Increased variability in recent times. | | |
| Are biologically implausible interannual deviations severe? (e.g. SCRS/2012/039) | moderate | | No tests conducted | No tests conducted | | Unknown | | | | deviations relate to known impacts | deviations relate to known impacts |
| Assessment of data quality and adequacy of data for standardization purpose (e.g. sampling design, sample size, factors considered) | information does not include length frequencies of catches in recent years. Multiple factors and interactions included. Model design takes into account effort distribution. Discussions of data quality touched on | document states LF data was recorded, but it is not presented. Document states series applied to spawners 10+, model is extremely low on factors | data is discussed and method has been adjusted from prior studies accordingly. Paper provides size distribution of sampled catch | information includes length frequencies of catches. Multiple factors included. Sample design and sensitivity runs investigate effort | information includes length frequencies of catches. Multiple factors included. Sample design and sensitivity runs investigate alternative data assumptions/concerns and effort is presented | data is presented and methodology for standardisation explicitly presented. Factors appear to be appropriate | data is presented and methodology for standardisation explicitly presented. Factors appear to be appropriate for a survey | includes trends in forage fish and recent changes in environmental variables. Shows weight frequencies and trends in weight. | includes trends in forage fish and recent changes in environmental variables. Shows weight frequencies and trends in weight. | | |
| Is this CPUE time series continuous? | Yes | Yes | Yes | Yes | Yes | No missing points, although series have been split into time periods | Yes. | yes | yes | | |

Table 9. Technical specifications of the ADAPT-VPA runs investigated for the East Atlantic and Mediterranean bluefin tuna stock (for acronyms of CPUE series, see Table 5).

| Run | Period | CPUE series | SPBB selectivity | F-ratios |
|--------|-----------|---|---|---|
| Run_1 | 1950-2009 | MOSPTRAP, JPNLLEAM, NORPS, JPNLLNEA, SPBB1(1952-1999), SPBB2(2000-2009) As Run 1 but the SPBB are cut into 3: SPBB1 (1952-1963), SPBB2 (1964-2006), SPBB3(2007-2011) | 2-3 SPBB1 (5-6), SPBB2 (2-3), SPBB3(3-6) | As in 2010 As Run 1 |
| Run_3 | 1950-2011 | As Run 1 | SPBB1 (2-3), SPBB2(3-6) | As Run 1 |
| Run_4 | 1950-2011 | As Run_2 without JPNLLNEA | As Run 2 | As Run 1 |
| Run_5 | 1950-2011 | As Run_2 without SPBB | - | As Run 1 |
| Run_6 | 1950-2011 | As Run 2 | As Run 2 | equal to 1 over the whole period estimated |
| Run_7 | 1950-2011 | As Run 2 | As Run 2 | (sd=0.2) |
| Run_8 | 1950-2011 | As Run 2 plus the aerial survey index | As Run 2 | As Run 1 |
| Run_9 | 1950-2011 | As Run 2 | As Run 2 | As Run 1 but with Fratio=0.7 over the last 4 years. |
| Run_10 | 1950-2011 | As Run_2 without NORPS | As Run 2 | As Run 1 |

Table 10. Specifications for computing the partial catch at age associated with the indices of abundance used in the western Atlantic bluefin tuna VPA.

| Index | |
|--|---|
| CAN GSL | SpeciesCode = BFT FlagName = Canada StockID = ATW GearCodes = RR + RRFB + TL Monthc = 8,9,10 |
| CAN SWNS | SpeciesCode = BFT FlagName = Canada StockID = ATW GearCodes = RR + RRFB + TL + HARP Monthc = 8,9,10 |
| US RR<145 | SpeciesCode = BFT FlagName = U.S.A Stock = West GearGroupCode = RR Monthc = 6,7,8,9 Size = 0 - 144 |
| US RR66-114 | SpeciesCode = BFT FlagName = U.S.A Stock = West GearGroupCode = RR Monthc = 6,7,8,9 Size = 66 - 114 |
| US RR115-144 | SpeciesCode = BFT FlagName = U.S.A Stock = West GearGroupCode = RR Monthc = 6,7,8,9 Size = 115 - 144 |
| US RR>195 | SpeciesCode = BFT FlagName = U.S.A Stock = West GearGroupCode = RR Monthc = 7,8,9,10 Size = >195 |
| US RR>177 | SpeciesCode = BFT FlagName = U.S.A Stock = West GearGroupCode = RR Monthc = 7,8,9,10 Size = >177 |
| JPN LL AREA 2 | SpeciesCode = BFT FlagName = Japan StockID = ATW GearGroupCode = LL Monthc = 1-12 |
| LARVAL ZERO INFLATED Years 1975-1981 Years 2004-11 | Used JLL GOM; Historic Series - As estimated for 2010 assessment SpeciesCode = BFT FlagName = U.S.A. StockID = ATW GearGroupCode = LL Monthc = 1-5 |
| US PLL GOM' | SpeciesCode = BFT FlagName = U.S.A. StockID = ATW GearGroupCode = LL Monthc = 1-5 |
| 'JLL GOM' | Historical Series - As estimated for 2010 assessment |
| 'TAGGING' | Assumed Fixed at 1.0 for ages 1-3, 0.0 for ages 4+ |

Table 11. Western Atlantic bluefin tuna. Parameter specifications for the VPA continuity run (0) and sensitivity analyses (runs 1-16). Differences from the continuity run (0) are highlighted in gray.

| Run number | 0,1,4,5-16 | 2 | 3 |
|---|---|---------------|---------------|
| First Age | 1 | 1 | 1 |
| Plus Group Age | 16+ | 16+ | 16+ |
| First Year | 1970 | 1970 | 1970 |
| Last Year | 2011 | 2011 | 2011 |
| Natural Mortality | 0.14 all ages | 0.14 all ages | 0.14 all ages |
| Maturity | Same as 2010: Knife-Edged; 0.0 for ages 0-8; 1.0 at 9+ | | |
| Constraint on Vulnerability (Applied to Last N Years; Std Dev; First Age - Last Age) | 3; 0.5; 1-15 | none | 3; 1.0; 1-9 |
| F in last year | Estimated for ages 1-15 | | |
| F-ratio | Fixed at 1.0 for all years | | |
| Index Weighting | Indices equally weighted (estimate a single variance parameter common to all indices) | | |
| Bootstrap Specifications | If bootstrapped, used Stine correction (see VPA-2Box manual, ICCAT Software Catalog) | | |

Table 12. Eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna. Summary of the values of the reference points for the different scenarios for recruitment and historical catch levels

| Recruitment scenario | Catch level | SSB/SSB _{F_{0.1}} | F/F _{0.1} |
|----------------------|-------------|------------------------------------|--------------------|
| High | Inflated | 0.37 | 0.36 |
| High | Reported | 0.37 | 0.69 |
| Low | Inflated | 1.17 | 0.36 |
| Low | Reported | 0.89 | 0.70 |
| Medium | Inflated | 0.77 | 0.36 |
| Medium | Reported | 0.63 | 0.70 |

Table 13 Eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna. Summary of the values of the current fishing mortality and spawning stock biomass for the different scenarios for recruitment and historical catch levels.

| Reference point | Recruitment scenario | Catch level | Quantile 10% | Median | Quantile 90% |
|--------------------------------|----------------------|-------------|--------------|---------|--------------|
| F _{0.1} | High | Inflated | 0.08 | 0.08 | 0.09 |
| F _{0.1} | High | Reported | 0.09 | 0.10 | 0.13 |
| F _{0.1} | Low | Inflated | 0.08 | 0.08 | 0.09 |
| F _{0.1} | Low | Reported | 0.09 | 0.10 | 0.13 |
| F _{0.1} | Medium | Inflated | 0.08 | 0.08 | 0.09 |
| F _{0.1} | Medium | Reported | 0.09 | 0.10 | 0.13 |
| SSB _{F_{0.1}} | High | Inflated | 1069000 | 1087000 | 1100000 |
| SSB _{F_{0.1}} | High | Reported | 739000 | 774400 | 805900 |
| SSB _{F_{0.1}} | Low | Inflated | 337100 | 342300 | 346500 |
| SSB _{F_{0.1}} | Low | Reported | 303800 | 318500 | 331200 |
| SSB _{F_{0.1}} | Medium | Inflated | 515600 | 523800 | 530000 |
| SSB _{F_{0.1}} | Medium | Reported | 431100 | 452400 | 470000 |

Table 14. Eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna. Change in recruitment levels between run 15 in 2010 and run 2 in 2012. Increase means that the recruitment for that time period is higher than the same time period in the 2010 assessment.

| | High (1990-2000) | Med (1950-2006) | Low (1970-1980) |
|----------|------------------|-----------------|-----------------|
| Reported | -0.92% | 1.12% | -0.04% |
| Inflated | 4.19% | 1.11% | -1.44% |

Table 15. Estimated benchmarks and reference points with 80% confidence intervals for western Atlantic bluefin tuna. The labels “Deterministic” and “Run 0” refer to the maximum likelihood (point) estimates. The confidence limits (CL), median and standard deviation are calculated from the bootstrap replicates.

| Low Recruitment | | | | | |
|-----------------|------------|------------|------------|---------------|------------|
| MEASURE | LOWER CL | MEDIAN | UPPER CL | DETERMINISTIC | STD. DEV. |
| Fat MSY | 0.14 | 0.17 | 0.19 | 0.17 | 0.02 |
| MSY | 2451.7 | 2634.1 | 2834.3 | 2651.5 | 154.8 |
| Y/R at MSY | 29.4 | 30.5 | 31.3 | 30.6 | 0.8 |
| S/R at MSY | 142.9 | 150.1 | 157.1 | 149.5 | 5.6 |
| SPR AT MSY | 0.21 | 0.22 | 0.23 | 0.22 | 0.01 |
| SSB AT MSY | 12717.2 | 12943.5 | 13267.5 | 12962.5 | 218.2 |
| Fat max. Y/R | 0.18 | 0.20 | 0.22 | 0.20 | 0.02 |
| Y/R maximum | 29.70 | 30.75 | 31.59 | 30.85 | 0.78 |
| S/R at Fmax | 107.17 | 115.83 | 122.37 | 114.85 | 6.10 |
| SPR at Fmax | 0.16 | 0.17 | 0.18 | 0.17 | 0.01 |
| SSB at Fmax | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| F 0.1 | 0.10 | 0.11 | 0.12 | 0.11 | 0.01 |
| Y/R at F0.1 | 27.48 | 28.27 | 28.96 | 28.37 | 0.60 |
| S/R at F0.1 | 220.05 | 231.89 | 241.13 | 230.69 | 8.56 |
| SPR at F0.1 | 0.33 | 0.35 | 0.36 | 0.34 | 0.01 |
| SSB at F0.1 | 18475.5 | 19985.8 | 21708.3 | 20007.2 | 1240.1 |

| High Recruitment | | | | | |
|------------------|------------|------------|------------|------------|--------------|
| MEASURE | LOWER CL | MEDIAN | UPPER CL | RUN 0 | STD. DEV. |
| Fat MSY | 0.06 | 0.06 | 0.07 | 0.06 | 0.01 |
| MSY | 5735.6 | 6472.3 | 7500.1 | 6493.1 | 697.6 |
| Y/R at MSY | 22.0 | 23.3 | 24.5 | 23.3 | 1.0 |
| S/R at MSY | 324.4 | 338.3 | 351.7 | 338.7 | 10.8 |
| SPR AT MSY | 0.48 | 0.50 | 0.52 | 0.51 | 0.02 |
| SSB AT MSY | 77288.5 | 93621.1 | 116679.0 | 94264.4 | 15827.1 |
| Fat max. Y/R | 0.18 | 0.20 | 0.22 | 0.20 | 0.02 |
| Y/R maximum | 29.72 | 30.76 | 31.59 | 30.85 | 0.78 |
| S/R at Fmax | 107.11 | 115.74 | 122.32 | 114.81 | 6.10 |
| SPR at Fmax | 0.16 | 0.17 | 0.18 | 0.17 | 0.01 |
| SSB at Fmax | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 384.8 |
| F 0.1 | 0.10 | 0.11 | 0.12 | 0.11 | 0.01 |
| Y/R at F0.1 | 27.50 | 28.29 | 28.95 | 28.38 | 0.60 |
| S/R at F0.1 | 219.96 | 232.11 | 241.33 | 230.59 | 8.56 |
| SPR at F0.1 | 0.33 | 0.35 | 0.36 | 0.34 | 0.01 |
| SSB at F0.1 | 33169.6 | 41027.8 | 46114.6 | 40220.2 | 5144.6 |

Table 16. Western Atlantic bluefin tuna: Annual probability that $F < F_{MSY}$ at various levels of total allowable catch. The current TAC of 1,750 t is highlighted in bold.

A) Low Recruitment

| Probability that $F < F_{MSY}$ (No Overfishing) | | | | | | | | |
|---|--------------|--------------|---------------|--------------|--------------|---------------|--------------|--------------|
| TAC | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 |
| 1600 mt | 99.8% | 100.0% | 100.0% | 100.0% | 100.0% | 100.0% | 100.0% | 100.0% |
| 1700 mt | 99.8% | 100.0% | 100.0% | 100.0% | 100.0% | 100.0% | 100.0% | 100.0% |
| 1750 mt | 99.8% | 99.8% | 100.0% | 99.8% | 99.8% | 100.0% | 99.8% | 99.8% |
| 1800 mt | 99.8% | 99.6% | 99.6% | 99.6% | 99.8% | 99.8% | 99.8% | 99.8% |
| 1900 mt | 99.8% | 99.4% | 99.6% | 99.6% | 99.6% | 99.6% | 99.8% | 99.8% |
| 2000 mt | 99.8% | 99.4% | 99.4% | 99.4% | 99.4% | 99.4% | 99.4% | 99.4% |
| 2100 mt | 99.8% | 98.6% | 98.8% | 98.4% | 98.2% | 99.0% | 99.2% | 99.0% |
| 2200 mt | 99.8% | 97.8% | 97.6% | 97.0% | 97.0% | 97.6% | 97.8% | 98.0% |
| 2300 mt | 99.8% | 96.0% | 96.4% | 94.6% | 94.4% | 95.6% | 95.0% | 95.0% |
| 2400 mt | 99.8% | 94.0% | 93.4% | 90.2% | 90.0% | 92.4% | 90.8% | 90.2% |
| 2500 mt | 99.8% | 91.2% | 90.0% | 86.0% | 85.2% | 87.0% | 86.2% | 84.2% |
| 2600 mt | 99.8% | 86.8% | 85.4% | 81.8% | 81.0% | 81.4% | 80.6% | 79.2% |
| 2700 mt | 99.8% | 82.8% | 81.2% | 76.0% | 74.0% | 74.8% | 72.4% | 70.0% |
| 2800 mt | 99.8% | 78.6% | 76.0% | 69.0% | 67.0% | 67.6% | 64.6% | 61.0% |
| 2900 mt | 99.8% | 73.6% | 69.6% | 62.0% | 58.0% | 59.2% | 55.8% | 52.8% |
| 3000 mt | 99.8% | 66.6% | 62.8% | 53.2% | 50.8% | 51.4% | 48.0% | 44.6% |
| 3100 mt | 99.8% | 59.8% | 54.6% | 45.6% | 42.8% | 43.6% | 40.2% | 34.6% |
| 3200 mt | 99.8% | 51.8% | 48.2% | 39.4% | 36.0% | 35.6% | 31.2% | 27.8% |
| 3300 mt | 99.8% | 45.4% | 42.2% | 33.0% | 29.0% | 29.4% | 26.4% | 22.8% |
| 3400 mt | 99.8% | 41.8% | 36.6% | 28.6% | 25.4% | 24.4% | 21.2% | 16.2% |
| 3500 mt | 99.8% | 36.0% | 30.8% | 23.2% | 20.0% | 19.4% | 14.6% | 11.6% |

B) High Recruitment

| Probability that $F < F_{MSY}$ (No Overfishing) | | | | | | | | |
|---|-------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| TAC | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 |
| 400 mt | 7.6% | 100.0% | 100.0% | 100.0% | 100.0% | 100.0% | 100.0% | 100.0% |
| 500 mt | 7.6% | 100.0% | 100.0% | 100.0% | 100.0% | 100.0% | 100.0% | 100.0% |
| 600 mt | 7.6% | 100.0% | 100.0% | 100.0% | 100.0% | 100.0% | 100.0% | 100.0% |
| 700 mt | 7.6% | 99.6% | 100.0% | 100.0% | 100.0% | 100.0% | 100.0% | 100.0% |
| 800 mt | 7.6% | 99.0% | 99.4% | 99.6% | 99.6% | 100.0% | 100.0% | 100.0% |
| 900 mt | 7.6% | 95.4% | 97.4% | 98.4% | 99.2% | 99.6% | 99.6% | 99.8% |
| 1000 mt | 7.6% | 89.4% | 92.4% | 94.2% | 96.6% | 98.4% | 99.2% | 99.6% |
| 1100 mt | 7.6% | 79.8% | 85.0% | 86.8% | 89.8% | 95.0% | 96.6% | 98.0% |
| 1200 mt | 7.6% | 66.6% | 75.2% | 77.8% | 82.6% | 88.4% | 91.2% | 93.2% |
| 1300 mt | 7.6% | 52.0% | 61.8% | 66.2% | 71.8% | 80.6% | 83.4% | 85.6% |
| 1400 mt | 7.6% | 39.2% | 47.6% | 51.8% | 60.2% | 69.8% | 73.6% | 79.0% |
| 1500 mt | 7.6% | 30.4% | 37.8% | 41.4% | 46.8% | 57.4% | 63.8% | 67.6% |
| 1600 mt | 7.6% | 18.6% | 27.6% | 30.4% | 37.8% | 46.0% | 53.0% | 56.6% |
| 1700 mt | 7.6% | 13.0% | 17.8% | 20.8% | 28.2% | 37.2% | 42.4% | 45.8% |
| 1750 mt | 7.6% | 11.8% | 14.6% | 17.2% | 23.0% | 32.2% | 37.6% | 41.8% |
| 1800 mt | 7.6% | 8.8% | 12.6% | 13.4% | 19.4% | 28.0% | 31.8% | 35.8% |
| 1900 mt | 7.6% | 5.8% | 9.2% | 10.2% | 12.4% | 20.4% | 24.2% | 27.8% |
| 2000 mt | 7.6% | 3.0% | 5.2% | 6.6% | 9.2% | 12.4% | 17.8% | 20.2% |
| 2100 mt | 7.6% | 2.2% | 2.8% | 3.6% | 5.2% | 9.4% | 11.0% | 13.0% |
| 2200 mt | 7.6% | 1.8% | 2.2% | 2.6% | 3.0% | 5.6% | 7.4% | 8.8% |
| 2300 mt | 7.6% | 1.2% | 1.6% | 2.0% | 2.6% | 3.4% | 4.6% | 6.4% |

Table 17. Western Atlantic bluefin tuna: Annual probability that SSB > SSB_{MSY} at various levels of total allowable catch. The current TAC of 1,750 t is highlighted in bold.

A) Low Recruitment

| Probability that SSB > SSB _{MSY} (Not Overfished) | | | | | | | | |
|--|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| TAC | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 |
| 1600 mt | 98.0% | 96.8% | 95.6% | 96.4% | 95.6% | 97.4% | 98.8% | 99.4% |
| 1700 mt | 98.0% | 96.8% | 95.0% | 96.2% | 95.2% | 96.8% | 98.0% | 98.8% |
| 1750 mt | 98.0% | 96.6% | 94.4% | 95.8% | 94.4% | 96.6% | 97.4% | 98.2% |
| 1800 mt | 98.0% | 96.6% | 94.4% | 95.4% | 93.6% | 96.2% | 96.8% | 98.0% |
| 1900 mt | 98.0% | 96.6% | 94.4% | 95.0% | 93.2% | 95.0% | 95.8% | 97.0% |
| 2000 mt | 98.0% | 96.6% | 94.0% | 94.4% | 92.4% | 93.6% | 94.0% | 95.4% |
| 2100 mt | 98.0% | 96.6% | 93.8% | 94.2% | 90.8% | 92.0% | 93.4% | 93.8% |
| 2200 mt | 98.0% | 96.4% | 93.4% | 93.8% | 89.0% | 89.4% | 91.2% | 92.2% |
| 2300 mt | 98.0% | 96.4% | 92.8% | 93.2% | 87.4% | 87.2% | 89.8% | 89.4% |
| 2400 mt | 98.0% | 96.2% | 92.4% | 92.6% | 85.2% | 85.4% | 87.4% | 86.4% |
| 2500 mt | 98.0% | 96.2% | 92.2% | 91.6% | 83.8% | 84.2% | 84.2% | 84.0% |
| 2600 mt | 98.0% | 96.2% | 91.4% | 90.4% | 81.6% | 82.0% | 80.2% | 79.8% |
| 2700 mt | 98.0% | 96.2% | 91.0% | 88.6% | 80.4% | 78.4% | 77.4% | 76.0% |
| 2800 mt | 98.0% | 96.2% | 90.4% | 88.0% | 78.4% | 76.2% | 74.6% | 71.6% |
| 2900 mt | 98.0% | 96.0% | 89.6% | 86.6% | 77.0% | 72.8% | 69.8% | 66.8% |
| 3000 mt | 98.0% | 95.8% | 89.0% | 85.4% | 74.2% | 70.2% | 66.6% | 62.0% |
| 3100 mt | 98.0% | 95.6% | 87.4% | 83.2% | 70.2% | 67.6% | 61.0% | 55.6% |
| 3200 mt | 98.0% | 95.0% | 86.8% | 81.8% | 67.2% | 63.2% | 56.6% | 51.8% |
| 3300 mt | 98.0% | 95.0% | 86.4% | 81.2% | 65.8% | 58.0% | 52.8% | 47.4% |
| 3400 mt | 98.0% | 94.8% | 84.6% | 79.8% | 63.2% | 55.2% | 48.4% | 42.2% |
| 3500 mt | 98.0% | 94.8% | 83.8% | 78.2% | 60.0% | 51.8% | 44.0% | 38.2% |

B) High Recruitment

| Probability that SSB > SSB _{MSY} (Not Overfished) | | | | | | | | |
|--|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| TAC | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 |
| 400 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 500 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 600 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 700 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 800 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 900 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 1000 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 1100 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 1200 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 1300 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 1400 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 1500 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 1600 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 1700 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 1750 mt | 0.0% |
| 1800 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 1900 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 2000 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 2100 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 2200 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 2300 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |

Table 18. Western Atlantic bluefin tuna: Annual joint probability that $F < F_{MSY}$ and $SSB > SSB_{MSY}$ at various levels of total allowable catch. The current TAC of 1,750 t is highlighted in bold.

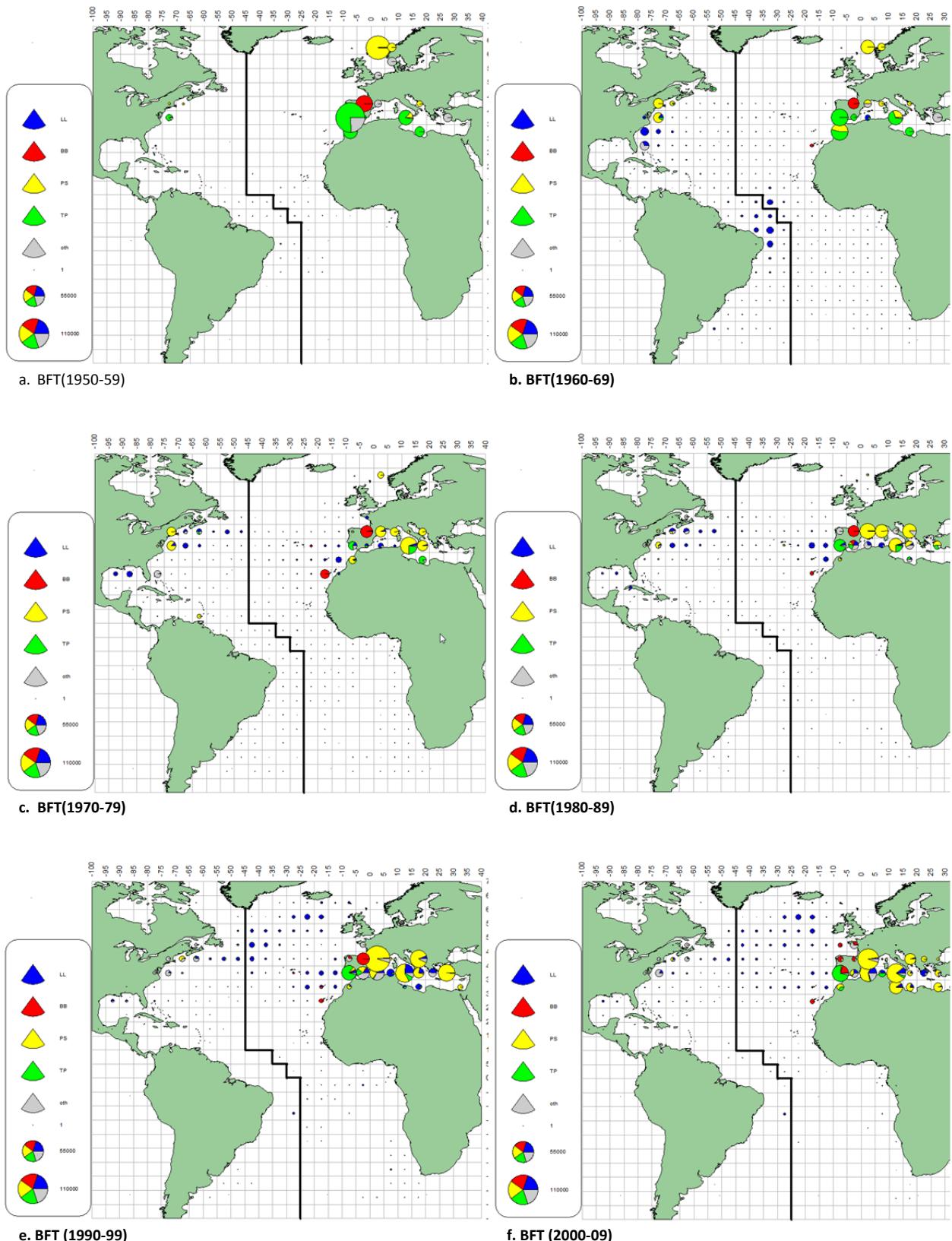
A) Low Recruitment

B) High Recruitment

| Probability that $F < F_{MSY}$ and $SSB > SSB_{MSY}$ (No Overfishing and Not Overfished) | | | | | | | | |
|--|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| TAC | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 |
| 1600 mt | 98.0% | 96.8% | 95.6% | 96.4% | 95.6% | 97.4% | 98.8% | 99.4% |
| 1700 mt | 98.0% | 96.8% | 95.0% | 96.2% | 95.2% | 96.8% | 98.0% | 98.8% |
| 1750 mt | 98.0% | 96.6% | 94.4% | 95.8% | 94.4% | 96.6% | 97.4% | 98.2% |
| 1800 mt | 98.0% | 96.6% | 94.4% | 95.4% | 93.6% | 96.2% | 96.8% | 98.0% |
| 1900 mt | 98.0% | 96.6% | 94.4% | 95.0% | 93.2% | 95.0% | 95.8% | 97.0% |
| 2000 mt | 98.0% | 96.6% | 94.0% | 94.4% | 92.4% | 93.6% | 94.0% | 95.4% |
| 2100 mt | 98.0% | 96.6% | 93.8% | 94.2% | 90.8% | 92.0% | 93.4% | 93.8% |
| 2200 mt | 98.0% | 96.2% | 93.4% | 93.8% | 89.0% | 89.4% | 91.2% | 92.2% |
| 2300 mt | 98.0% | 95.2% | 92.8% | 92.4% | 87.0% | 87.2% | 89.6% | 89.4% |
| 2400 mt | 98.0% | 94.0% | 91.4% | 90.0% | 84.2% | 85.2% | 86.8% | 86.2% |
| 2500 mt | 98.0% | 91.2% | 88.8% | 85.4% | 82.6% | 83.4% | 83.6% | 82.6% |
| 2600 mt | 98.0% | 86.8% | 85.2% | 81.8% | 79.2% | 79.8% | 78.6% | 77.4% |
| 2700 mt | 98.0% | 82.8% | 81.0% | 76.0% | 73.8% | 74.2% | 71.8% | 69.6% |
| 2800 mt | 98.0% | 78.6% | 76.0% | 69.0% | 67.0% | 67.6% | 64.6% | 60.6% |
| 2900 mt | 98.0% | 73.6% | 69.6% | 62.0% | 58.0% | 59.0% | 55.6% | 52.6% |
| 3000 mt | 98.0% | 66.6% | 62.8% | 53.2% | 50.8% | 51.4% | 48.0% | 44.6% |
| 3100 mt | 98.0% | 59.8% | 54.6% | 45.6% | 42.8% | 43.6% | 40.2% | 34.6% |
| 3200 mt | 98.0% | 51.8% | 48.2% | 39.4% | 36.0% | 35.6% | 31.2% | 27.8% |
| 3300 mt | 98.0% | 45.4% | 42.2% | 33.0% | 29.0% | 29.4% | 26.4% | 22.8% |
| 3400 mt | 98.0% | 41.8% | 36.6% | 28.6% | 25.4% | 24.4% | 21.2% | 16.2% |
| 3500 mt | 98.0% | 36.0% | 30.8% | 23.2% | 20.0% | 19.4% | 14.6% | 11.6% |

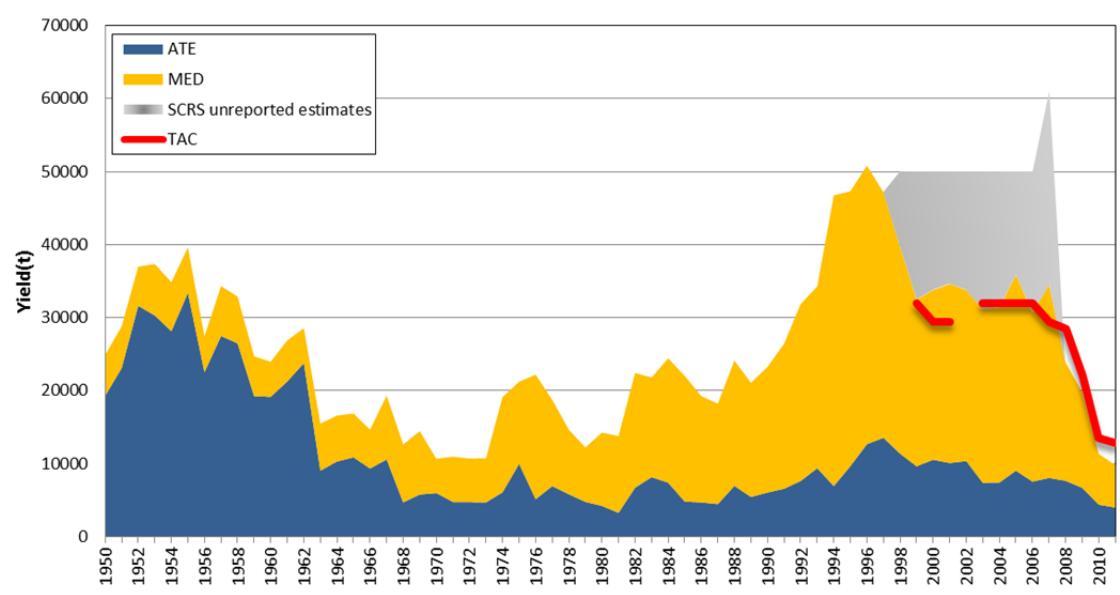
Probability that $F < F_{MSY}$ and $SSB > SSB_{MSY}$ (No Overfishing and Not Overfished)

| TAC | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 |
|----------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| 400 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 500 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 600 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 700 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 800 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 900 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 1000 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 1100 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 1200 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 1300 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 1400 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 1500 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 1600 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 1700 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 1750 mt | 0.0% |
| 1800 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 1900 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 2000 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 2100 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 2200 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 2300 mt | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |



BFT-Figure 1. Estimated task I catch distribution (5x5 lat long) of bluefin tuna, by decade (1950-2009) and by major gear.

BFT -East Atlantic stock (Task-I) by region



BFT -EAST Atlantic stock (Task-I) by major gear

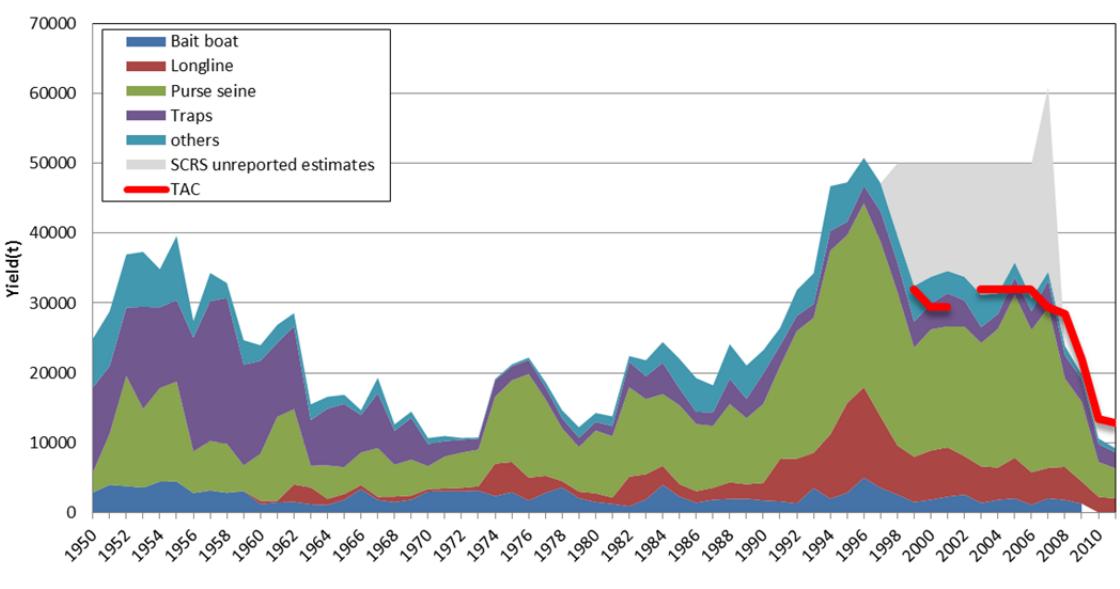


Figure 2. Eastern Atlantic and Mediterranean bluefin reported and estimated catches by area. The estimated catches are indicated by the gray area, and the TAC is indicated by the red line.

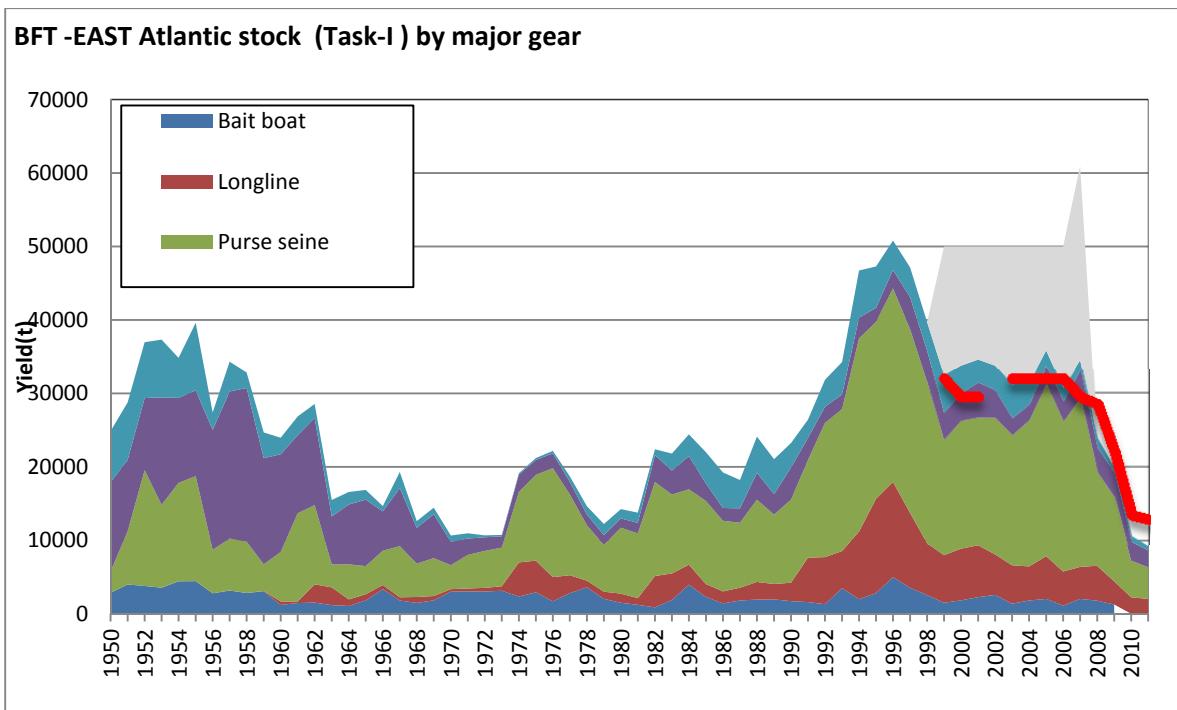


Figure 3. Eastern Atlantic and Mediterranean bluefin reported and estimated catches by main gears. The estimated catches are indicated by the gray area, and the TAC is indicated by the red line.

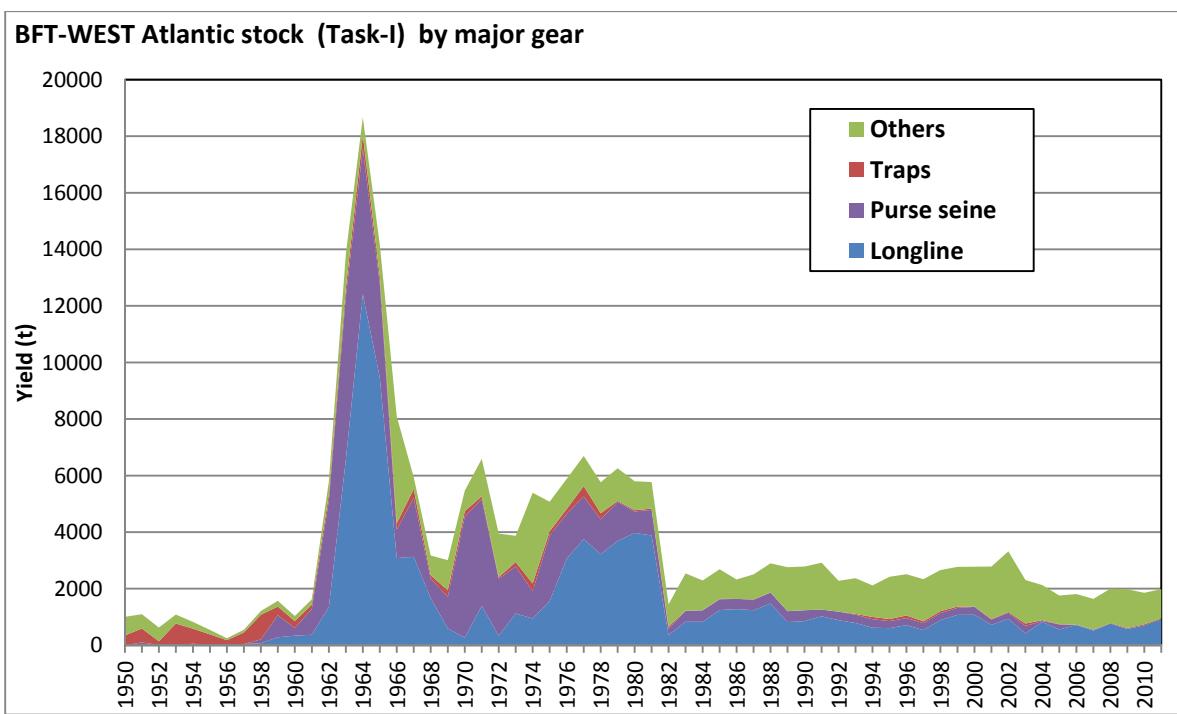


Figure 4. Western Atlantic bluefin tuna reported catch by year and main gears.

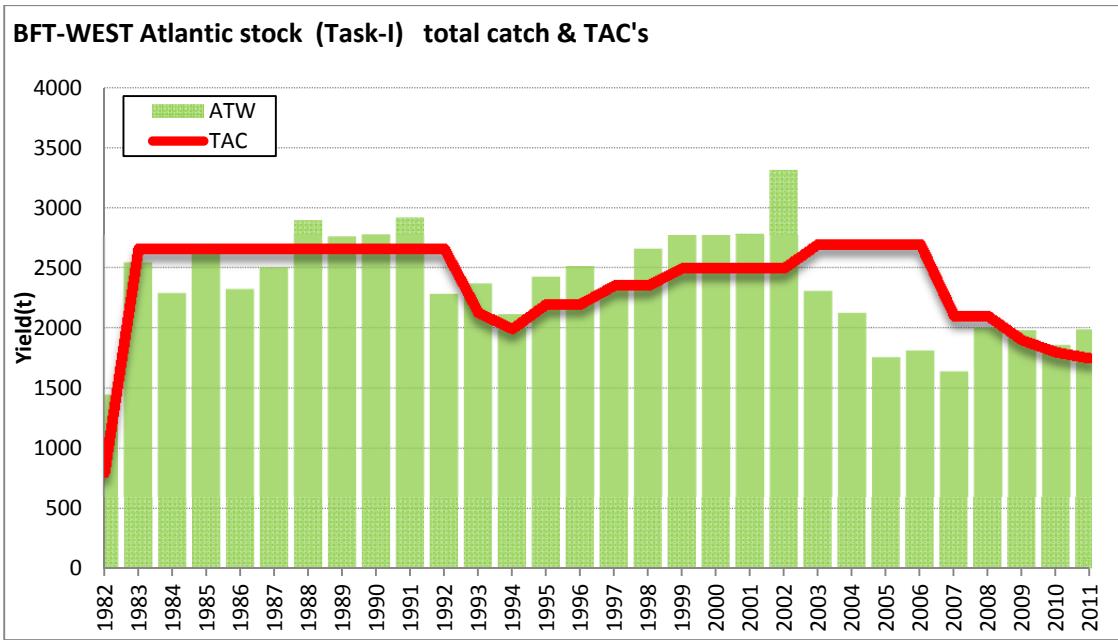


Figure 5. Western Atlantic bluefin tuna reported annual catch (bars) and the corresponding annual TAC (red line).

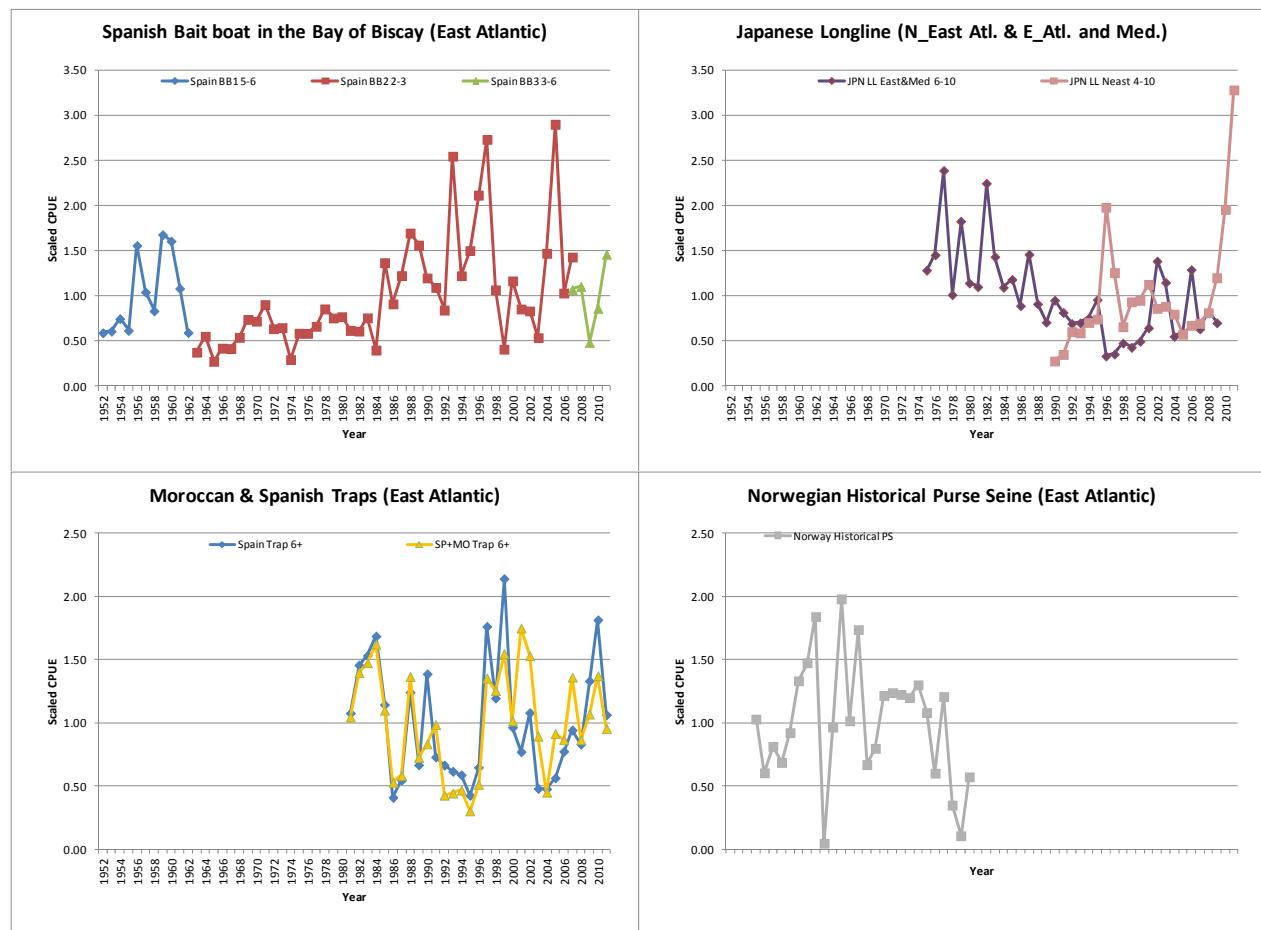


Figure 6. Plots of the CPUE time series fishery indicators for the East Atlantic and Mediterranean bluefin tuna stock used in the 2012 stock assessment. All CPUE series are standardized series except the nominal Norway PS Index. The Spanish BB series (top left panel) was split in three series to account for changes in selectivity patterns.

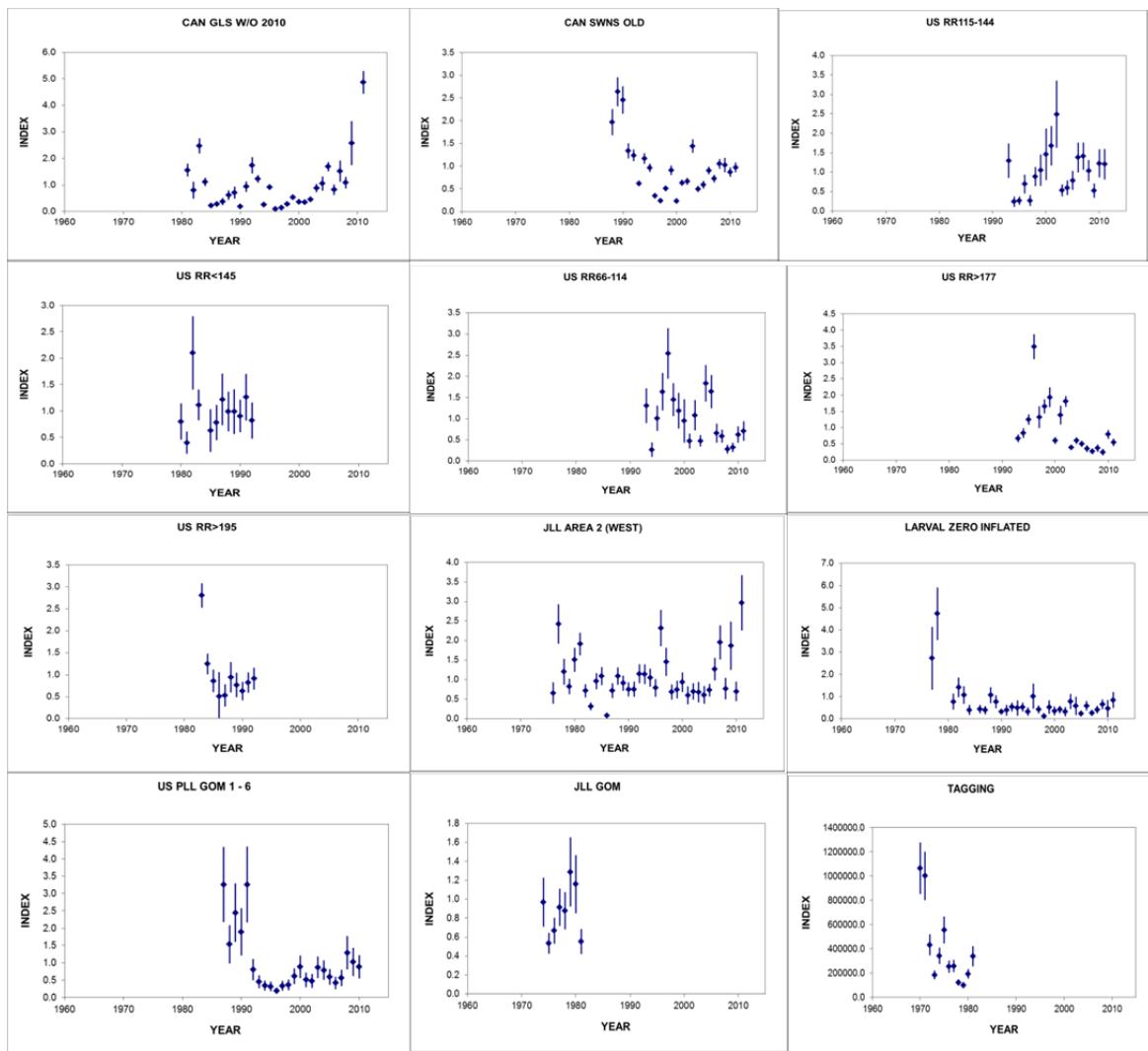


Figure 7. Indices of abundance used in the base VPA model of western bluefin tuna (with standard errors).

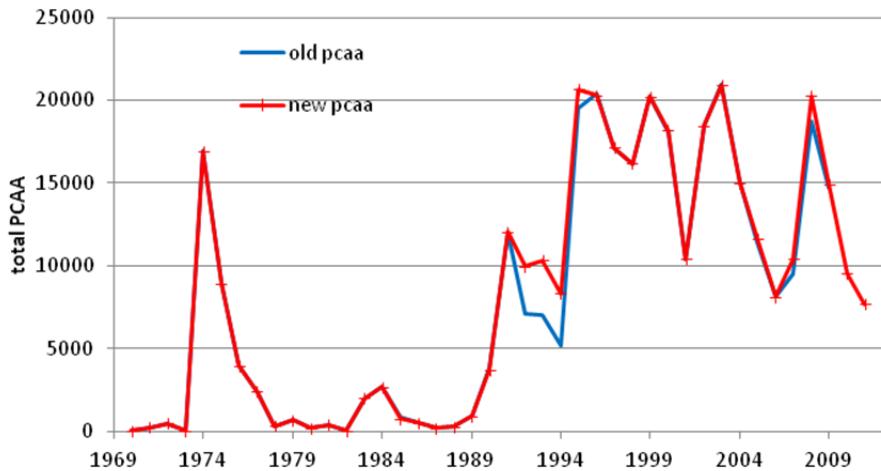


Figure 8. Total number of fish in the partial catch at age estimated in 2010 for the Japanese longline fishery in the North East Atlantic (in blue) and the one estimated by the group (in red) without considering months February and March.

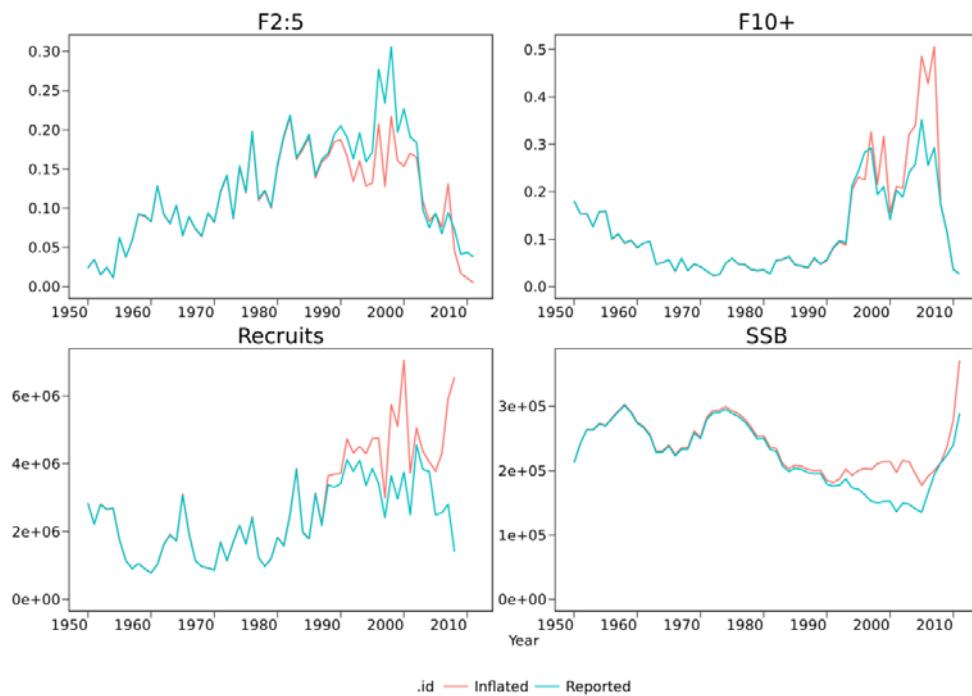


Figure 9. Eastern bluefin tuna. Results for the run 2 (*reported and inflated*) showing time series of fishing mortality at ages 2-5 (top left), fishing mortality at ages 10+ (top right), recruits with the three last years removed because of it is not possible to estimate recent recruitment reliably from the catch-at-age analysis VPA issue (bottom left), and SSB (bottom right).

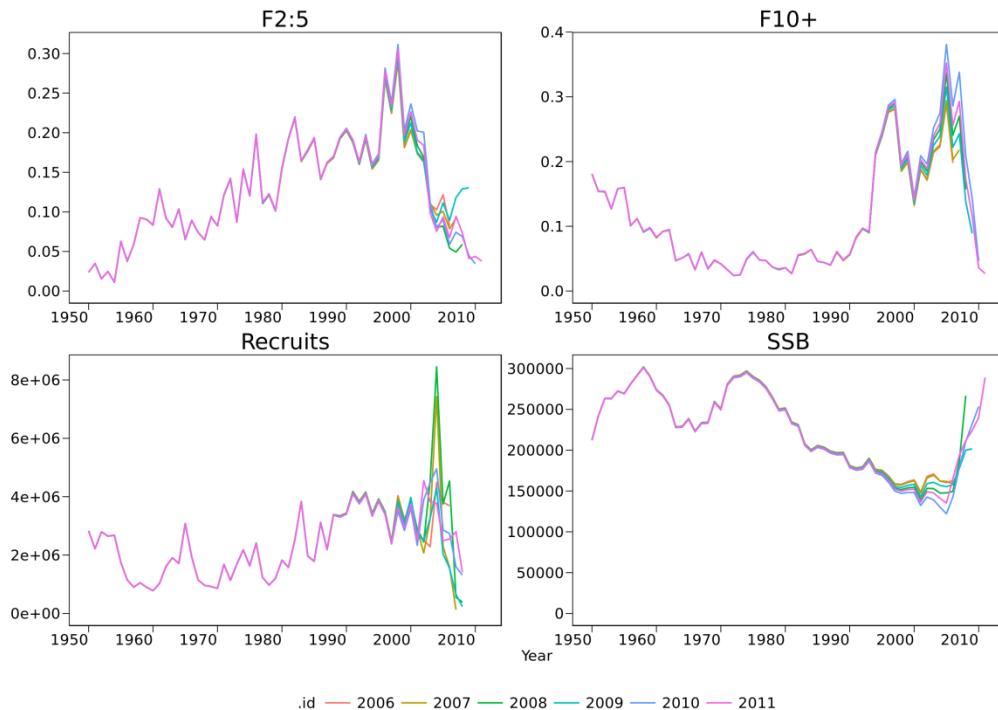


Figure 10. Eastern bluefin tuna. Retrospective runs for the Run 2 (*reported catch*) showing time series of fishing mortality at ages 2-5 (top left), fishing mortality at ages 10+ (top right), recruits with the three last removed because of it is not possible to estimate recent recruitment reliably from the catch-at-age analysis (bottom left), and SSB (bottom right).

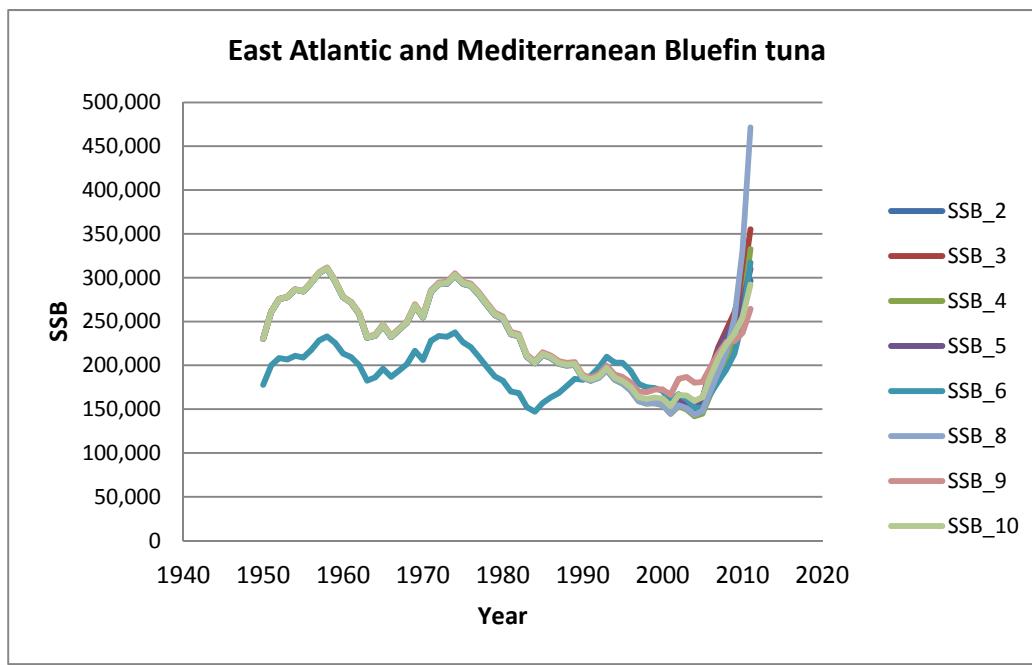


Figure 11. Eastern bluefin tuna SSB estimates by run 2 and sensitivity runs. For 1950 to the late 1990s SSB estimates are very similar except run 6 where the SSB peaks at 237,000 t in the mid-1970s instead of above 300,000 t in all other runs.

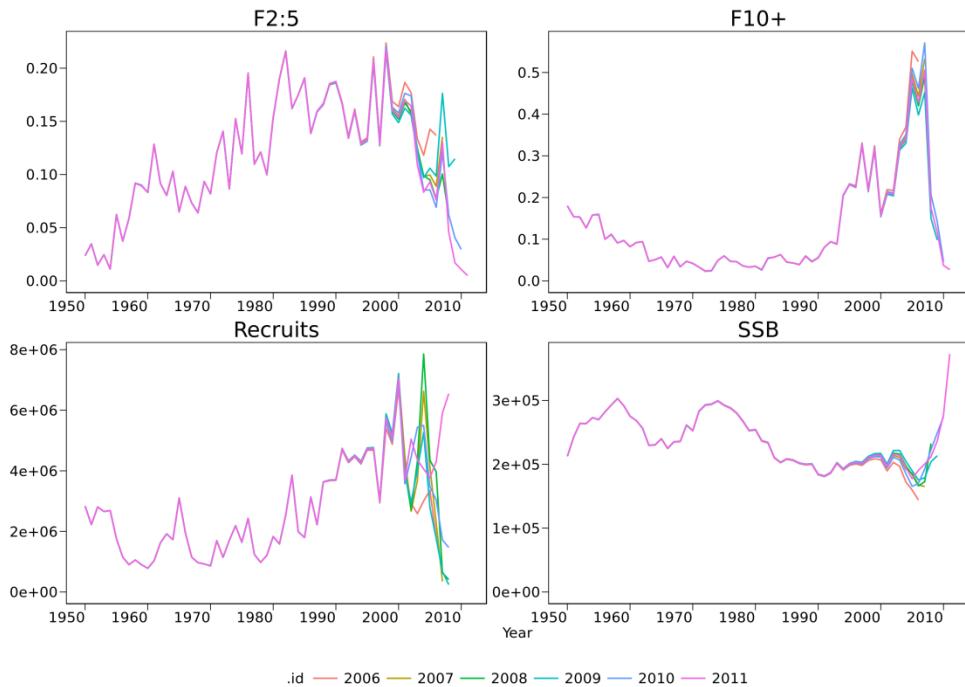


Figure 12. Eastern bluefin tuna. Retrospective runs for the Run 2 (*inflated catch, i.e., catch raised to 50,000 tonnes from 1998 to 2006 and to 61,000 tonnes in 2007, but no inflation of the reported catch since 2008*) showing time series of fishing mortality at ages 2-5 (top left), fishing mortality at ages 10+ (top right), recruits with the three last removed because of it is not possible to estimate recent recruitment reliably from the catch-at-age analysis (bottom left), and SSB (bottom right).

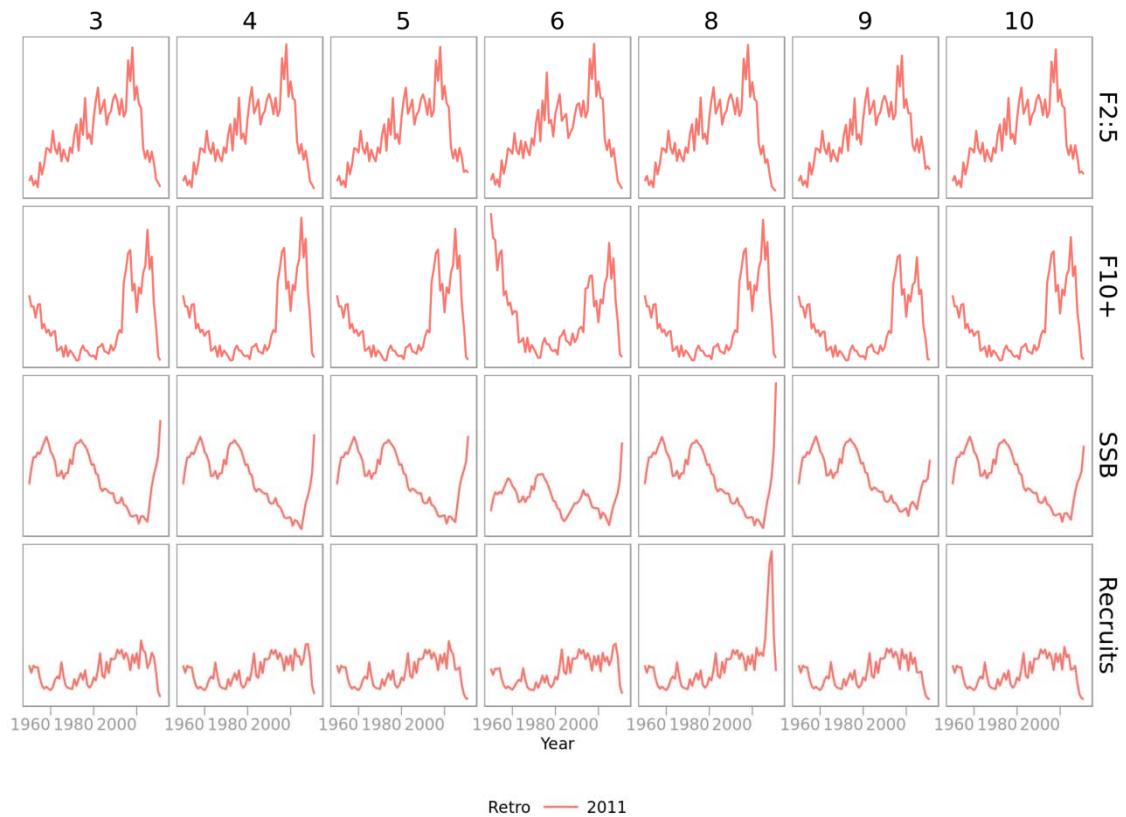


Figure 13. Eastern bluefin tuna. Runs for the seven sensitivity runs (columns; Table 9) using the reported catch showing time series of fishing mortality at ages 2-5 (first row panels), fishing mortality at ages 10+ (second row panels), SSB (third row panels), and recruits (fourth row panels).

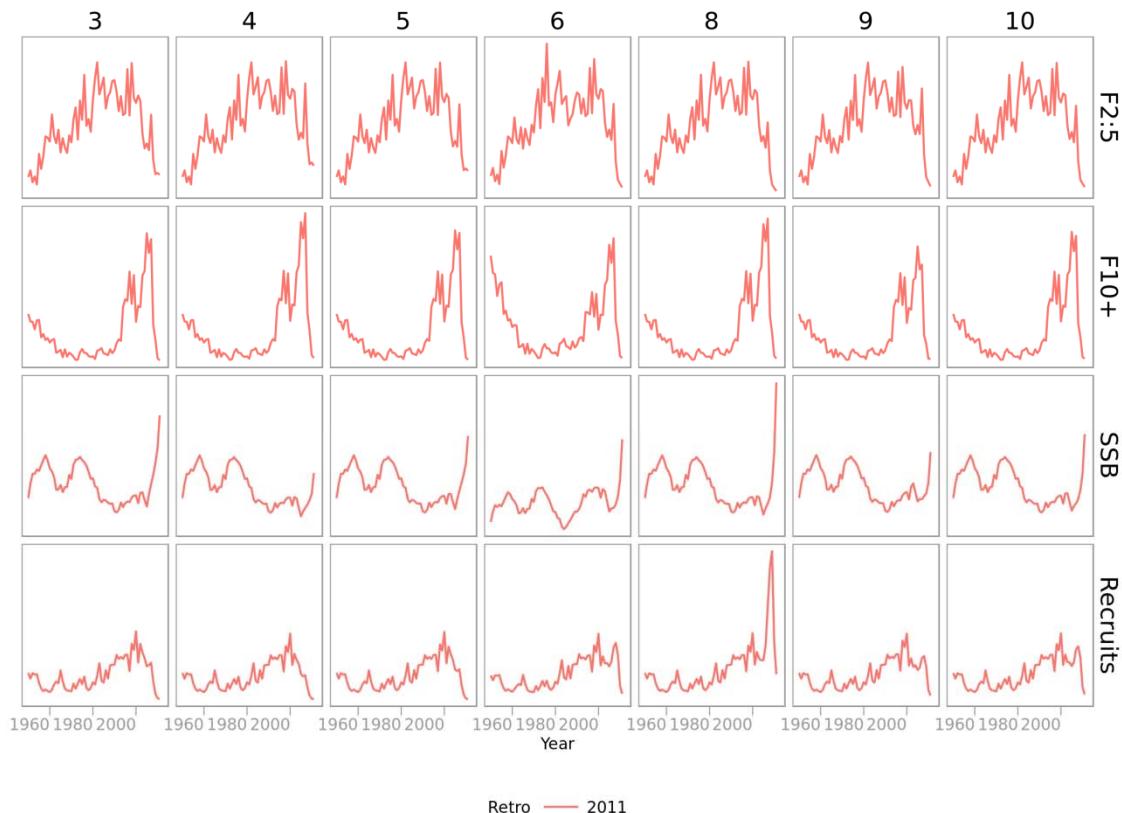


Figure 14. Eastern bluefin tuna. Runs for the seven sensitivity runs (columns; Table 9) using the inflated catch (i.e., catch raised to 50,000 tonnes from 1998 to 2006 and to 61,000 tonnes in 2007, but no inflation of the reported catch since 2008) showing time series of fishing mortality at ages 2-5 (first row panels), fishing mortality at ages 10+ (second row panels), SSB (third row panels), and recruits (fourth row panels).

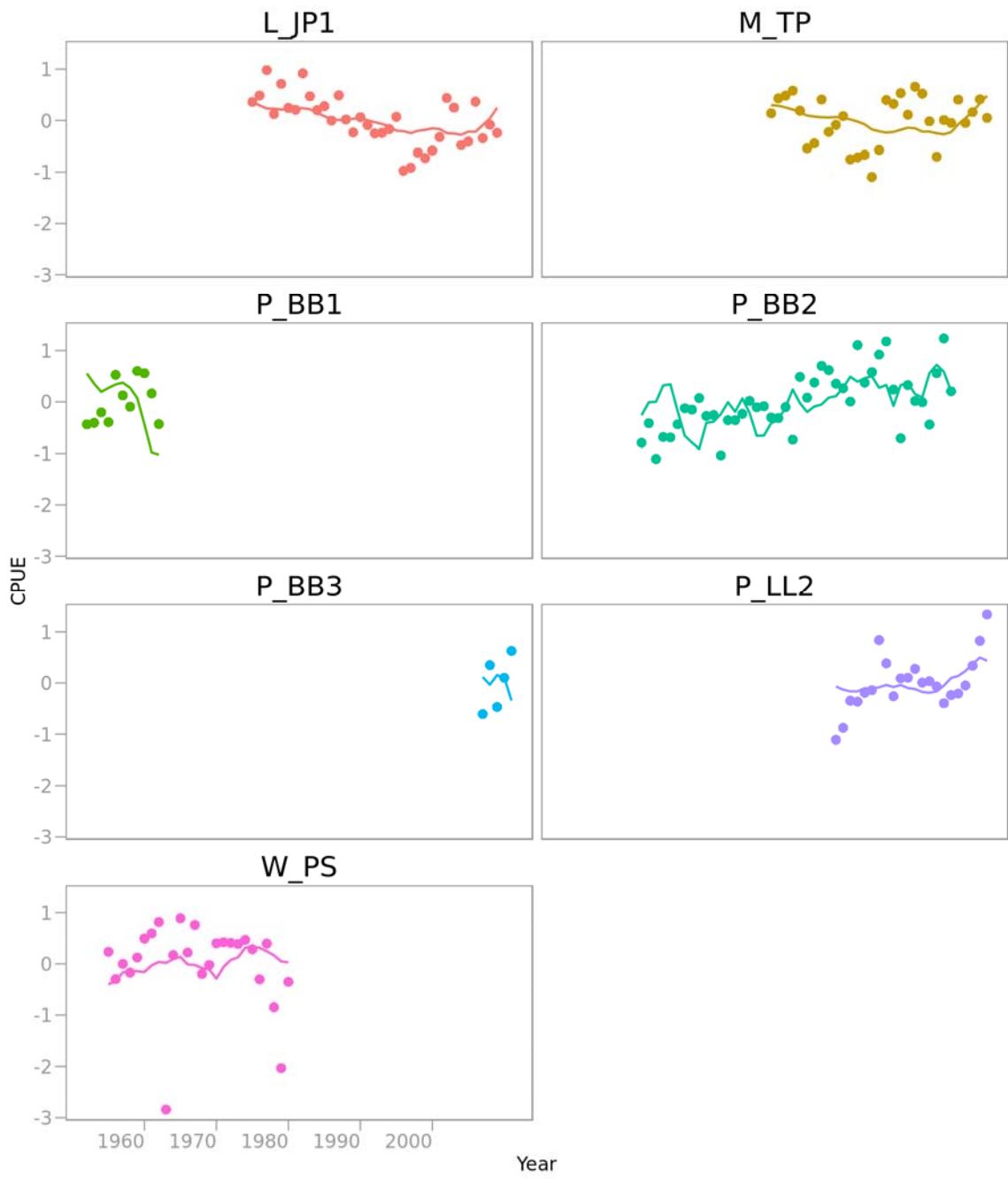


Figure 15. Eastern bluefin tuna. CPUE series (points) and fitted values (lines) resulting from the VPA of Run 2 using reported catch.

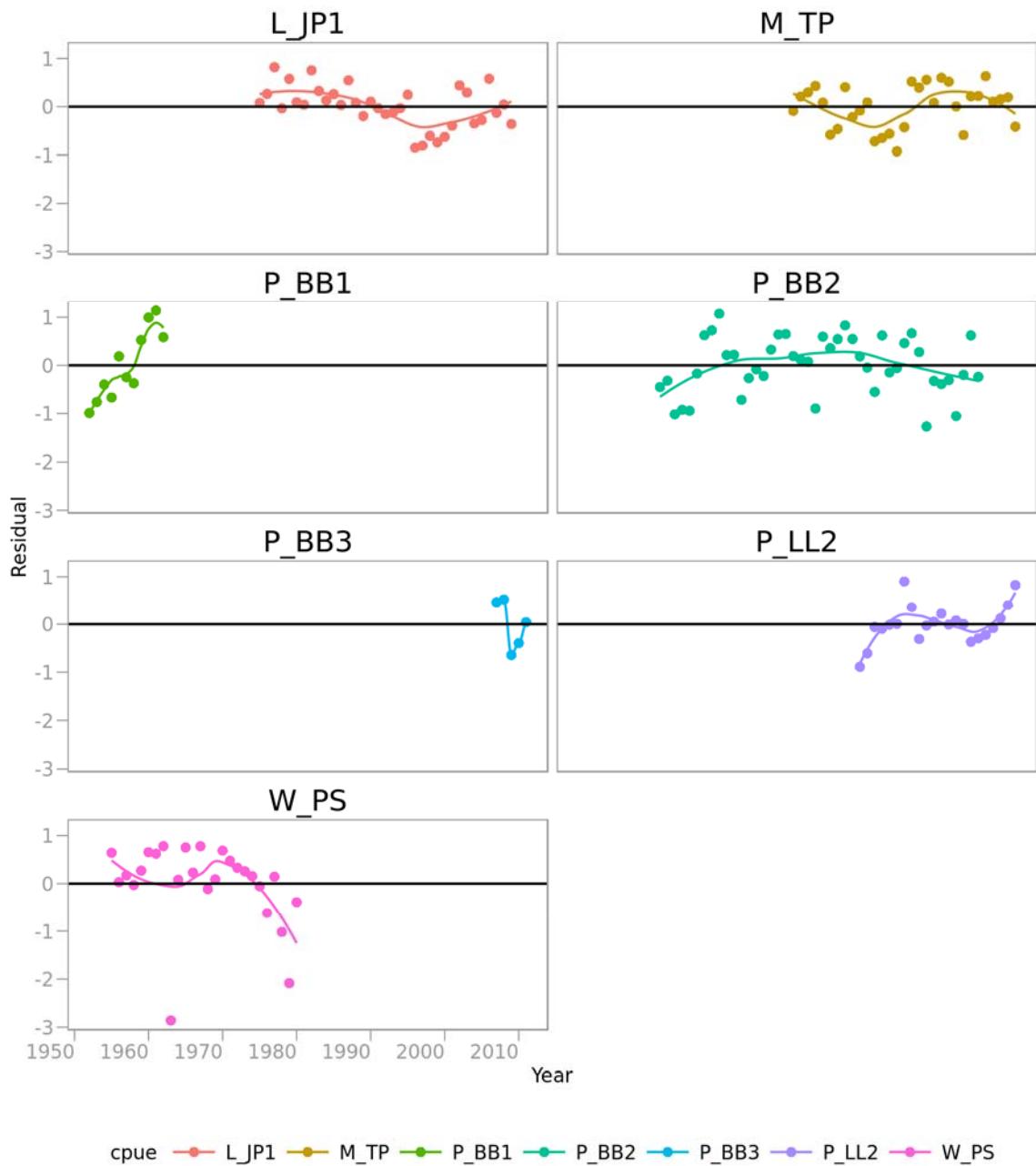


Figure 16. Eastern bluefin tuna. Plots of CPUE residuals by year from VPA Run 2 (reported catch) for the seven CPUEs used in fitting.

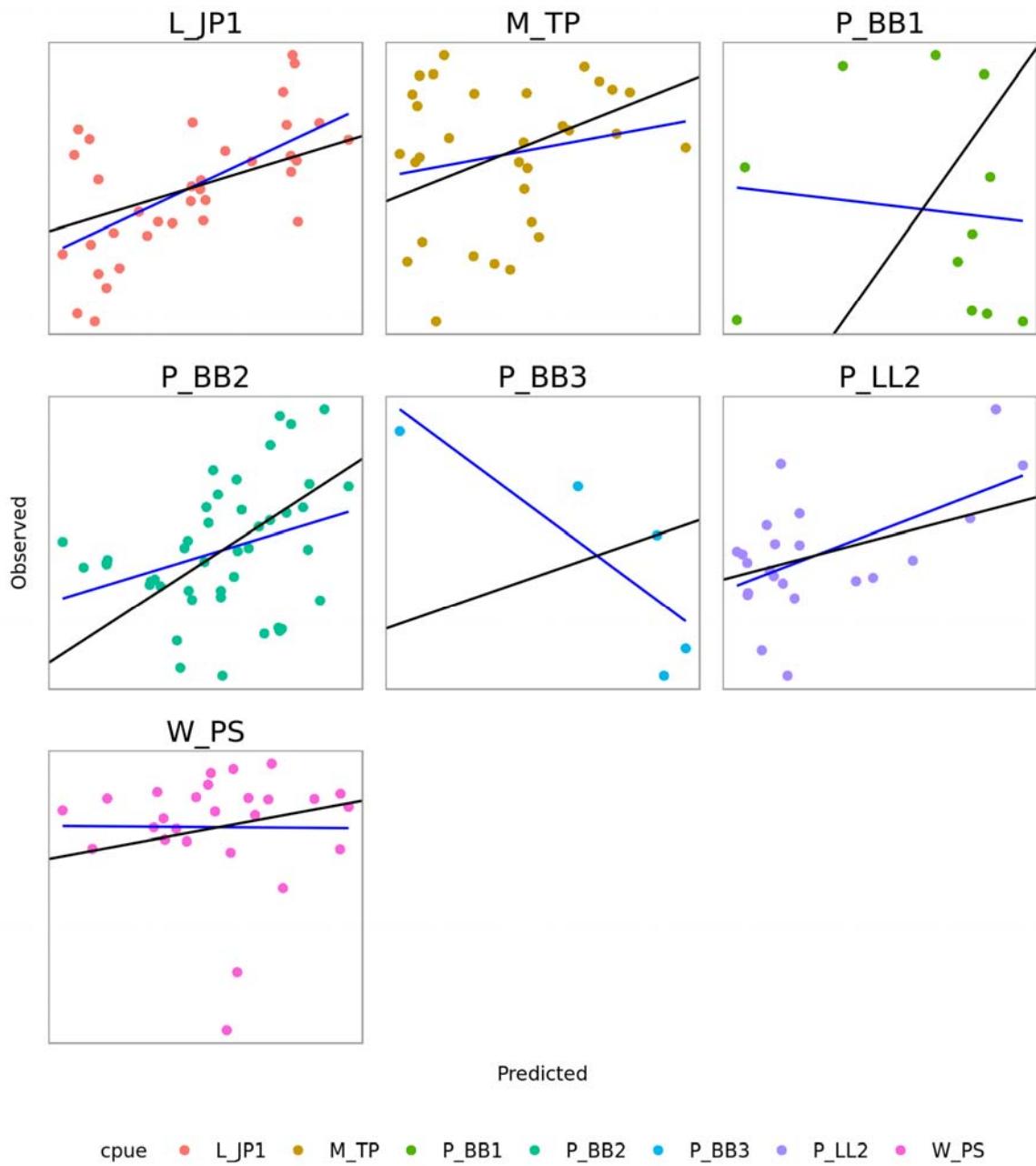


Figure 17. Eastern bluefin tuna. Observed and expected values of CPUE values are plotted against each other (Run 2 using reported catch). This allows a quick check of which indices are correlated with the population estimates, the black line is the $Y=X$ line and the blue a linear regression fitted to the data. If an index agrees closely with the VPA results then the blue and black lines will near coincide.

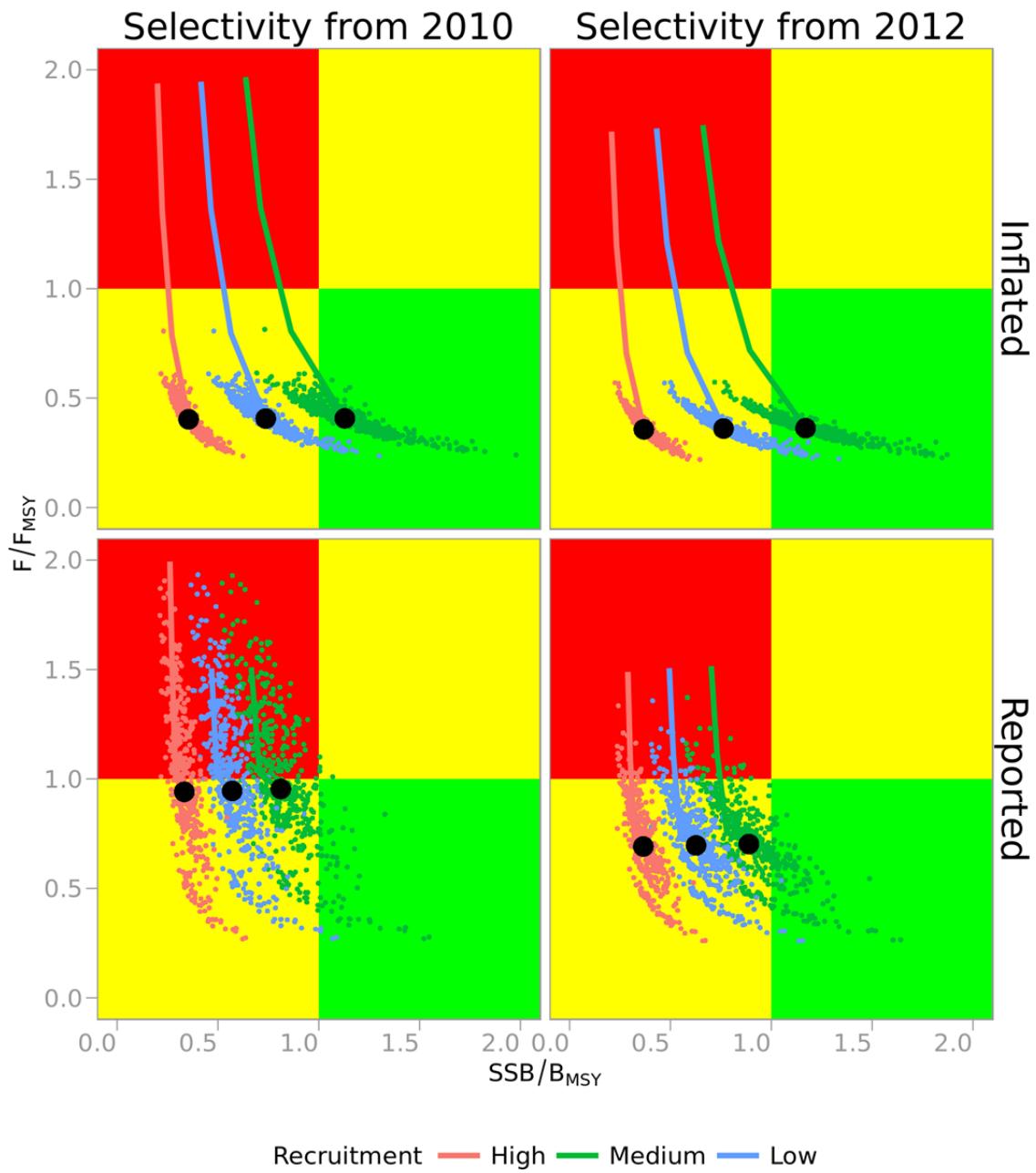


Figure 18. Eastern bluefin tuna. Kobe plot for 2011 stock status, individual realisations starting in 2008 with median for the two selectivity patterns (rows) and the catch scenarios (reported or inflated; column) and for the three recruitment scenarios (colors).

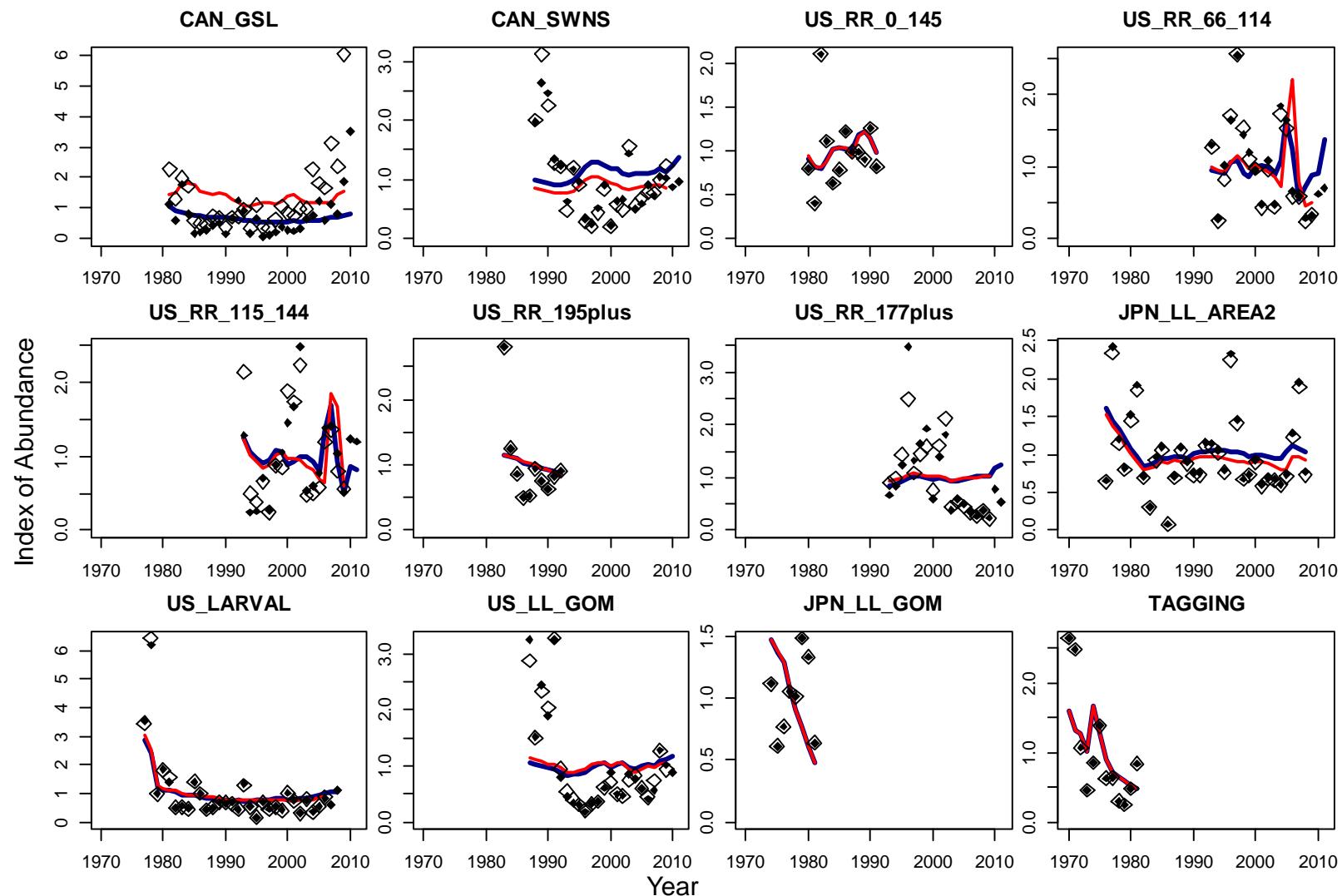


Figure 19. Fits to the CPUE indices for 2012 western Atlantic bluefin tuna continuity VPA (observed shown as black points, predicted shown as blue lines), compared the 2010 base model (observed shown as open points, predicted shown as red lines).

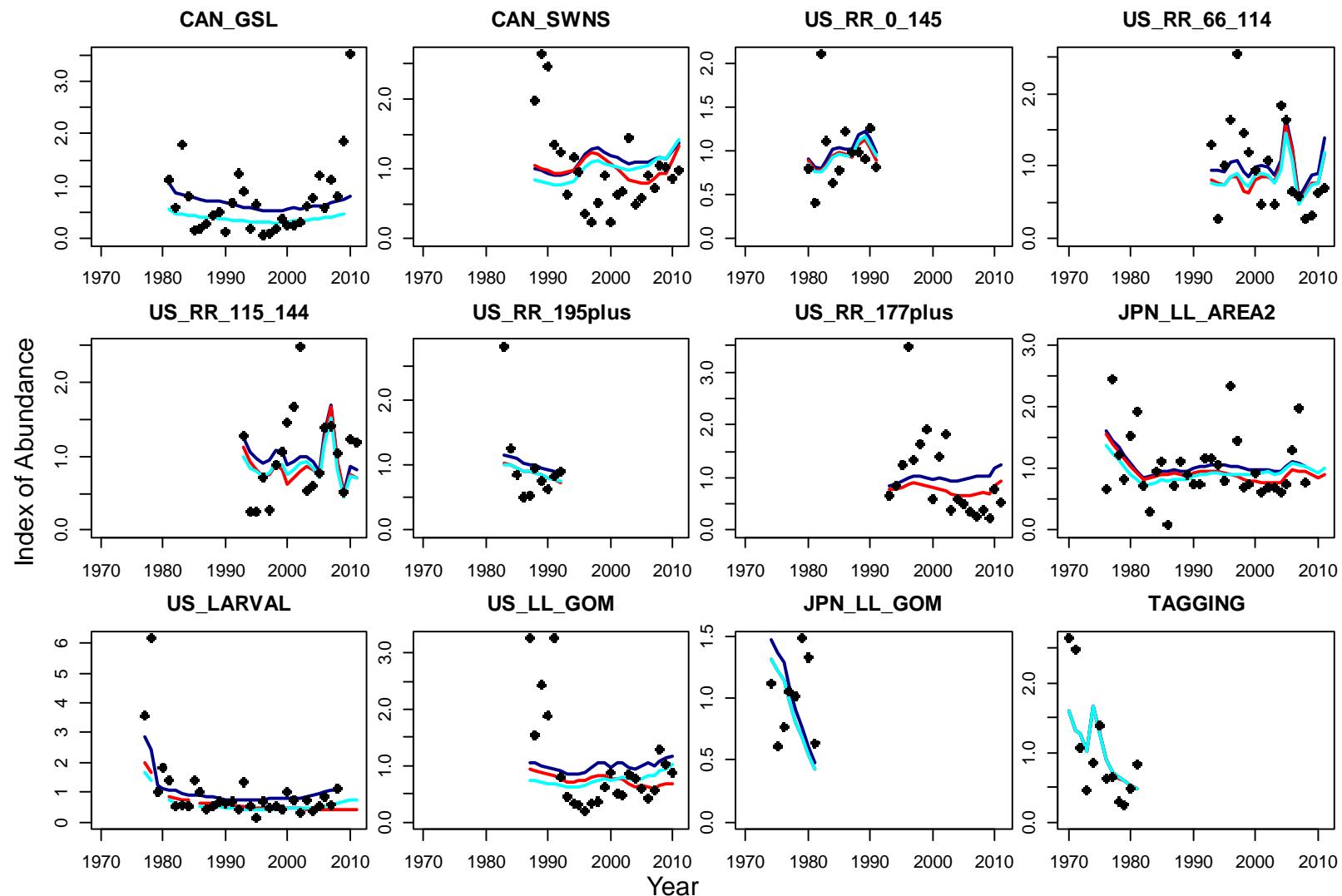
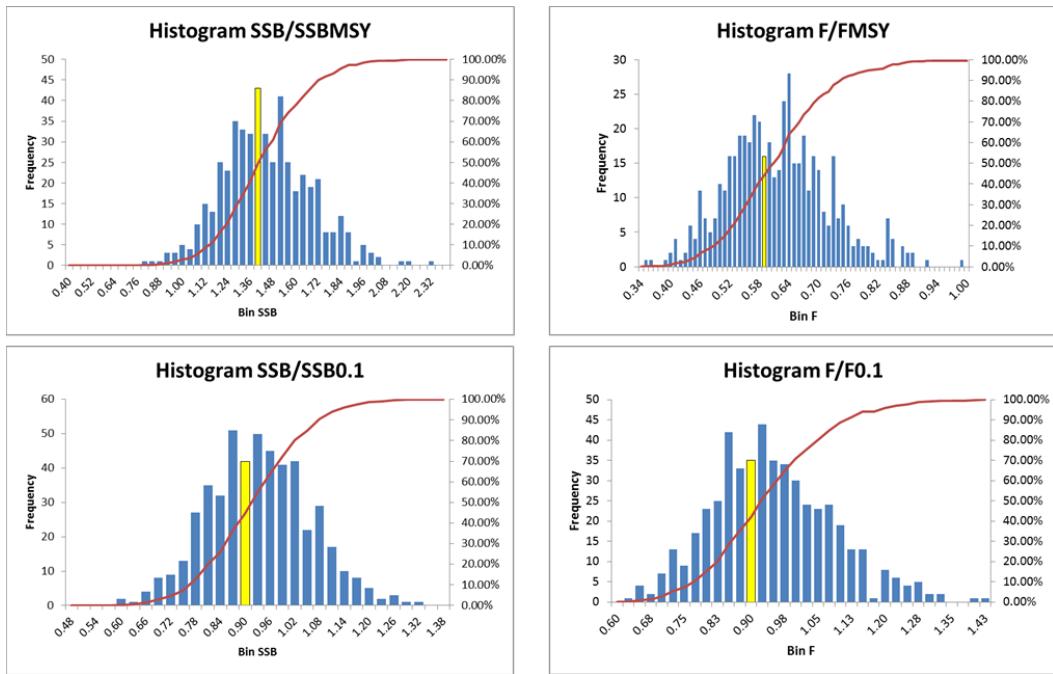


Figure 20. Fits to the CPUE indices (black points) for western Atlantic BFT base VPA runs without the Canadian GSL (red lines) and U.S RR >177 cm (turquoise lines) indices compared to the 2012 continuity model (dark blue lines).

Low Recruitment Scenario



High Recruitment Scenario

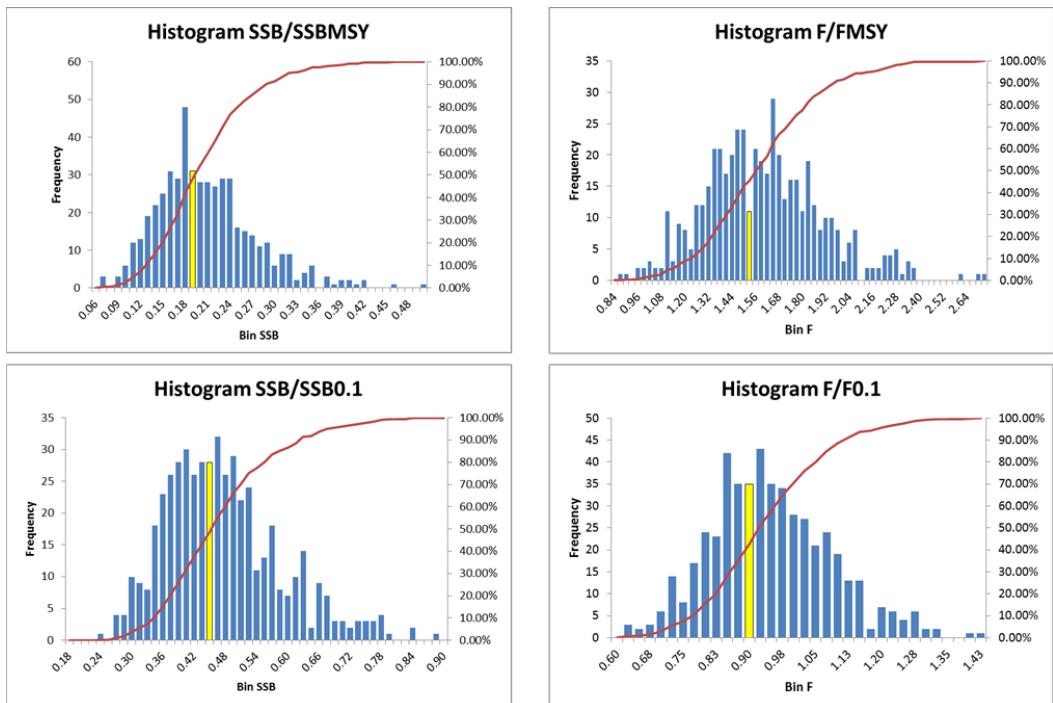


Figure 21. Histograms of bootstrap estimates of 2011 western bluefin tuna stock status at using F_{MSY} and $F_{0.1}$ references. The yellow bar contains the value corresponding to the continuity-case deterministic estimate. The cumulative frequency is shown as a solid red line.

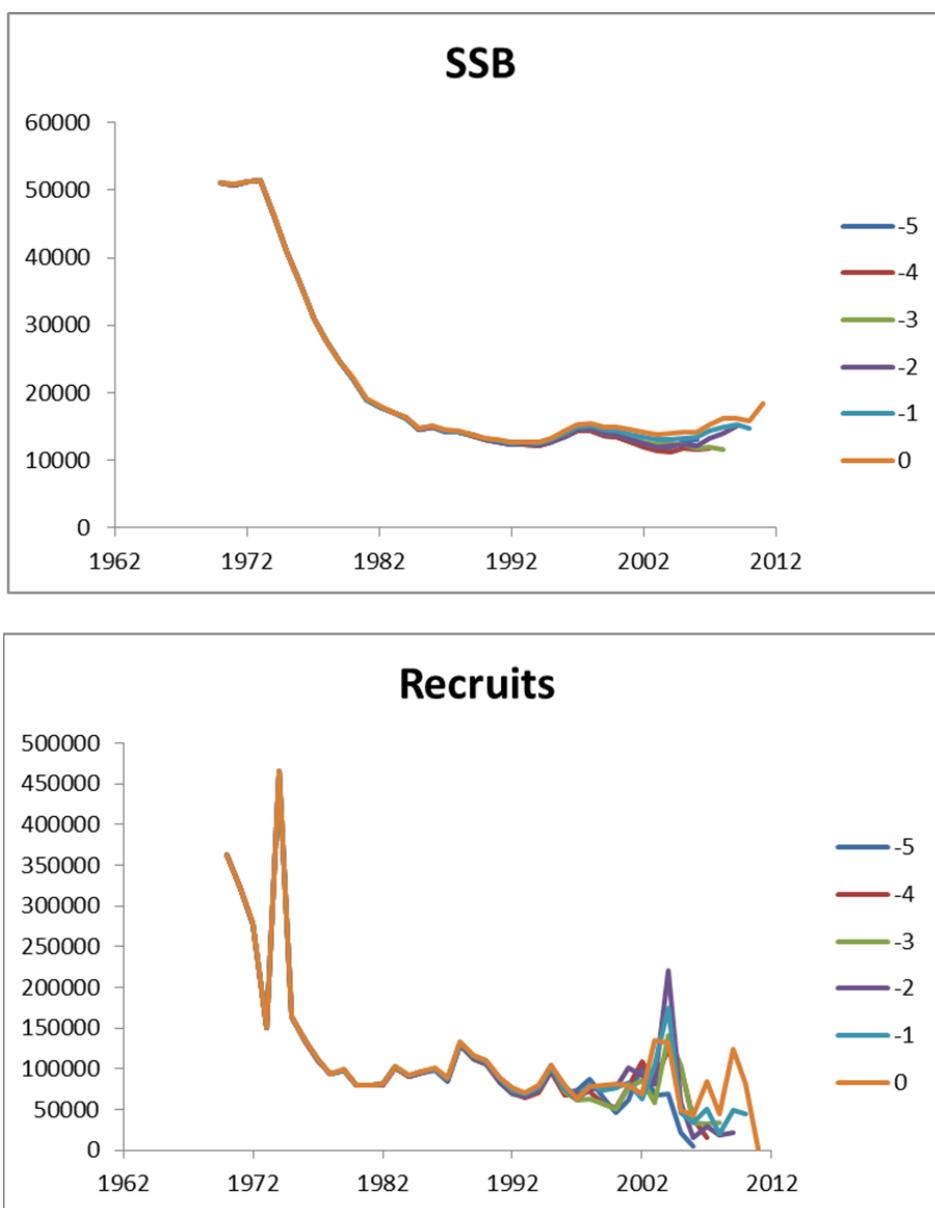


Figure 22. Retrospective trends of spawning stock biomass and recruitment (age 1) from the western Atlantic bluefin tuna continuity model. The legend indicates the number of years removed from the 2012 base run. Recruitment estimates for the most recent three years are shown in this panel to demonstrate the retrospective pattern in those estimates.

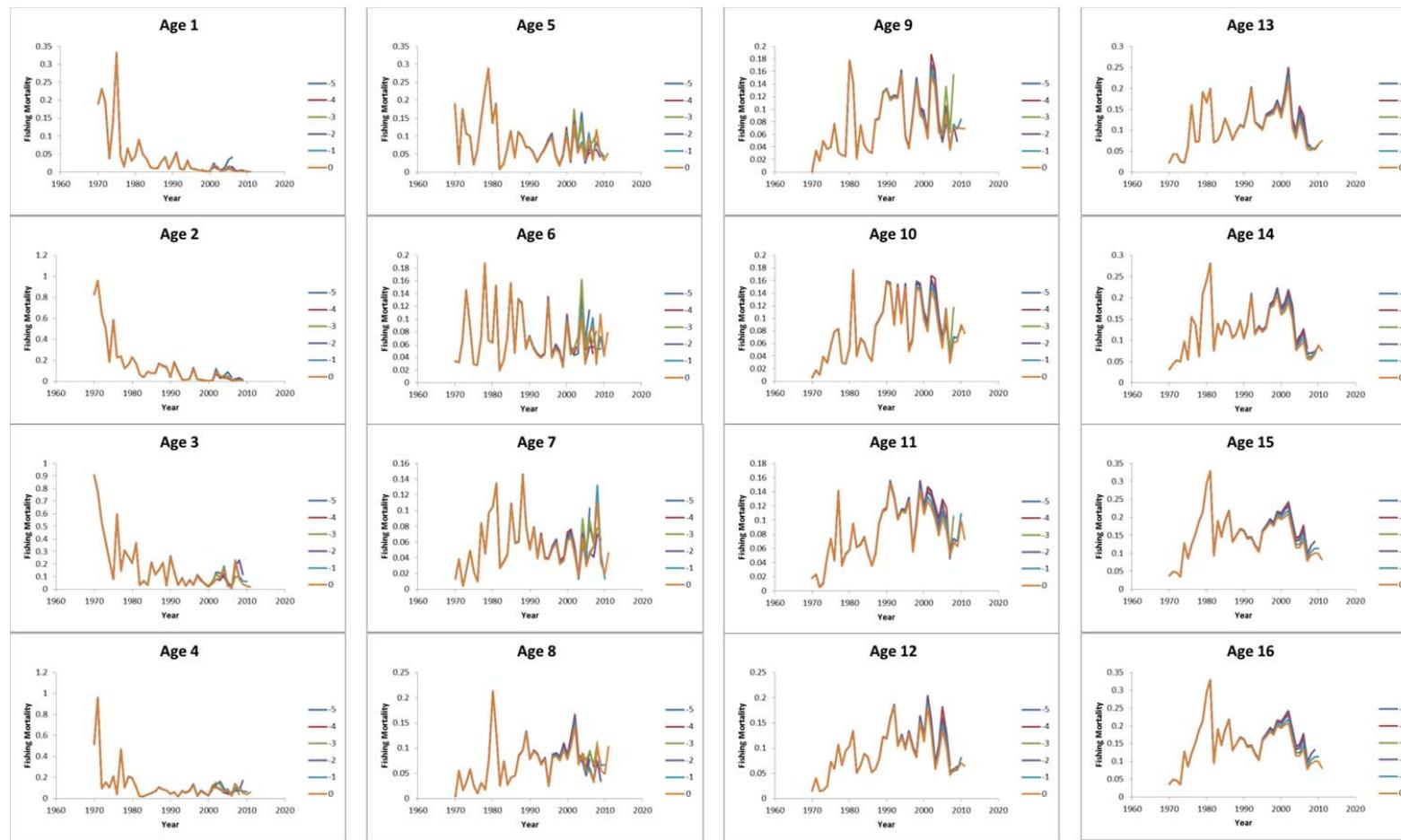


Figure 23. Retrospective patterns of fishing mortality by age (FAA) from the western Atlantic bluefin tuna continuity model. The legend indicates the number of years removed from the 2012 continuity run. Recruitment estimates (age 1) for the most recent three years are shown in this panel to demonstrate the retrospective pattern in those estimates.

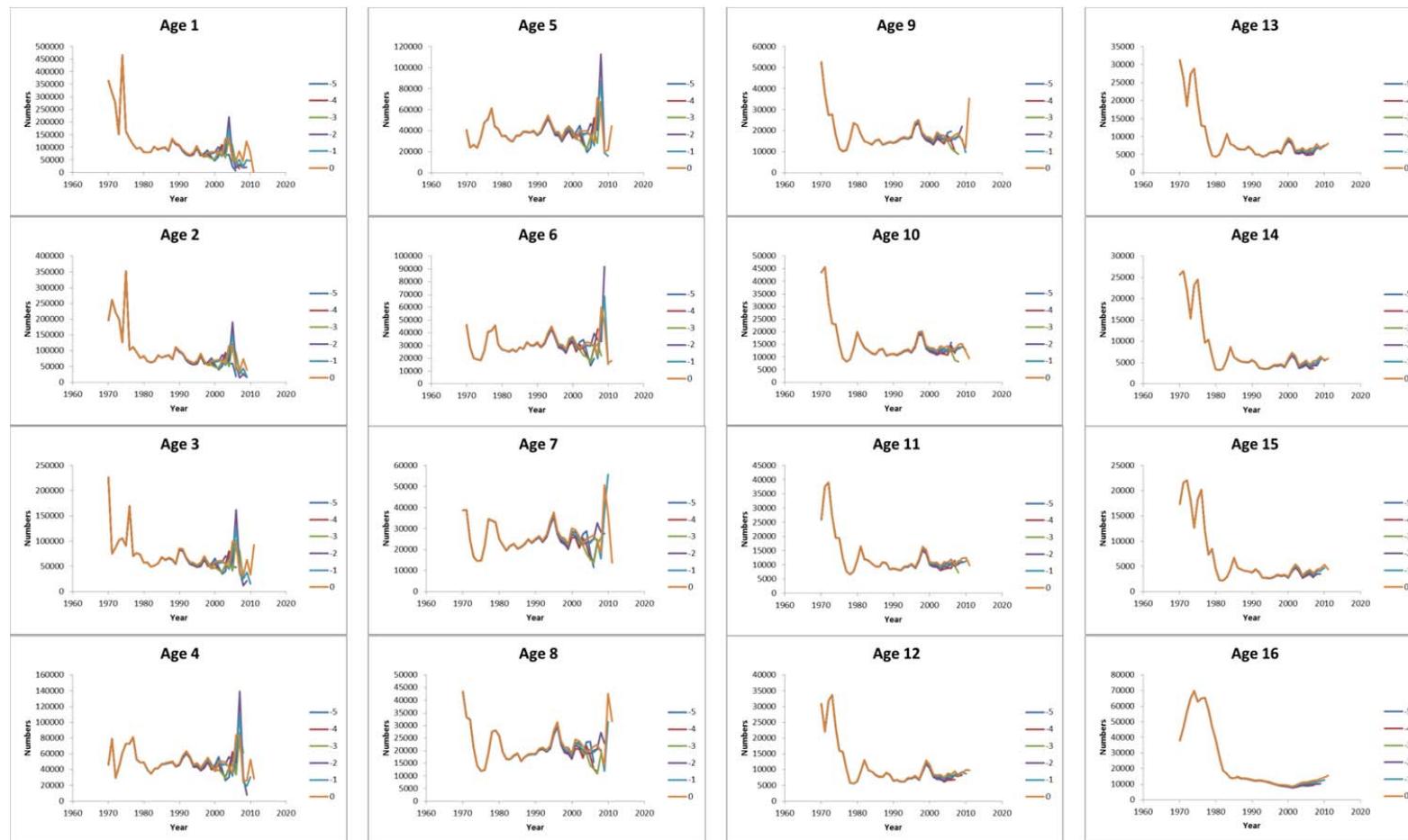


Figure 24. Retrospective patterns of numbers at age (NAA) from the western Atlantic bluefin tuna continuity case model. The legends indicate the number of years removed from the 2012 continuity base run. Recruitment estimates (age 1) for the most recent three years are shown in this panel to demonstrate the retrospective pattern in those estimates.

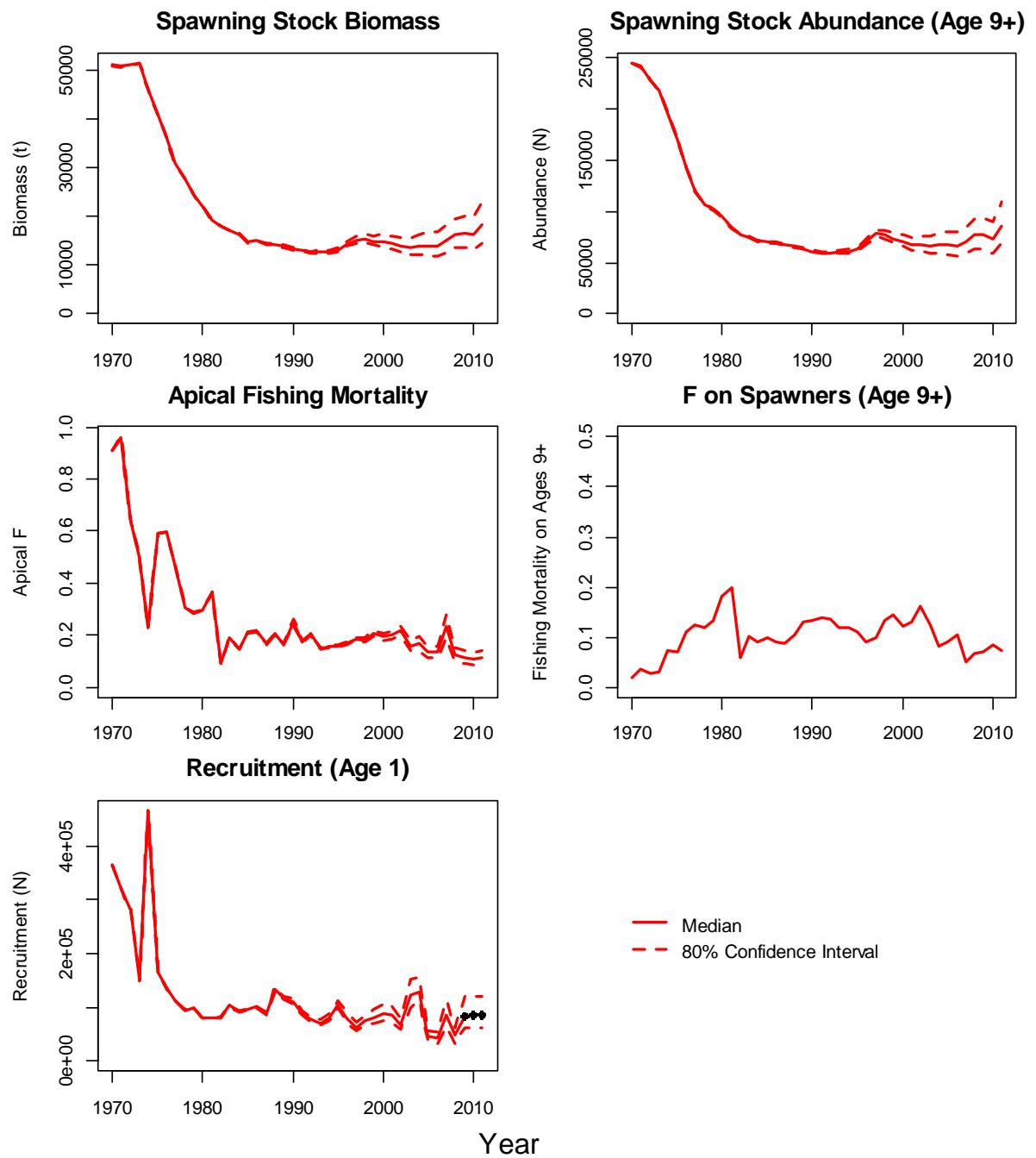


Figure 25. Median (solid red line) estimates of West Atlantic bluefin tuna spawning stock biomass, abundance of spawners (Age 9+), apical fishing mortality, fishing mortality on spawners, and recruitment. Dashed lines indicate the 80% confidence interval. Recruitment estimates for years 2009, 2010, and 2011 were replaced with the estimates from the 2-line model.

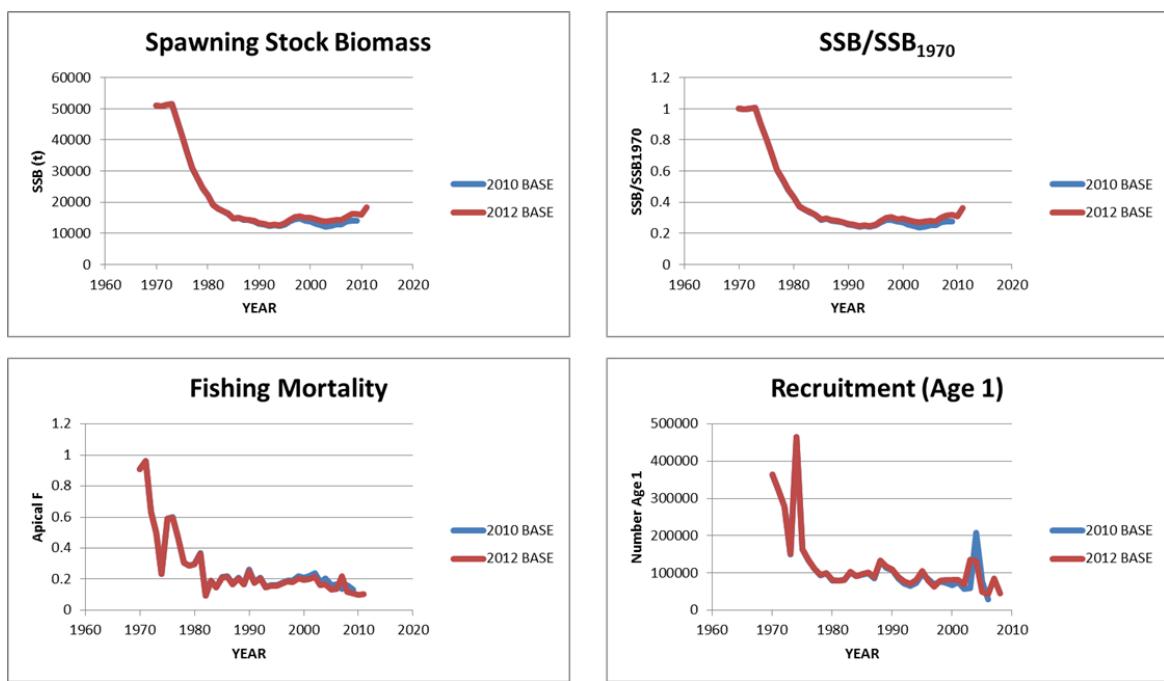


Figure 26. Western Atlantic bluefin tuna. Annual estimates of spawning stock biomass (SSB), depletion relative to 1970 (SSB/SSB_{1970}), recruitment and fishing mortality (Apical F) for the 2010 base and 2012 continuity models. The 2009 to 2011 recruitment estimates are not shown as they are not used for future projections.

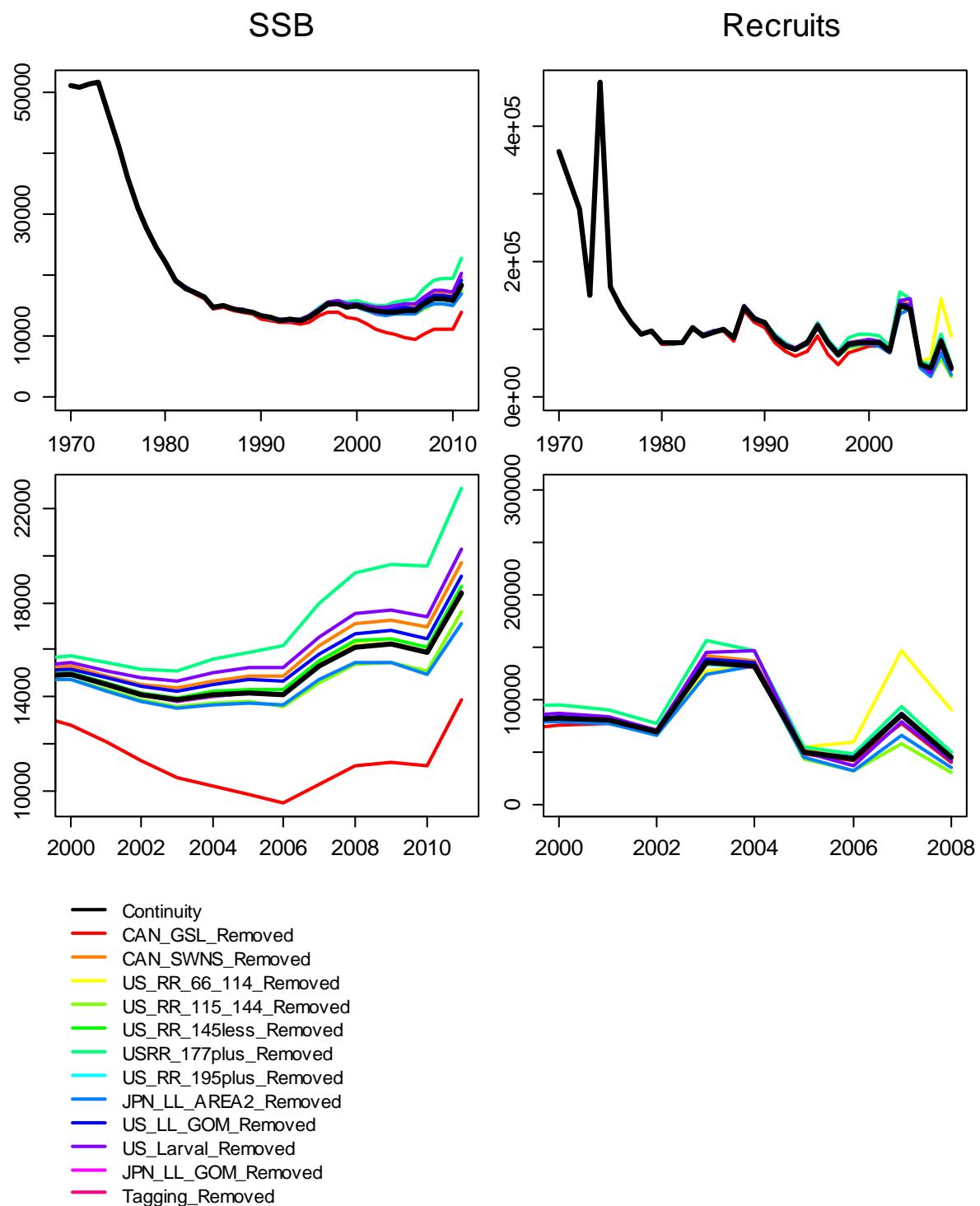


Figure 27. Western Atlantic bluefin tuna. Jackknife analysis demonstrating the effects of iteratively removing individual relative abundance indices and associated partial catch-at-age matrices from the western bluefin tuna VPA continuity model.

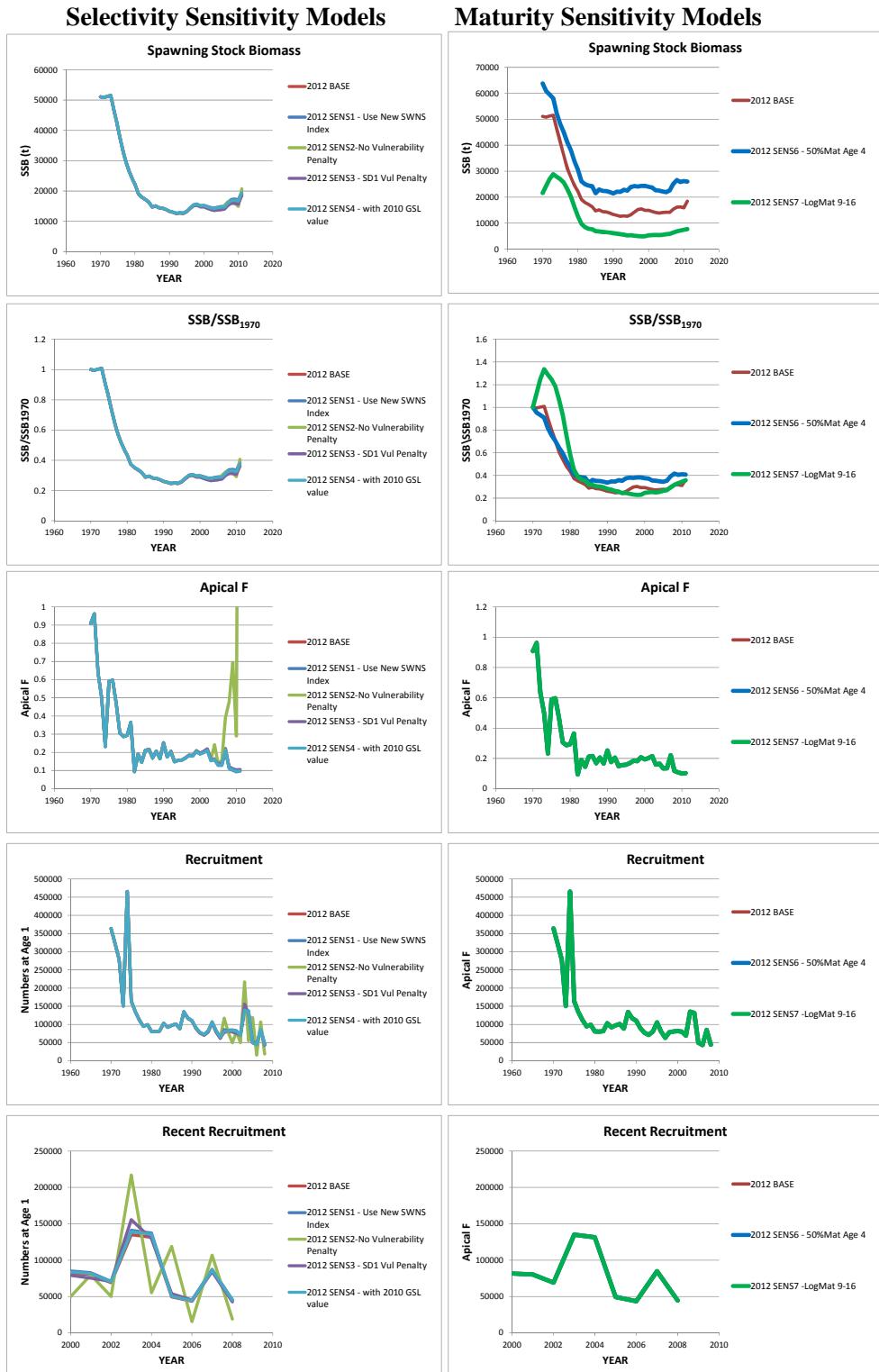


Figure 28. Western Atlantic bluefin tuna. Annual estimates of spawning stock biomass (SSB), depletion with regard to 1970 (SSB/SSB_{1970}), apical fishing mortality and recruitment for the VPA continuity and select sensitivity runs. Sensitivity run 2 displayed poor model behavior (e.g. Apical F = 5.0 in 2011 – the upper bound on F allowable in VPA).

W. ATL BFT VPA MATURITY SENSITIVITY

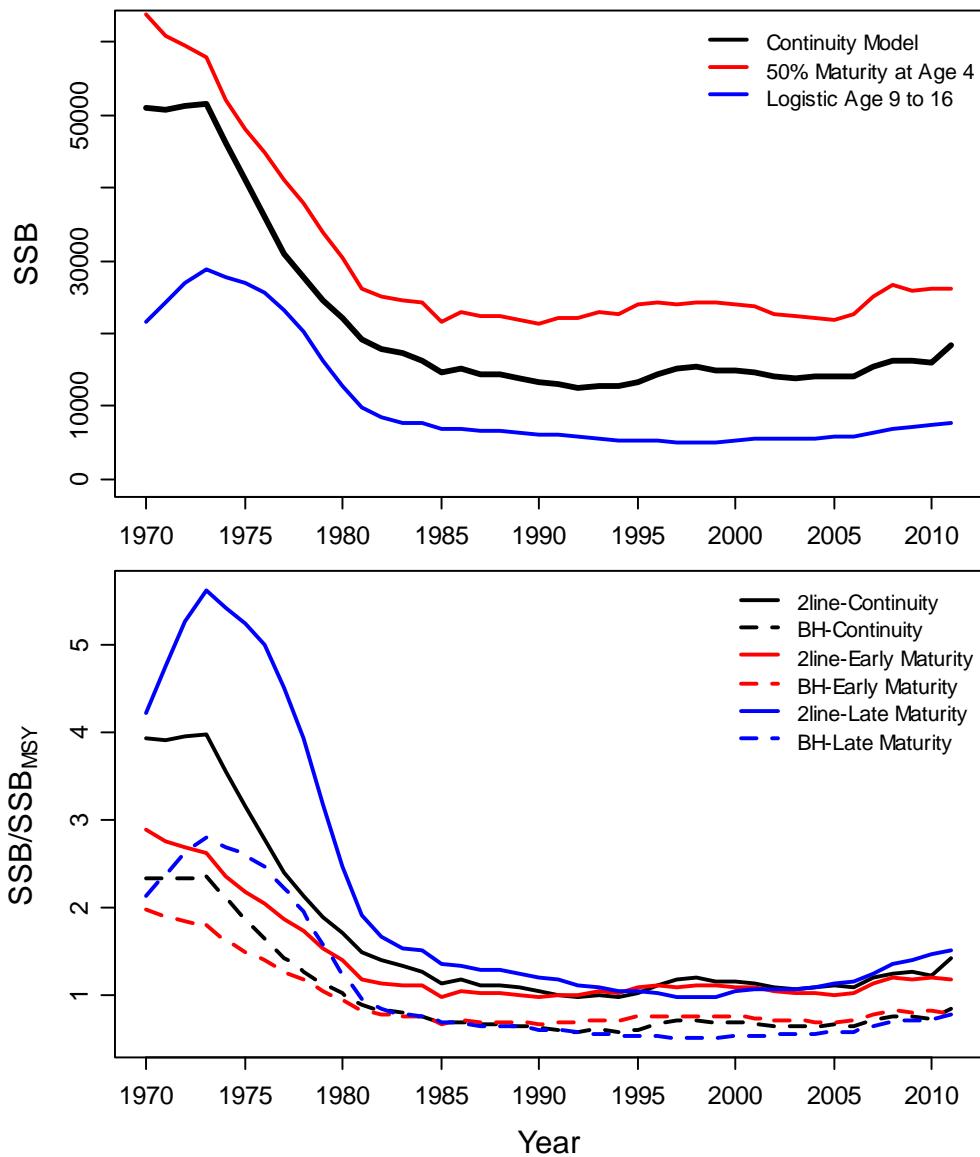


Figure 29. Western Atlantic bluefin tuna. Comparisons of estimated SSB and SSB/SSB_{MSY} for the continuity run and maturity sensitivity runs under the low recruitment (2line) and high recruitment (Beverton-Holt) hypotheses.

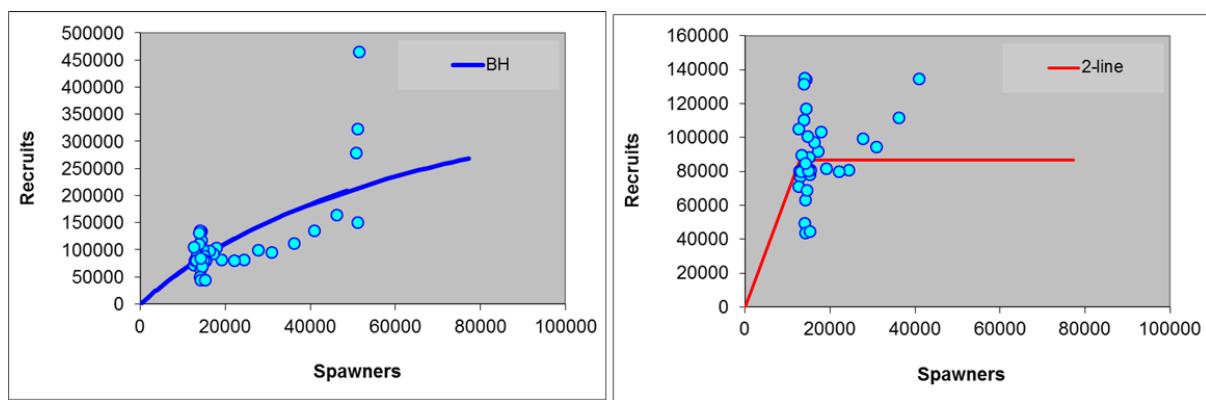


Figure 30. Western Atlantic bluefin tuna. The spawner-recruit relationships fit to the 2012 VPA continuity model. The two-line and Beverton and Holt formulations were used to calculate management reference points and project the population dynamics to 2019. Points represent the estimates from the VPA model.

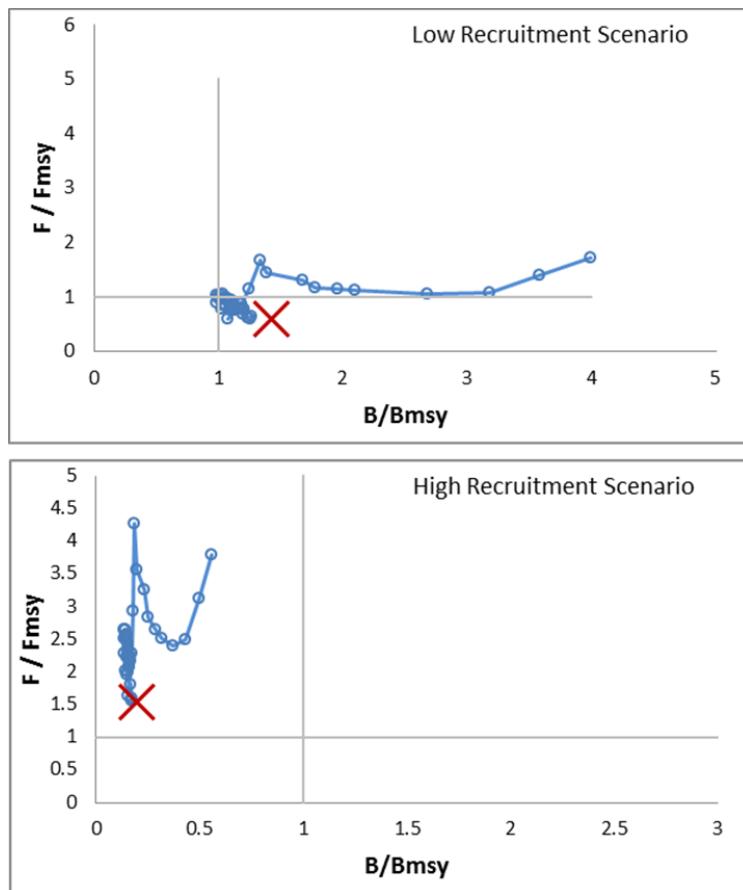
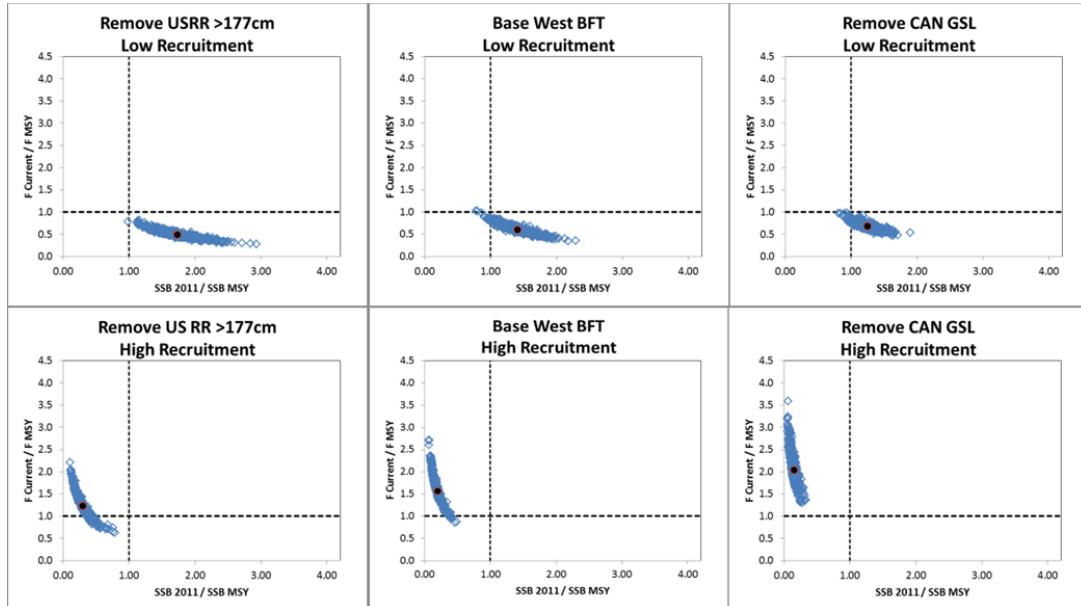


Figure 31. Western Atlantic bluefin tuna. Estimated status of stock relative to the Convention objectives (MSY) by year (1973 to 2011). The lines represent the time series of point estimates for each recruitment scenario. The estimated stock status in 2009 (the geometric mean fishing mortality during 2006-2008 is the proxy for F in 2009) is shown as a red "X".

F_{MSY} references



$F_{0.1}$ references

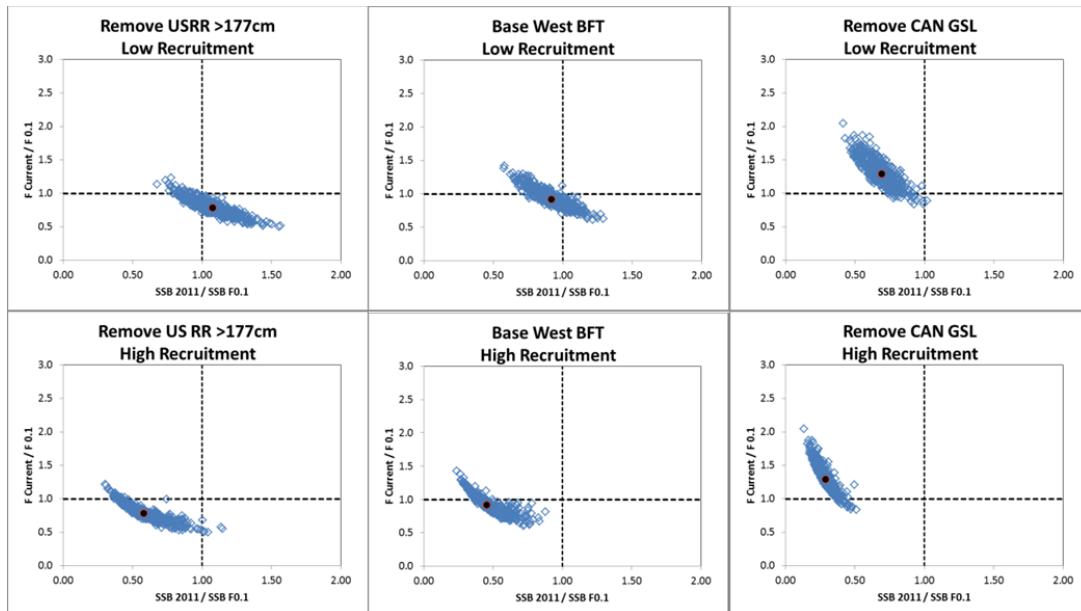


Figure 32. Western Atlantic bluefin tuna. Stock status in 2011 estimated by the VPA base and jackknife runs removing the Canadian GSL and US RR > 177 cm indices. Two types of S-R relationships were examined, a two-line model (low recruitment) and the Beverton and Holt (high recruitment) option. F current is defined as the geometric mean fishing mortality during 2008-2010. The filled circle is the median result. The open circles are estimates of stock status from 500 bootstrap runs. The top set of panels use an F_{MSY} reference whereas the bottom set use $F_{0.1}$.

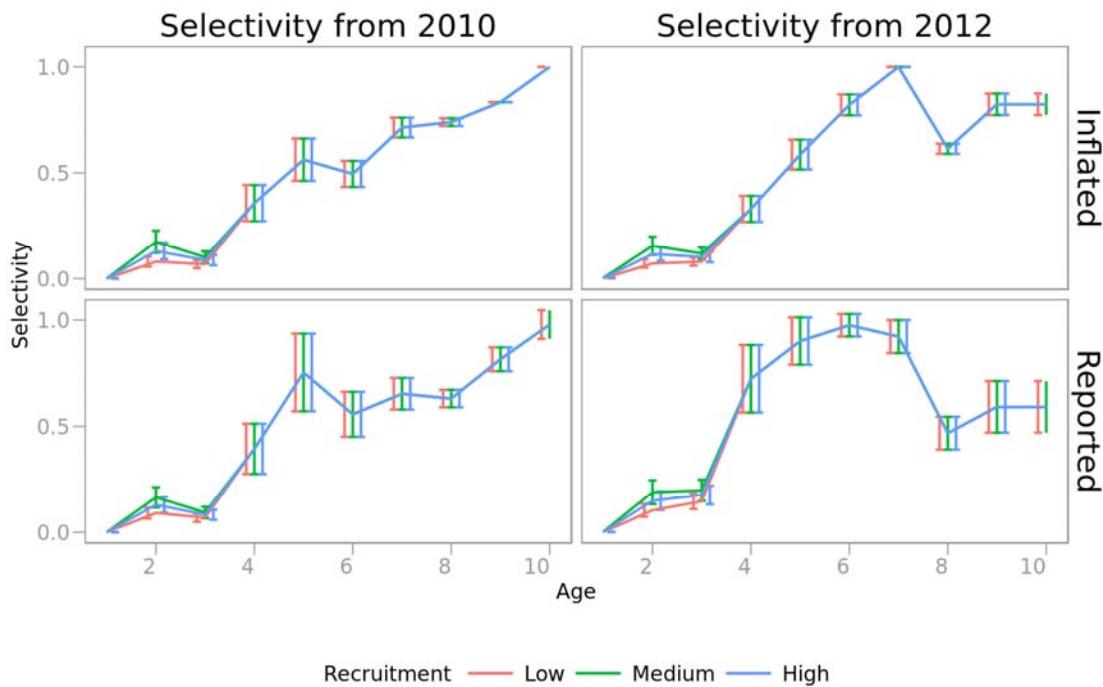


Figure 33. Eastern Atlantic bluefin tuna. Selectivity patterns used for calculation of benchmarks and projections, these show the medians (lines) and +/- 1 sd (bars). Selectivity is as assumed in the 2010 and 2012 projections for the three recruitment and two catch scenarios.

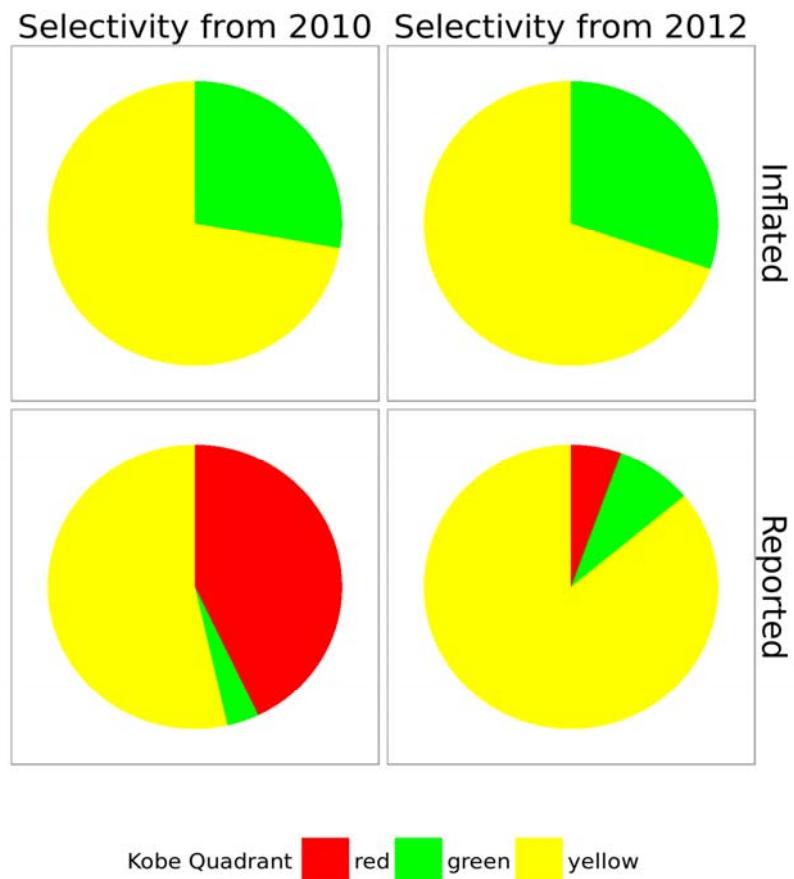


Figure 34. Eastern Atlantic bluefin tuna. Pie chart showing the proportion of the VPA continuity run results for the terminal year (2011) that are within the green quadrant of the Kobe plot chart (not overfished, no overfishing), the yellow quadrant (overfished or overfishing), and the red quadrant (overfished and overfishing).

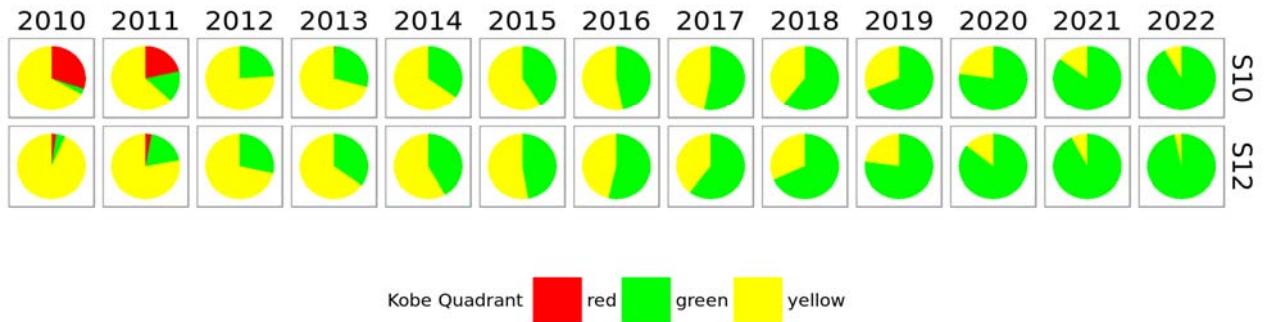


Figure 35. Eastern Atlantic bluefin tuna. Pie chart showing the proportion of the VPA continuity run results for the terminal year (2011) (top line) that are within the green quadrant of the Kobe plot chart (not overfished, no overfishing), the yellow quadrant (overfished or overfishing), and the red quadrant (overfished and overfishing). Split by benchmark (i.e., as estimated in 2010 and 2012) and integrating over the 3 recruitment (low, medium and high) and two catch scenarios (reported and inflated).

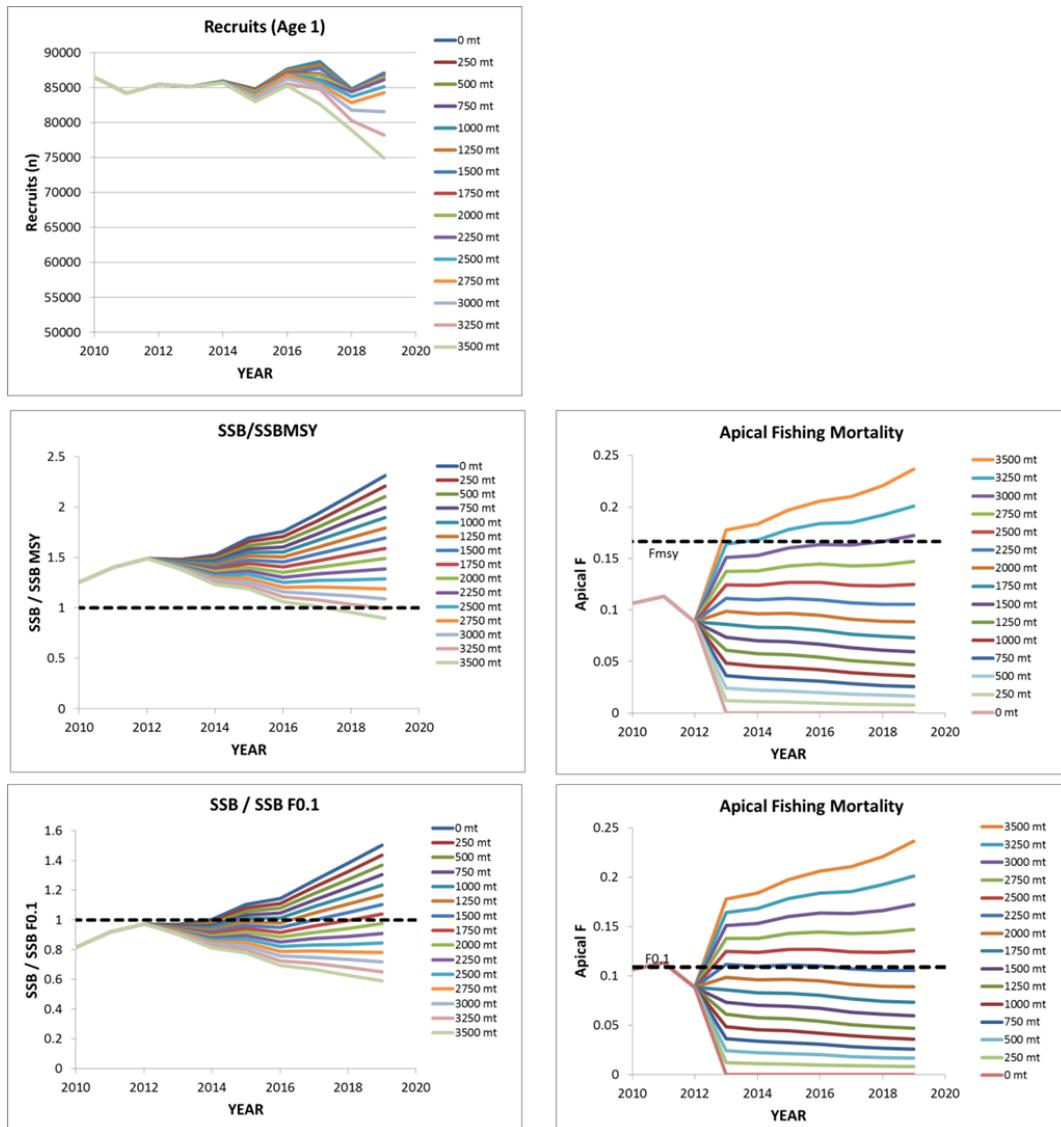


Figure 36. Western Atlantic bluefin tuna: Projection results for the low recruitment scenario projected at various levels of constant catch. The bottom panels use the alternative proxy reference $F_{0.1}$ to illustrate the implications of that management reference. These trajectories are the median (50%) result of 500 bootstraps.

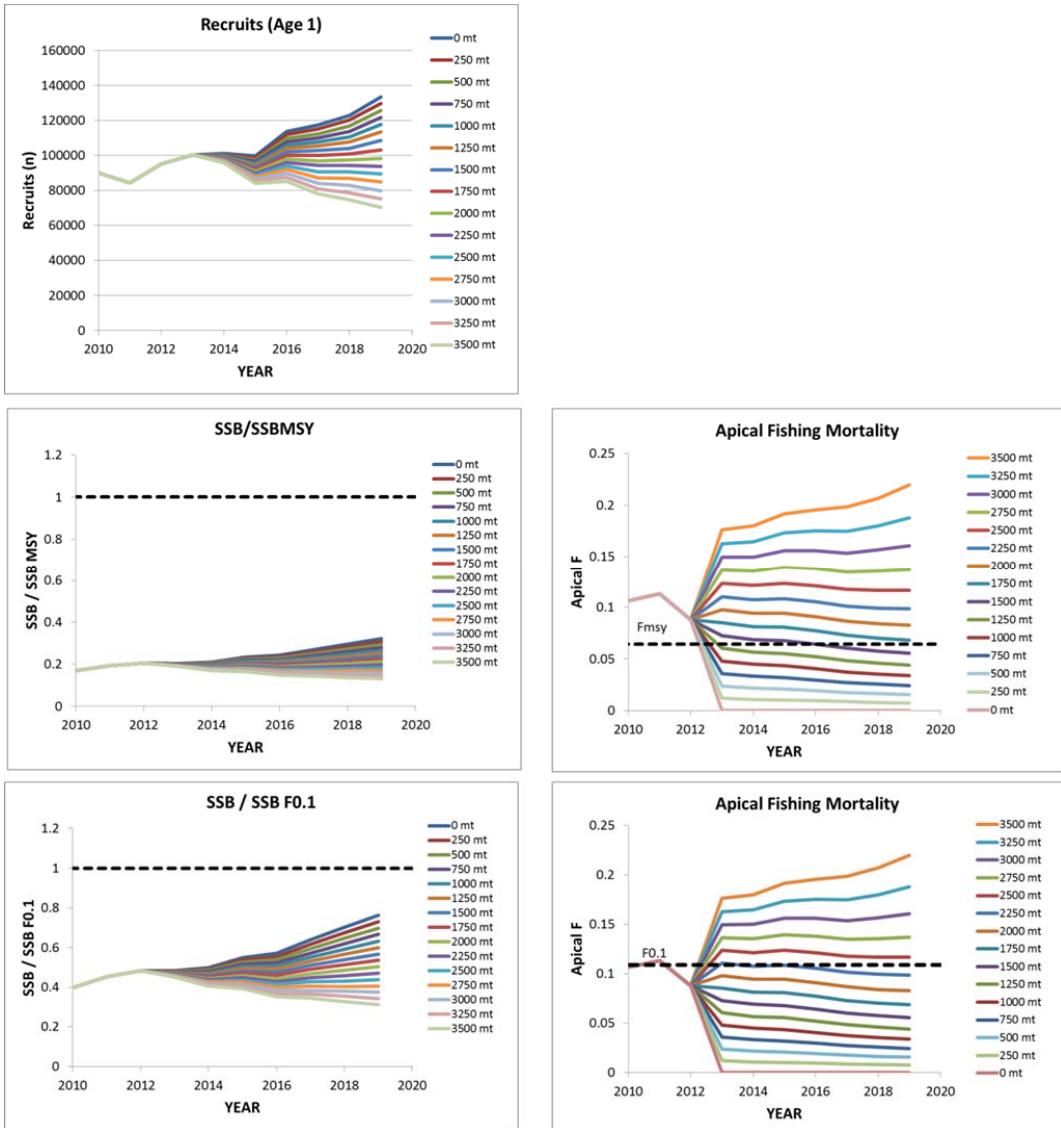
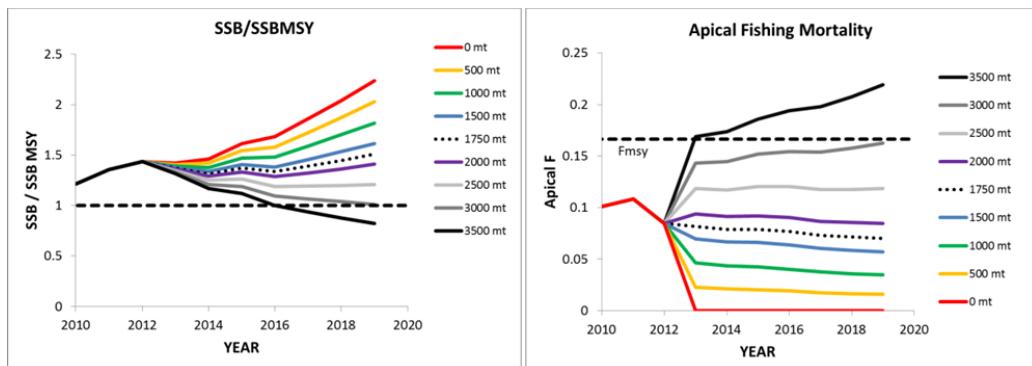


Figure 37. Western Atlantic bluefin tuna: Projection results for the high recruitment scenario projected at various levels of constant catch. The bottom panels use an alternative proxy reference $F_{0.1}$ to illustrate the implications of that management reference. These trajectories are the median (50%) result of 500 bootstraps.

60% Probability – Low Recruitment Potential



60% Probability – High Recruitment Potential

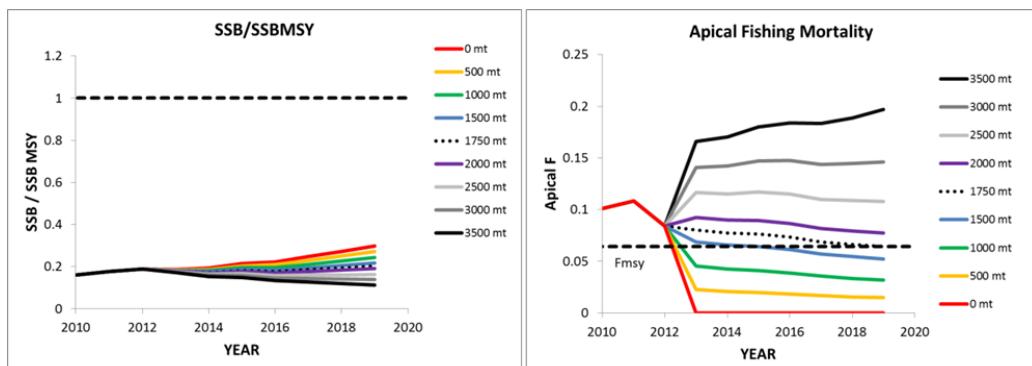


Figure 38. Western Atlantic bluefin tuna: The projected SSB/SSB_{MSY} and F/F_{MSY} trajectories at various catch levels for the two recruitment scenarios. These trajectories correspond to a 60% probability of achieving a given level of SSB/SSB_{MSY} or F/F_{MSY}.

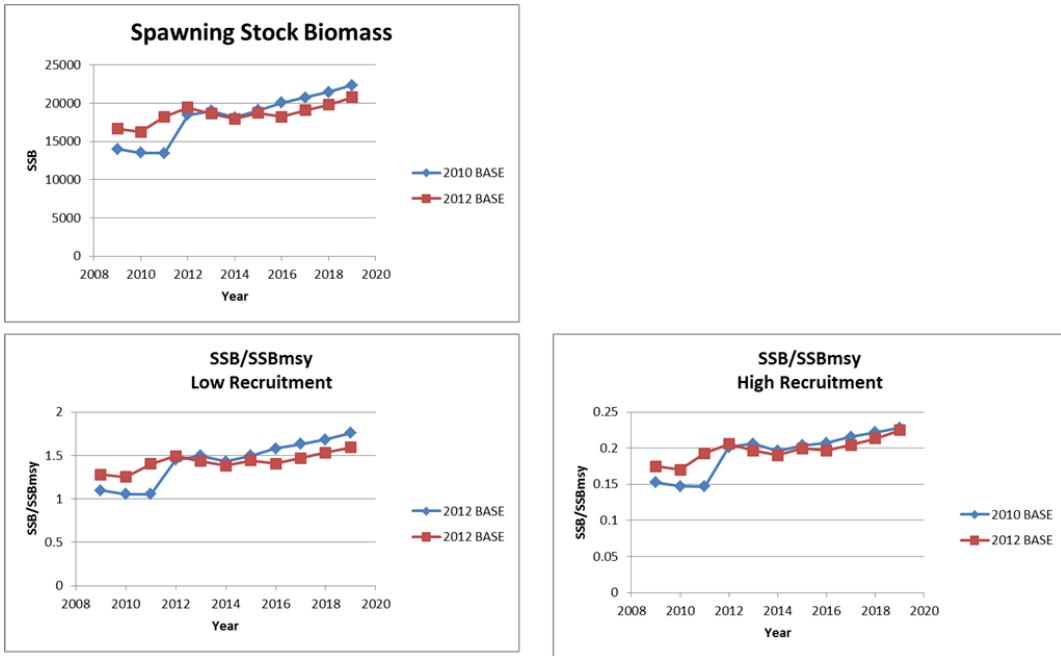


Figure 39. Western Atlantic bluefin tuna: Comparison of the spawning stock biomass (SSB), and SSB relative to SSB at maximum sustainable yield (MSY) for the low and high recruitment scenarios. Projections were made at the current TAC of 1,750 mt [Rec. 10-03].

AGENDA

1. Opening, adoption of the Agenda and meeting arrangements.
2. Review of the scientific papers presented at the Working Group
3. Review of the Rebuilding Plans for the Atlantic bluefin tuna and 2010 SCRS advice
4. Updating data for stock assessment
 - 4.1 Biology
 - 4.2 Catch estimates
 - 4.3 Relative abundance estimates and CPUE
 - 4.4 Tagging
 - 4.5 Other data
5. Methods relevant to the stock assessment
 - 5.1 Methods – East
 - 5.2 Methods – West
 - 5.3 Other methods
6. Updating Stock status
 - 6.1 Stock status – East
 - 6.2 Stock status – West
 - 6.3 Stock status – alternative models
7. Projections
 - 7.1 Projections – East
 - 7.2 Projections – West
8. Recommendations
 - 8.1 Research and statistics – East
 - 8.2 Research and statistics – West
 - 8.3 Management – East, including advice on the odds of achieving the current Rebuilding Plan objectives without further adjustment
 - 8.4 Management – West, including advice on the odds of achieving the current Rebuilding Plan objectives without further adjustment
9. Other matters
10. Adoption of the report and closure

LIST OF PARTICIPANTS

SCRS CHAIRMAN

Santiago Burrutxaga, Josu

SCRS Chairman - Head of Tuna Research Area, AZTI-Tecnalia, Txatxarramendi z/g, 48395 Sukarrieta (Bizkaia), Spain
Tel: +34 94 6574000 (Ext. 497); 664303631, Fax: +34 94 6572555, E-Mail: jsantiago@azti.es; flarrauri@azti.es

CONTRACTING PARTIES

ALGERIE

Labidi, Naciba

Ministère de la Pêches et des Ressources Halieutiques, Rue des Quatre Canons, 1600 Alger
Tel: +213 21 43 3033, Fax: +213 21 43 3048, E-Mail: sdvd@mpeche.gov.dz; naciba.labidi@gmail.com

CANADA

Hanke, Alex

Sicentific, St. Andrews Biological Station/ Biological Station, Fisheries and Oceans Canada, 531 Brandy Cove Road, St. Andrews New Brunswick E5B 2L9
Tel: +1 506 529 4665, Fax: +1 506 529 5862, E-Mail: alex.hanke@dfo-mpo.gc.ca

Maguire, Jean-Jacques

1450 Godefroy, Quebec City, Quebec G1T 2E4
Tel: +1 418 688 5501, Fax: +1 418 688 7924, E-Mail: jeanjacquesmaguire@gmail.com

Neilson, John D.

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

EUROPEAN UNION

Addis, Pierantonio

Senior Researcher in Ecology, University of Cagliari, Department of Life Science and Environment, Via Fiorelli 1, 09126 Cagliari, ITALIA
Tel: +39 070 675 8082, Fax: +39 070 675 8022, E-Mail: addisp@unica.it

Ansell, Neil

European Commission, Directorate General for Maritime Affairs and Fisheries, DG MARE-D2, J/99, 6-56 Rue Joseph II, B-1049, Brussels, Belgium
Tel:+32 2 299 1342; Fax:+32 2 296 5951; E-Mail: neil.ansell@ec.europa.eu

Arrizabalaga, Haritz

AZTI - Tecnia /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

Bonhommeau, Sylvain

IFREMER - Dept. Recherche Halieutique, B.P. 171 - Bd. Jean Monnet, 34200 Sète, France
Tel: +33 4 9957 3266, Fax: +33 4 9957 3295, E-Mail: sylvain.bonhommeau@ifremer.fr

Cort, José Luis

Ministerio de Economía y Competitividad, Instituto Español de Oceanografía, C.O. de Santander, Apartado 240, 39080 Santander Cantabria, ESPAÑA
Tel: +34 942 291 716, Fax: +34 942 27 5072, E-Mail: jose.cort@st.ieo.es

Daniel, Patrick

Commission européenne - DG Mare Unité - B3, J-99 02/63, 1000 Bruxelles , BÉLGICA
Tel: +322 295 133 993, E-Mail: patrick.daniel@ec.europa.eu

De Leiva Moreno, Juan Ignacio

EFCA - European Fisheries Control Agency, Edificio Odriozola; Avenida García Barbón 4, 36201 Vigo, Spain
Tel: +34 986 120658, Fax: +34 986 125 236, E-Mail: ignacio.de-leiva@efca.europa.eu

Dell'Aquila, Marco

UNIMAR, Via Torino 146, 00184 Roma, Italy
Tel: +39 06 4782 4042, Fax: +39 06 4821097, E-Mail: m.dellaquila@unimar.it

Elices López, Juan Manuel

Ministerio de Medioambiente, Medio Rural y Marino, C/ Velázquez, 144 - 2^a planta, 28002 Madrid, Spain
Tel: +34 91 347 1882, Fax: +34 91 347 6042, E-Mail: jmelices@marm.es

Espinosa Rosello, Victor

Universidad Politécnica de Valencia, c/ Parnimf, 1, 46730 Grao de Gandia Valencia, Spain
Tel: +34 637 851769, Fax: +34 962 849327

Franquesa Artes, Ramón

Gabinete de Economía del Mar, Universidad de Barcelona (GEM-UB), Facultad Económiques, Espais de Recerca - 310,
Av. Diagonal 690, 08034 Barcelona, Spain
Tel: +34 629 774758, E-Mail: franquesa@ub.edu

Fromentin, Jean Marc

IFREMER - Dpt. Recherche Halieutique, B.P. 171 - Bd. Jean Monnet, 34203 Sète Cedex, France
Tel: +33 4 99 57 32 32, Fax: +33 4 99 57 32 95, E-Mail: jean.marc.fromentin@ifremer.fr

Garibaldi, Fulvio

Laboratorio di Biología Marina e Ecología Animale Univ. Degli Studi di Genova, Cso Europa, 26, 16132 Genova, Italy
Tel: +39 010 353 30 18, Fax: +39 010 357 888, E-Mail: largepel@unige.it

Gatt, Mark

Fisheries Control Directorate, Fort San Lucjan, Birzebbugia, Malta
Tel: +356 222 93303, Fax: +356 21 659380, E-Mail: mark.gatt@gov.mt

Gordoa, Ana

CEAB - CSIC, Acc. Cala St. Francesc, 14, 17300 Blanes Girona, Spain
Tel: +34 972 336101, Fax: , E-Mail: gordoa@ceab.csic.es

Martínez Cañabate, David Ángel

ANATUN, Urbanización La Fuensanta 2, 30157 Algeciras, Spain
Tel: +34 968 554141, Fax: +34 91 791 2662, E-Mail: es.anatun@gmail.com

Mèlich Bonancia, Begonya

Grupo Balfegó, Polígono Industrial - Edificio Balfegó, 43860 L'Ametlla de Mar Tarragona, Spain
Tel: +34 977 047707, Fax: +34 977 457812, E-Mail: begonya@grupbalfego.com

Navarro Cid, Juan José

Grupo Balfegó, Polígono Industrial - Edificio Balfegó, 43860 L'Ametlla de Mar Tarragona, Spain
Tel: +34 977 047700, Fax: +34 977 457 812, E-Mail: juanjo@grupbalfego.com

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

Piccinetti, Corrado

Director, Laboratorio di Biología Marina e Pesca di Fano; Dip. To B.E.S., Università degli Studi di Bologna, Viale Adriatico, 1/n,
61032 Fano (PU), Italy
Tel: +39 329 221 0854, Fax: +39 0721 801654, E-Mail: corrado.piccinetti@unibo.it

Rodríguez-Marín, Enrique

Ministerio de Economía y Competitividad, Instituto Español de Oceanografía, C.O. de Santander, Promontorio de San Martín s/n,
39004 Santander Cantabria, Spain
Tel: +34 942 291 716, Fax: +34 942 27 50 72, E-Mail: rodriguez.marín@st.ieo.es

JAPAN**Kaneko, Morio**

Assistant Director, International Affairs Division, Fisheries Agency, Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries,
1-2-1 Kasumigaseki, Chiyoda-ku, Tokyo 100-8907
Tel: +81 3 3502 8460, Fax: +81 3 3504 2649, E-Mail: morio_kaneko@nm.maff.go.jp

Kimoto, Ai

Researcher, Tuna Fisheries Resources Group, Tuna and Skipjack Resources Division, National Research Institute of Far Seas
Fisheries, 5-7-1 Orido Shimizu-ku, Shizuoka-City, Shizuoka 424-8633
Tel: +81 543 36 6036, Fax: +81 543 35 9642, E-Mail: aikimoto@affrc.go.jp

Miyake, Makoto P.

Associate Scientist, National Research Institute of Far Seas Fisheries, 3-3-4 Shimorenjaku, Tokyo Mitaka-Shi,
Tel: +81 422 46 3917, E-Mail: p.m.miyake@gamma.ocn.ne.jp

Sakai, Osamu

Researcher, Temperate Tuna Group, Bluefin Tuna Resources Division, National Research Institute of Far Seas Fisheries, 5-7-1
Orido Shimizu-ku, Shizuoka-City, Shizuoka 424-8633
Tel: +81 543 36 6037, Fax: +81 543 36 6036, E-Mail: sakaios@affrc.go.jp

Suzuki, Ziro

Associate Scientist, National Research Institute of Far Seas Fisheries, 5-7-1 Orido Shimizu-ku, Shizuoka-City, Shizuoka 424-
8633
Tel: +81 543 36 6037, Fax: +81 543 36 6036, E-Mail: zsuzuki@affrc.go.jp

MOROCCO**Abid**, Noureddine

Center Regional de L'INRH à Tanger/M'dig, B.P. 5268, 90000 Drabed Tanger
Tel: +212 53932 5134, Fax: +212 53932 5139, E-Mail: abid.n@menara.ma; noureddine.abid65@gmail.com

Faraj, Abdelmalek

Chef du Département des Ressources Halieutiques, Institut National de Recherche Halieutique
Tel: +212 6 61079909, Fax: +212 6 61649185, E-Mail: faraj@ihrh.org.ma; abdelmalekfaraj@yahoo.fr

MEXICO**Ramírez López**, Karina

Jefe de Departamento DGIPA-INAPESCA, Instituto Nacional de Pesca-SAGARPA, Av. Ejército Mexicano No.106 Colonia
Exhacienda, Ylang Ylang, C.P. 94298 Boca de Río, Veracruz
Tel: +52 22 9130 4518, Fax: +52 22 9130 4519, E-Mail: kramirez_inp@yahoo.com; kramirez_lopez@yahoo.com.mx

UNITED STATES**Brown**, Craig A.

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

Butterworth, Douglas S.

Professor, Dept. Mathematics and Applied Mathematics, University of Cape Town, 7701 Rondebosch, South Africa
Tel: +27 21 650 2343, Fax: +27 21 650 2334, E-Mail: doug.butterworth@uct.ac.za

Cadrin, Steven Xavier

Associate Professor, SMAST - University of Massachusetts, Department of Fisheries Oceanography, 200 Mill Road, Suite 325,
Fairhaven, Massachusetts 02719
Tel: +1 508 910 6358, E-Mail: scadrin@umassd.edu

Cass-Calay, Shannon

NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Center, Sustainable Fisheries Division, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149
Tel: +1 305 361 4231, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: shannon.calay@noaa.gov

Díaz, Guillermo

NOAA-Fisheries, Southeast Fisheries Science Center, 1315 East-West Highway # 13562, Silver Spring, Maryland 20910
Tel: +1 301 713 2363, Fax: +1 301 713 1875, E-Mail: guillermo.diaz@noaa.gov

Galuardi, Benjamin

Large Pelagics Research Center, University of Massachusetts, Amherst, 932 Washington St., Gloucester, Massachusetts 01931
Tel: +1 978 283 0368, Fax: +1 978 283 0297, E-Mail: galuardi@eco.umass.edu

Ingram, Walter

NOAA Fisheries, 3209 Frederic Street, Pascagonla, Mississippi 39567
Tel: +1 228 762 4591, Fax: +1 228 769 9600, E-Mail: walter.Ingram@noaa.gov

Lauretta, Matthew

NOAA Fisheries Southeast Fisheries Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149

McAllister, Murdoch K.

Fisheries Centre, University of British Columbia, AERL, 2202 Main Mall, Vancouver, B.C., Canada
Tel: +1 604 822 3693, Fax: +1 604 822 8934, E-Mail: m.mcallister@fisheries.ubc.ca

Porch, Clarence E.

Chief, Sustainable Fisheries Division, Southeast Fisheries Science Center, National Marine Fisheries Service, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149
Tel: +1 305 361 4232, Fax: +1 305 361 4219, E-Mail: clay.porch@noaa.gov

Secor, David

University of Maryland Center for Environmental Science, P.O. Box 38, Solomons, Maryland 20688
Tel: +1410 326 7229, Fax: +1 410 326 7210, E-Mail: secor@cbl.umces.edu

Walter, John

NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Center, Sustainable Fisheries Division, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149
Tel: +305 365 4114, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: john.f.walter@noaa.gov

OBSERVERS FROM NON-GOVERNMENTAL ORGANIZATIONS**Tuna Aquaculture Commission - FEAP**

Tzoumas, Apostolos
Chairman of the FEAP Tuna Aquaculture Commission, Bluefin Tuna Hellas, S.A., 409 Vouliagmenis Avenue, 163 46 Athens, Greece
Tel: +30 210 976 1120, Fax: +30 210 976 1097, E-Mail: bluefin@bluefin.gr

Federation of Maltese Aquaculture Producers - FMAP

Cunningham, Eamon Martin
54 St. Christopher St., VLT 1462 Valletta, Malta
Tel: +34 67036 4000, Fax: +356 21 241 170, E-Mail: eamoncunningham@yahoo.co.uk

Deguara, Simeon

Research and Development Coordinator, Federation of Maltese Aquaculture Producers - FMAP, 54, St. Christopher Str., VLT 1462 Valletta, Malta
Tel: +356 21223515, Fax: +356 2124 1170, E-Mail: sdeguara@ebcon.com.mt

Institute for Public Knowledge - IPK

Telesca, Jennifer Elisabeth
Institute for Public Knowledge-IPK, New York University (NYU), 20 Cooper Square, 5th floor, New York, New York 10003, United States
Tel: +1 914 318 9550, E-Mail: jet302@nyu.edu

IWMC World Conservation Trust

Recabarren, Pablo
IWMC, 117 Rue Lamarck, 75018 Paris, France
Tel: +33 6 1005 3176, Fax: +33 1 7418 0086, E-Mail: par@atlantis-ltd.com

Oceana

Cornax Atienza, María José
Fundación Oceana Europa, c/ Leganitos, 47-6º, 28013 Madrid, Spain
Tel: +34 911 440880, Fax: +34 911 440 890, E-Mail: mcornax@oceana.org

Pew Environment Group

Baske, Adam
2346 40th St. NW - Apt. 1, Washington, DC 20007, United States
Tel: +1 202 255 5860, Fax: +1 202 482 4307, E-Mail: abaske@pewtrusts.org

Gagern, Antonius

Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals (ICTA), Universitat Autònoma de Barcelona (UAB), 08193 Bellaterra (Cerdanyola del Vallès) Barcelona, spain
Tel: +34 615 694 763, E-Mail: antonius@ceaconulting.com

Miller, Shana

Pew Charitable Trusts, 901 E Street, NW, Washington, DC 20004, United States
Tel: +1 631 671 1530, E-Mail: smiller-consultant@pewtrusts.org

Parmentier, Rémi

Pew Environment Group, 901 E Street NW, Washington, DC 20004, United States
Tel: +34 637 557 357, Fax: +1 202 552 2299, E-Mail: remi@vardagroup.org

WWF Mediterranean Programme Office

Cooke, Justin G.

Centre for Ecosystem Management Studies, Höllenbergstr. 7, 79312 Emmendingen-Windenreute, Germany
Tel: +49 7641 935 1631, Fax: +49 7641 935 1632, E-Mail: jgc@cemps.de

Mielgo Bregazzi, Roberto

c/ San Sebastian 53, 28212 Navalagamella, Madrid, Spain
Tel: +34 650 377698, E-Mail: robertomielgo1@telefonica.net

Tudela Casanovas, Sergi

WWF Mediterranean Programme Office Barcelona, c/ Carrer Canuda, 37 3er, 08002 Barcelona, Spain
Tel: +34 93 305 6252, Fax: +34 93 278 8030, E-Mail: studela@atw-wwf.org

ICCAT SECRETARIAT

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

Pallarés, Pilar

Kell, Laurence

Ortiz, Mauricio

Palma, Carlos

Di Natale, Antonio

Idrissi, M'Hamed

Justel, Ana

LIST OF DOCUMENTS

- SCRS/2012/119 Changing selectivity patterns in the western Atlantic bluefin tuna fishery. Maguire, J.J., Hanke, A. and Neilson, J.
- SCRS/2012/120 Seguimiento de la Encomienda de la SGM al IEO para el estudio del atún rojo (*Thunnus thynnus*) del Atlántico Este (que incluye el Mediterráneo) utilizando las almadrabas como observatorios científicos durante 2012. de la Serna, J.M., Macías, D., Ortiz de Urbina, J.M. and Godoy, D.
- SCRS/2012/121 Campañas de marcado de atún rojo (*Thunnus thynnus*) juvenil coordinadas por el IEO previstas en el Programa GBYP-ICCAT y realizadas en el Estrecho de Gibraltar durante Noviembre de 2011 y enero de 2012. de la Serna, J.M., Belda, E., Godoy, M.D. and Majuelos E.
- SCRS/2012/122 Posible influencia sobre el comportamiento migratorio del atún rojo (*Thunnus thynnus*) de las distintas estrategias de marcado electrónico utilizadas en las almadrabas y en jaulas de engorde. de la Serna, J.M., Abascal, F., Abid, N. and Godoy, M.D.
- SCRS/2012/123 Spatial movements of bluefin tuna revealed by electronic tagging in the Mediterranean Sea and in Atlantic waters of Morocco in 2011. Quílez-Badia, G., Cermeño, P., Tudela, S., Sainz Trápaga, S. and Graupera, E.
- SCRS/2012/124 Update of the index of abundance of juvenile bluefin tuna in the western Mediterranean Sea until 2011. Fromentin, J.M., Bonhommeau, S. and Brisset, B.
- SCRS/2012/125 Preliminary analyses of the ICCAT VMS data 2010-2011. Justel Rubio, A., Parrilla, A. and Ortiz, M.
- SCRS/2012/126 Size structure of northeast Atlantic and Mediterranean bluefin tuna (*Thunnus thynnus*, L. 1758) caught during the period 2001-2012 as revealed by Japanese daily fresh tuna market auction reports. Mielgo Bregazzi, R.
- SCRS/2012/127 Northeast Atlantic and Mediterranean bluefin tuna (*Thunnus thynnus*, L. 1758) caught during the period 1998-2011 as revealed by international trade official statistics. Mielgo Bregazzi, R.
- SCRS/2012/128 Quelques indices de la biologie du thon rouge (*Thunnus thynnus*) en Algérie. Labidi, N. and Nouar, A.
- SCRS/2012/129 Evaluation du stock de thon rouge (*Thunnus thynnus*) en Algérie. Labidi, N. and Nouar, A.
- SCRS/2012/130 Overview of the Japanese longline fishery for bluefin tuna in the Atlantic Ocean, up to 2011. Kimoto, A., Itoh, T., Sakai, O. and Miyake, M.
- SCRS/2012/131 Updated standardized bluefin tuna CPUE from the Japanese longline fishery in the Atlantic up to the 2011 fishing year. Kimoto, A., Itoh, T., Suzuki, Z. and Miyake, M.
- SCRS/2012/132 Use of Fulton's condition factor to filter out outliers from Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*, L.) length-weight relationships. Deguara, S., Cort, J.L., Galaz, T., Estruch, V.D., Belda Perez, E.J.
- SCRS/2012/133 Bluefin tuna counting and biomass estimation during transfers through the combined use of optical and acoustical techniques. Espinosa, V., Puig, V., Soliveres, E., Estruch, V.D., Adnreu, G., Atienza, V., Valiente, J.M., Lopez, F., Mèlich, B., de la Gándara, F. and Santaella, E.

- SCRS/2012/134 Analysis and evaluation of the catch weights and growth factors of Atlantic bluefin tuna based on Bluefin Tuna Catch Documents (BCDs). Ota, S., Wada M., Kaneko, M., Iioka, M.
- SCRS/2012/135 Comparison of the recent and historical information on the size composition of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in the Adriatic obtained by purse seine fisheries. Katavic, I., Ticina, V., Grubisic, L., Segvic Bubic, T., Franicevic, V.
- SCRS/2012/136 Preliminary experiences in applying the stereoscopic system in bluefin tuna size estimates. Grubisic, L., Katavic, I., Segvic-Bubic, T., Ticina, V., Mislov, K.
- SCRS/2012/137 A comparison of initial statistical catch-at-age and catch-at-length assessments of eastern Atlantic bluefin tuna. Butterworth, D.S. and Rademeyer, R.A.
- SCRS/2012/138 A simulation tool to evaluate effects of mixing between Atlantic bluefin tuna stocks. Kerr, L.A., Cadrin, S.X., Secor, D.H. and Taylor, N.
- SCRS/2012/145 Trade-based estimation of bluefin tuna catches in the eastern Atlantic and Mediterranean, 2005-2011. Gagern, A., Van den Bergh, J. and Sumaila, R.
- SCRS/2012/148 Analyses of connections between Atlantic bluefin tuna fisheries at both sites of the Atlantic comprising Balfegó catch rates in Balearic spawning ground. Gordoa, A.
- SCRS/2012/152 Natal origin of bluefin tuna visiting the Bay of Biscay feeding area. Fraile, I., Arrizabalaga, H. and Rooker, J.
- SCRS/2012/154 Using Bayesian methods to evaluate the credibility of stock-recruitment relationships for Western Atlantic bluefin tuna. McAllister, M.K.
- SCRS/2012/155 Historical Atlantic bluefin tuna stock mixing within fisheries off the U.S., 1976-2012. Secor, D.H., Rooker, J.R., Neilson, J.D., Busawon, D., Gahagan, B., and Allman, R.
- SCRS/2012/156 Atlantic bluefin tuna stock mixing within the U.S. North Carolina recreational fishery, 2011-2012. Secor, D.H., Gahagan, B. and Rooker, J.R.
- SCRS/2012/157 Predicting potential Atlantic spawning grounds of western Atlantic bluefin tuna based on electronic tagging results, 2002-2011. Lutcavage, M.E., Galuardi, B., and Lam, T.C.H.
- SCRS/2012/158 Updated standardized catch rates of bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, from the rod and reel/handline fishery off the northeast United States during 1980-2011. Lauretta, M.W. and Brown, C.A.
- SCRS/2012/159 Annual indices of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) spawning biomass in the Gulf of Mexico (1977-2011). Ingram, G.W. Jr.
- SCRS/2012/160 Standardized catch rates of bluefin tuna from the United States pelagic longline fishery in the Gulf of Mexico during 1987 to 2011. Cass-Calay, S.L.
- SCRS/2012/161 New results on maturity status of western Atlantic bluefin tuna, *Thunnus thynnus*. Knapp, J.M., Heinisch, G., Rosenfeld, H., and Lutcavage, M.E.
- SCRS/2012/162 Scientific examination of western Atlantic bluefin tuna stock-recruit relationships. Rosenberg, A., Cooper, A., Maunde, M., McAllister, M., Methot, R., Miller, S., Porch, C., Powers, J., Quinn, T., Restrepo, V., Scott, G., Seijo, J.C., Stefansson, G. and Walter, J.
- SCRS/2012/163 Análisis de la captura incidental del atún aleta azul (*Thunnus thynnus*) por la flota palangrera mexicana en el Golfo de México, 1994-2011. Ramírez-López, K. and, Abad Uribarren, A.
- SCRS/2012/164 Development of indices of larval bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in the western Mediterranean Sea. Ingram, G.W., Jr., Alemany, F., Alvarez, D. and García, A.

SUMMARIES OF DOCUMENTS SUBMITTED TO THE GROUP**Biology**

Several papers were presented on biometry, size structure inferred from conversion factors, sex ratio and relative growth of Atlantic bluefin tuna.

Document SCRS/2012/104 presented length-weight and length-length relationships covering the areas of the North East Atlantic and West and Central Mediterranean. Most of these biometric relationships were new and some others updated the ICCAT conversion factor table for which East Atlantic and Mediterranean stock information is very limited. The obtained relationships provide detailed information by geographical area, month and sex. Authors indicated that differences with the currently used length-weight relationship for the Mediterranean will influence the estimation of biomass from length observations for this area. This paper also analyzed the bluefin tuna condition factor by geographic area and quarter.

Document SCRS/2012/105 updated the relationship between head length and pre-operculum length with curved fork length, obtaining a good fitting. This regression was used to estimate the size frequencies data from biological scraps for 2011 bluefin tuna catches coming from Moroccan Atlantic traps. The 2011 size structure was similar to that from the previous two years, which also were estimated by the same method.

Document SCRS/2012/132 proposed a method to filter out outliers in datasets used for the determination of Atlantic bluefin tuna L-W relationships in order to provide more meaningful L-W relationships. The method proposed was based on the application of the Turkey's Outlier method on the Fulton's Condition Factor (K) data derived from fork length (FL) and round weight (RWT) data points available in these datasets. In this analysis, the Turkey's Outlier method was applied to the K data derived from the FLs and RWTs of eight Atlantic bluefin tuna datasets from both wild (East and West stock, various gears) and farmed Atlantic bluefin tuna. The determined lower and upper filtering limits were then used to filter out outlying FL and RWT data points in the original datasets for the purpose of determining new L-W relationships. It was shown that application of the Turkey's Outlier filtering procedure significantly improved the coefficient of determination (R²) in these datasets in which R² was initially low. This analysis clearly showed that applying Turkey's Outlier method to K can be used to provide more accurate L-W relationships for Atlantic bluefin tuna.

Document SCRS/2012/128 described some bluefin tuna biological parameters coming from the Japanese longline boats catches operating in the Algerian coast. Average size and relative growth by sex, sex ratio, length-weight and length-length relationships (total and fork length, round and gutted weight) by sex were estimated from a wide ten years sampling from 2000 between the first of April and the first of June.

Document SCRS/2012/117 described Atlantic bluefin tuna sex ratio by size for the specimens caught by purse seiners in the western Mediterranean. Sex, weight and fork length data were collected from nearly 17000 specimens sampled from 2009 to 2012 when slaughtered after being farmed. The same sex ratio pattern was found as in SCRS/2012/128, in which males dominate the first and last length classes while females dominate in the intermediate classes.

Document SCRS/2012/114 makes an analysis of the SFL of 2,458,028 Atlantic bluefin tuna were taken from 224 scientific publications and unpublished length data from scientific organizations and fishing companies spanning most of the known Atlantic and Mediterranean bluefin tuna fisheries dating from 1605 to 2011, give SFL values ranging from $L_{\min} = 20$ cm and $L_{\max} = 330$ cm.

The results indicate that the parameter L_{∞} of the growth equations used by the SCRS Atlantic bluefin tuna assessment group for the eastern and western stocks of Atlantic bluefin tuna lies within the confidence limits of the maximum lengths presented in the study: $L_{\max} = 319.93 \pm 11.3$ cm.

Solutions are provided to recognise and remove outliers from ICCAT databases based on the application of fixed values of Fulton's condition factor (K) between 1.4 and 2.6 to correct this situation in the future.

Document SCRS/2012/101 considered the development of the 2003 year-class. It was stated in the stock assessment of the Atlantic bluefin tuna in 2010 that the 2003 year class could be a strong year-class originated from the West

Atlantic stock. This year-class appeared in the catch of Japanese longline fishery operated in the east Atlantic as a clear indication of the strong year-class but does not seem so strong and not consistent way in the catches of the fishery in the west Atlantic. Concurrent appearance of this year-class is identified in some of well documented important fisheries. Although the 2003 year-class could be a strong year-class that originated both in the West and East Atlantic, this year-class seems to be more dominant and consistently appears in the eastern Atlantic stock. Full analyses for all other important fisheries in the whole Atlantic are required to determine relative strength of this year-class.

Document SCRS/2012/142 presented an historical overview of the situation of bluefin tuna in the central-southern Atlantic, showing the reported catches and analysing the data for the last 20 years, where some mixing with southern bluefin tuna is very possible in the most southern areas. The distribution of the species is considered, taking into account all electronic or conventional tags reported so far and new anecdotic information for the most recent years. The presence of natural marks caused by cookie cutter sharks is discussed, even if this remains an unclear indication. The impact of current regulation on catch or by-catch reporting is also considered. The possible presence of potential spawning areas in various parts of central Atlantic was also discussed, also taking into account very recent data coming from pop-up tags. The need to better focus the attention on this huge part of the ICCAT area is pointed out.

Document SCRS/2012/152 presented first results on the natal origin of 470 juvenile and adult bluefin tuna caught in the Bay of Biscay during 2009-2011. Authors used $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{18}\text{O}$ isotopic ratios in otoliths as a tool for identifying natal origin. Maximum likelihood estimates of proportions of origin indicated that a large fraction (95-100%) of the Atlantic bluefin tuna caught in the Bay of Biscay fishery was originated in the Mediterranean. However, it was noted that individuals with most depleted $\delta^{18}\text{O}$ values were all caught at similar times, suggesting that intermittent west to east migration pulses might occur, with potentially important implications to stock assessments (especially for the western stock). Thus, the authors recommended continuing these analyses in order to better characterize the magnitude and periodicity of these migration events.

Document SCRS/2012/155 assigned population membership to historical and recent samples of Gulf of Mexico spawners and U.S. Atlantic “school” size category juveniles collected during the past 36 years, 1976-2012 on the basis of otolith stable isotope stock composition analysis. Gulf of Mexico spawners showed strong natal homing regardless of sampling period, although the most recent sample (2009-2010) showed slightly lower contribution rates from the Gulf of Mexico population ($91.7\% \pm 4.6\%$ SD; N=80). The contribution of the Gulf of Mexico population has diminished substantially for school sized bluefin tuna (70-150 cm CFL) was quite high in 1976-1977 collections ($84.8\% \pm 10.5\%$ SD; N=26) in comparison to two decades (1997-2000) and three decades (2011-2012) later, when contributions were respectively $38.9\% \pm 6.3\%$ SD (N=120) and $15.8\% \pm 6.0\%$ SD (N=86). These preliminary results indicate that U.S. school bluefin (“Rod and Reel”) CPUE series do not exclusively nor consistently represent western stock status.

Document SCRS/2012/156 assigned population membership, Mediterranean or Gulf of Mexico, to North Carolina and Virginia (US) Atlantic bluefin (2011 and 2012), which included members of the abundant 2003 year-class. Maximum likelihood estimates of the sample’s mixture were based on otolith stable isotope composition, $\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^{13}\text{C}$. For the 2003 year-class, the estimated contribution rate of Gulf of Mexico members was $49.2\% \pm 13.2\%$ SD. When all ages were included (3-17 years; CFL 117-285 cm; N=218), the contribution of the Gulf of Mexico population was estimated at $28.2\% \pm 4.6\%$ SD. Results support the inference that the 2003 year-class, evident in US fisheries during the past 5 years, received notable contributions from the Mediterranean population, where a strong year-class was observed. Further, results suggest that U.S. fisheries for school and medium size classes (<205 cm CFL) have shown increasing dependence on Mediterranean-origin individuals during the past 15 years.

The Group received several contributions concerning reproductive biology, including larval studies.

Document SCRS/2012/149 provided a general overview about the existing scientific knowledge of eastern bluefin tuna reproduction and reproductive areas, based on many published papers. The various larval campaigns were considered, as well as any additional data source concerning age 0 distribution and evidence of mature gonads in various Mediterranean areas over at least more than a century. It is evident that most of the Mediterranean Sea is a spawning area, with some areas more documented than others (maps were provided), but it is very clear that spawning aggregations can vary in time and space each year, according to several factors, mostly environmental. Some issues concerning the reproduction are still to be understood, but a lot of knowledge is already available. The possibility of having extra-Mediterranean spawning areas was also discussed, but without any definitive element.

Document SCRS/2012/161 provided new information on the reproductive and sexual maturity of 529 Atlantic bluefin tuna sampled from 2004-2010 on NW Atlantic foraging grounds off New England, Canada, and young of

year from Virginia. Fish size was 107–292 cm CFL (excluding YOY), and gonadosomatic index (GSI) was 0.012–1.347. Although nearly all gonads sampled from fish >134 cm were regressed, sexual maturity evidence was detected via histology. Partially spent testes were present in males >145 cm and lipid stage oocytes were present in most females sampled in the Gulf of Maine during June–July. The authors obtained endocrine hormone profiles and compared pituitary gonadotropins (GtHs) across size classes, including YOY, presumably immature, and mature individuals. FSH/LH ratio was >2 among YOY (characteristic of immature fish) while FSH/LH ratio was <1 in Atlantic bluefin tuna >134 cm (characteristic of mature fish). Although some size gaps remain in the sampling (e.g., between YOY and 107 cm), the authors' results were consistent with histological and endocrine analyses of maturity patterns in eastern ABFT and a revision of the western Atlantic bluefin tuna maturity schedule was recommended.

Document SCRS/2012/115 presented other sources of information that could aid in assessing the effectiveness of the implementation of the ICCAT Recovery Plan as bluefin larval surveys. Within the EU financed MEDIAS project aimed at the assessment of pelagic resources off the Spanish Mediterranean coasts covering from Cape Creus in the NW Mediterranean to the neighboring waters of the Alboran Sea, an ichthyoplankton sampling program was implemented from 2009–2011. The MEDIAS surveys were undertaken in June–July during the Mediterranean peak spawning season and optimal for sampling bluefin larvae in the Balearic Sea. During the 2011 MEDIAS survey, important numbers of bluefin larvae (568) were collected along the Levantine coasts of Spain by means of bongo plankton tows. Bluefin larvae were concentrated along the shelf/slope waters from Cape La Nao towards the southwest Mediterranean.

Finally, the Group received information both in the form of presentations and working papers which addressed research of broader scope, including the Atlantic-wide Research Program for Bluefin Year (GBYP).

The main research achievements obtained by the GBYP “Biological Sampling and Analysis” program were presented to the Group. During 2011 (Phase 2), a total of 1916 bluefin tuna were sampled (including larvae, YOY, juveniles, medium size fish, and large fish) from different regions (East, Central and Western Mediterranean, and Northeast and Central North Atlantic). From these individuals, 4309 biological samples (genetic samples, otoliths, spines and gonads) were taken. Genetic markers have been developed and stock structure and origin assignment analyses have been started. Regarding microchemistry, otoliths from the Central North Atlantic, Bay of Biscay, Strait of Gibraltar, Balearics, Malta, Sardinia and the Adriatic Sea have been analyzed, results showing >99% of Eastern origin fish except in the Central North Atlantic where 84% of the fish were of Eastern origin. Regarding age determination analyses, 374 otoliths and 375 spines have been interpreted already. Inter-reader agreement was high and preliminary age-length-keys were generated for both spines and otoliths. The comparison between ages estimated from different structures of the same specimen showed a good age agreement. This indicates that both structures may be used indistinctly for age determination of Atlantic bluefin tuna for the age ranges analyzed in this project. Histological analysis did not yet provide much insight into the reproductive biology of bluefin tuna because the sampling was not adapted to this objective (as it was mainly designed for stock structure). The aim during 2012 is to fill the strata that could not be sampled in 2011, as well as to have a temporal replicate, and continue the analyses on the 4 main axes of the program (genetics, microconstituents, ageing and reproduction).

Catches and Fishery Trends – West

Document SCRS/2012/116 in this document Task II size frequency data of bluefin tuna was reviewed and preliminary analysis performed for its potential use with integrated catch statistical models and or to estimate Catch at Size (CAS). The size data was also compared with historic data of size distributions recently obtained through the G-BYP research program. Year, month, gear and fleet were evaluated as explanatory factors of the mean size observed variability. A GLM model was used to estimate the predicted annual mean size and to identify main explanatory factors.

Document SCRS/2012/148 analysed CPUE series. The updated CPUE time series from Balfego continued the positive trend in 2012, tripling the catch rates estimated in 2011. Positive correlations between some western and eastern fisheries were found which can be indicative of significant harvest of eastern stock juveniles (< 4 yrs) by North American fisheries and also significant harvest of Eastern stock spawners (ages 8 and 9) in the Gulf of St. Lawrence fisheries and by Japanese longliners operating in Area2. These results showed the need to revise the current western and eastern fisheries categorization and stock indices.

Document SCRS/2012/110 considered the effect on future stock recovery of delaying the bluefin tuna fishing season in the Mediterranean by two weeks. The authors hypothesized that any change in the fishing season that results in an increased rate of eggs fertilization in optimal spawning areas can help to speed up the recovery rate of the stock without requiring additional reduction of the TAC. However, the author acknowledged that it is not possible to

quantitatively assess the effect of the proposed change on stock recovery with the current available data. The author indicated that other positive effects of delaying the fishing season by two weeks (as assessed by using available data from the Balfego's vessel production) are: (a) reduction on the fishing active time and over the operating costs by 43%, (b) keep wages at same level, reduction of work time at sea and increments of safety on board (in the same proportion of fishing time reduction), (c) slightly increase of the average size of individuals, which may result in a 6% reduction in fishing mortality and a 3% increase in revenue associated with better prices for individuals of greater size, (d) reduction on the level of environmental impact by gas emissions (in the same proportion of the fishing time reduction), and(e) reduction of control costs and simplification of monitoring of the fishing activities.

Document SCRS/2012/119 responded to the *Supplemental Recommendation by ICCAT Concerning the Western Atlantic Bluefin Tuna Rebuilding Program* [Rec. 10-03]. This Recommendation requests the SCRS to provide guidance on a range of fish size management measures for western Atlantic bluefin tuna and their impact on yield per recruit and spawner per recruit. This paper responds to Rec. 10-03 by providing yield and spawner-per-recruit analyses to evaluate the effectiveness of current size limits in the fishery for conserving and rebuilding spawning stock biomass and comment on alternative approaches. The analyses include scenarios which account for undocumented post-release mortality in the recreational fisheries and consider impacts of the various components of the fishery on stock productivity, including revisions of measures of yield- and spawner-per-recruit. The analyses demonstrates that shifting the fishery size-selectivity towards larger, older individuals offers advantages in terms of sustainable yield and spawning stock biomass, but acknowledges that changes to the status quo selectivity would raise problematic allocation issues, both domestically and internationally. To meet the requirement of Rec. 10-03 that calls on all ICCAT Contracting Parties to monitor and report on all sources of fishing mortality, further work is recommended to provide estimates of post-release mortality in all catch and release fisheries for western Atlantic bluefin tuna.

Document SCRS/2012/163 presented an analysis of the incidental catch of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) by the Mexican longline fleet operating in the Gulf of Mexico targeting yellowfin tuna during the period 1994-2011. The results of the analysis indicate that annual catches were below to 25 t. The total number of bluefin tuna caught was 757 with a total weight of 172 t. The size frequency distribution ranges from 115 to 379 cm FL showing a normal distribution with an average length of 245 cm FL. Males were predominant in the catch comprising 51% (259 fish) of all animals caught. A spatial analysis was performed using 50x50 quadrants with the goal of characterizing the size frequency and sex distribution. It is concluded that the catch of bluefin tuna is reduced in numbers, with a higher proportion of males and a reduced catch of juveniles.

SCRS/2012/130 overviewed the operation pattern, fish size, and trends in total catch, effort and nominal CPUE of the Japanese longline fishery in the Atlantic for bluefin tuna up to December 2011. In the both west and east Atlantic, the recent fishing grounds for bluefin changed and/or shrank substantially, due to the introduction of IQ system for Japanese longline vessels. In the east Atlantic, the Japanese longline vessels operated almost solely in the Northeast Atlantic (north of 40N). The total catch in the West Atlantic has been relatively stable between 280 and 420 tons in the past five years, whereas the caches in the east Atlantic substantially decreased from 2200 to 1100 tons; following the reductions in the national quota. The nominal CPUEs in the West Atlantic fluctuated significantly since 2007 fishing year, showing considerably high values for 2007, 2009, and 2011 fishing years, while a steep increasing trend since 2009 fishing year was observed in Northeast Atlantic.

Tagging

Several papers were presented to the Group in relation to conventional and electronic tagging:

Document SCRS/2012/112 provided information on electronic tagging in western Mediterranean. A total of 46 pop-up tags (34 MK10 and 12 MiniPAT tags, Wildlife Computers®) were deployed on Atlantic bluefin tuna spawners caught by purse seine in the Balearic Sea in June, 2009-2011. Although the tags were programmed to detach 10-12 months after their deployment, the maximum retention time recorded was 149 days. The mean retention rate of miniPATs appears to be higher than that of MK10s. Thirteen of the 46 tags (28.26%) detached earlier than 15 days after deployment, 20 (43.48%) popped-off between 15 and 44 days, and 13 (28.26%) remained attached to the fish for more than 44 days. The majority of bluefin tuna tagged during the reproductive season in the western Mediterranean Sea appeared to migrate back to the Atlantic Ocean soon after spawning, some of them moving first northwards to high latitudes (~60°N) and then turning southwards to the central Atlantic.

Document SCRS/2012/121 provided information on the conventional tagging surveys using pole and line vessels that were conducted in the Strait of Gibraltar during November-December, 2011 and February, 2012. A total of 1389 bluefin tuna ranging 15-40 kg were tagged, 46 % of which had double tagging.

Document SCRS/2012/122 described the differences observed in the behavior of bluefin tuna tagged in traps when tunas were taken on board and released alone or when were tagged underwater and released together with other tunas. In the first case, tuna made migrations to the Central Atlantic, and in the latter case the tunas entered in the Mediterranean and exit after several weeks. Regarding the tagging and release in cages for fattening, it was observed that, tuna behavior after release was affected by the time of confinement in the farm. When released these bluefin remained in the vicinity of the fattening farm in and took some time for their return to the wild.

Document SCRS/2012/123 reported tagging carried out during 2011. Eleven tagging expeditions were carried out in the NW Mediterranean, the Adriatic Sea and in the Atlantic coast of Morocco in order to determine Atlantic bluefin tuna trajectories and behavior, following the tagging work carried out in 2008, 2009 and 2010. Pop-up satellite archival tags and internal archival tags were used on adults and juveniles. In total 22 pop-up and 5 archival tags were deployed. Tagged bluefin tuna weight ranged from 40 to up to 290 kg, and retention rates of pop-up tags ranged from 3 to 304 days. None of the tunas tagged within the Mediterranean Sea left the basin during the whole tracking period. Results reinforce available evidence for: (1) a strong connection of some fish to the western Mediterranean basin, and (2) a strong connection of fish to the deeper areas of the Adriatic Sea. Only one of the tunas tagged in Morocco entered the Mediterranean Sea showing, together with a tuna tagged in Moraira (east coast of Spain), a behavior that could suggest spawning in the well-known breeding area south of the Balearic Islands. In addition, this year's results seem to indicate that the Azores and the Canary Islands could be relevant residence areas for the species in the NE Atlantic.

Document SCRS/2012/143 showed the very preliminary results of the GBYP tagging activity carried out with pop-up tags in Atlantic coast of Morocco in May 2012. The tagging was conducted according to the recommendations provided by the SCRS, tagging both underwater and on board. Several tags had a premature release, but this fact did not prevent to get some very interesting results, showing a much differentiated behavior, with some tunas entering in the Mediterranean for spawning and others going directly to some Atlantic areas. One tuna crossed the Atlantic ridge going westward, while another one went up to Norway after spawning in the Mediterranean. No behavioral difference between tunas tagged underwater or on board was noticed so far. Some tags are still on seven tunas and they should provide additional info. The relevance of this tagging activity on pre-spawners was pointed out, because it is able to provide improvements in scientific knowledge in almost real time.

Document SCRS/2012/157 analyzed dispersal patterns of Atlantic bluefin tuna released from New England and Canadian foraging grounds in 2002 to 2011 (n=126, estimated sizes 150-185 cm curved fork length, CFL) with PSATS. Findings showed that most of the individuals retaining tags until the following April-June (20/36) did not enter the Gulf of Mexico (GOM), their presumed spawning ground. Spatial and environmental information returned by the tags suggested that some Atlantic bluefin tuna spawn elsewhere, possibly in late winter or spring, near the Gulf Stream margin, the Bahamas, and Caribbean Sea. Most of the fish utilizing the GOM during the observed period (all > 185 cm CFL) did so between February and March, and remained there for several months. None of the smaller (i.e., 150 - <185cm CFL) tagged individuals entered the GOM, but were at times located in oceanographic conditions similar to known spawning areas (e.g., SST from 22-26 °C, recirculation zones). Dispersal patterns exhibited by mature Atlantic bluefin tuna were consistent with life history models predicting that smaller/younger fish should reproduce in areas closer to foraging grounds than larger individuals. Authors indicated that confirmation of reproductive activity in the Atlantic, while difficult to accomplish, is key to obtaining an accurate assessment of spawning stock biomass for western Atlantic bluefin tuna.

REPORT OF THE INFORMAL GROUP ON TRADE-MARKET DATA**Introduction**

The Informal Group (lead by Dr. M. P. Miyake) was informally established during the ICCAT 2012 bluefin tuna stock assessment session to review the following four SCRS documents, containing studies based on trade and market data:

SCRS/2012/126: Size structure of northeast Atlantic and Mediterranean bluefin tuna (*Thunnus thynnus*, L. 1758) caught during the period 2001-2012 as revealed by Japanese daily fresh tuna market auction reports. Mielgo Bregazzi, R.

SCRS/2012/127: Northeast Atlantic and Mediterranean bluefin tuna (*Thunnus thynnus*, L. 1758) caught during the period 1998-2011 as revealed by international trade official statistics. Mielgo Bregazzi, R.

SCRS/2012/134: Analysis and evaluation on the catch weights and growth factors of Atlantic bluefin tuna based on bluefin tuna catch documents. Ota, S., Wada, M., Kaneko, M., Iioka, M.

SCRS/2012/145(144): Trade-based estimation of bluefin tuna catches in the eastern Atlantic and Mediterranean, 2005-2011. Gagern, A., Van den Berg, J. and Sumai, R.

The Group briefly reviewed these documents particularly in respect to the objective of study, data sources, methods used, assumptions adopted and associated uncertainties.

Based on this review, the Group recognized the value of these sources of information in improvement of ICCAT bluefin tuna statistics, although the uncertainty of the estimations based on them have not allowed its use by the SCRS. Therefore, the Group further studied the possibility of using these sources of data to improve bluefin tuna statistics. Particular attention was paid in identifying the main source of bias and the improvements needed, evaluating the benefits and difficulties of these studies based on market and trade data, and making recommendations for future studies.

One of the main uses of trade data is to provide information pertaining to the level of total catches that needs to be estimated for stock assessment purpose. For this purpose, information from all available sources should be compared and synthesized to provide bounds on possible catch levels.

The Group considered that the potential relevance of trade data to the work of the SCRS is not to monitor compliance. Therefore, the Group limited its discussion to the contributions on scientific aspects and avoided reference to compliance purpose.

Review of current studies

Characteristics of the documents presented.

Document SCRS/2012/126

Objectives: Provision of an alternative insight into demographic trends, particularly of those spawners in the east Atlantic, including the Mediterranean.

Methods: Estimate the size at capture of wild and farmed fish by back-calculating round weight at catch from the product weight in Japanese fresh fish auction market.

Data source: Daily records (of product weight) of bluefin tuna auctioned in over 64 Japanese fish markets, provided by the market sellers/traders during the period January 2002 to June 2012.

Assumptions:

Product type in market is gilled and gutted (GG) for <70 kg fish and dressed (DR) for ≥70 kg fish. Conversion factors to round weight used are 1.16 and 1.25 for GG and DR, respectively.

Fattening ratios: assumed as follows; for East Atlantic bluefin tuna (E-BFT) weighing 70 kg and above at auction, it is assumed that such fish corresponds to catches of adult E-BFT farmed during a standard 6 to 7 months' fattening season. The retained cross-board fattening ratio for such fish is: 1.25 (25%)

For E-BFTs weighing less than 70 kg at auction, with the exception of those farmed at Croatian tuna ranches, it is assumed that such fish corresponds to catches farmed during a standard 6 to 7 months' fattening season. The retained cross-board fattening ratio for such fish is: 1.60 (60%)

For Croatian farmed E-BFTs weighing less than 70 kg at auction, it is assumed that such fish corresponds to catches of juvenile E-BFT made by the Croatian domestic purse seine fishing fleet inside the Adriatic Sea. Such fish are normally farmed at Croatian tuna ranches for a period of two (2) to three (3) years. The retained cross-board fattening ratio for such fish is: 2.00 (100%)

The basic assumption is that the Japanese fresh tuna auction market is taking mostly large Mediterranean bluefin tuna of high quality.

Uncertainties: Market bias is to be noted. Important market structure and market trend changes have taken place in Japan over the recent years. Information about the off-market selling fish and frozen fish was purposely not taken into account or included in this paper.

Uncertainty related to crossboard fattening ratios used in this paper can nevertheless have effects on size and weight estimates of fish at capture.

The assumption of different presentations (whether Gilled and Gutted or Dressed) depending of the weight, have to be proved.

Document SCRS/2012/127

Purpose: Clarification of the gaps existed between ICCAT TACs and the amounts of equivalent wild E-BFT being effectively traded worldwide since 1998.

Methods: Estimate the yearly total catch of east Atlantic bluefin tuna in round weight, based on the trade-flux data records, for the purpose of comparison with reported catch by fishing nations from 1998 to 2011.

Data source Official export/import records from a variety of primary official trade data sources (Japan, USA, EU, Korea, China and other importing countries for fresh and frozen bluefin tuna). Products were converted into round weight and farmed fish are back calculated to the weight before farming

Assumption: Conversion factors to round weight used are 1.25, 1.67, and 1.13 for DR, FL, and GG, respectively.

Various fattening ratios (e.g. for Croatian fish, 2.00 for 1998-2001 and 2008-2012 fish, 1.50 for 2002-2007 fish, for the other fish, 1.60 for <60 kg fish, 1.25 for >60 kg fish).

Uncertainties; Potential of double count of same individual in trading data of processed product. Also, potential of double counting because of export route (mixing of export and re-export data). Uncertainty in fattening ratios applied.

Document SCRS/2012/145

Objective; Catch estimation using trade statistics.

Methods: Estimate the annual catch (in round weight) using Eurostat, GTIS and Japanese import statistics, from 2005 to 2011. GTIS data include trade data of over 40 countries that have been involved in E-BFT trade. Several conversion steps are applied to make up for (i) weight loss during commodification, (ii) weight gain of farmed fish during fattening process, (iii) double counting due to re-export and commodity types (no belly-meat used), (iv) local consumption, and (v) carry-overs due to ranching. The processed fish weights were converted into round weight. The back calculations to original weight were done only for the farmed fish. Furthermore a sensitivity analysis is presented that quantifies the impact of potential error around every variable used.

Data: Eurostat, GTIS (Global Trade Information Service), and Japanese import statistics.

Assumption: Assumption for the conversion factor, EU consumption/re-exports, and fattening ratio under the hypothetical scenarios.

Weighted average conversion factors (from product weight to round weight) were calculated based on Japanese import data and ICCAT conversion factors. Weighted average factors calculated ranged from 1.43-1.51. Since commodity types of E-BFT in the Japanese market might not be representative for commodity types in other markets, the author of the paper also present lower and higher values in the model. The conversion factors used in the model are hence 1.35, 1.45 and 1.55. Since 1.45 is the conversion factor closest to the one calculated for Japan, the author use it for their “preferred scenario”.

Based on trade data, it was assumed that 75% of all E-BFT import goes to Japan, 20% to Italy, Spain and France, and 5 % to other countries (Mainly South Korea and USA). For the 20% going to Italy, Spain and France, double counting due to re-exports are difficult to detect. This paper therefore eliminates all trade going to Italy, Spain and France and replaces it by a fraction of global imports. This fraction is assumed to be 10% in our “preferred scenario”, a very conservative estimate given that trade data suggest 20% going to these countries.

Uncertainties:

The group discussed great uncertainties in Eurostat (e.g. live-fish trade is not properly coded before 2007). For years 2005, 2006 and 2007, no explanation is given as to the avoidance of double-counting when exports and imports records included live BFT as normal BFT Commodities between fishing and farming countries but with common trade code for bluefin tuna.

The assumptions on the share of the Japanese market in the world bluefin tuna consumption are not tested. Also procedures used to eliminate double count of import and re-export are not very clear. Besides the Group felt elimination of belly meat in trade data would not be sufficient for eliminating all double count of individuals in trade.

It was pointed out that as Japanese import statistics had a single category for “Bluefin tuna species” until 2011 (even southern bluefin tuna were combined into one category until 2002) and we cannot clearly distinguish Atlantic bluefin tuna from Pacific bluefin tuna in the import statistics (i.e., there is a possibility of including import data of other bluefin tuna in the estimation, such as Pacific bluefin from Mexico and Korea, particularly those countries have a small quota for the Atlantic bluefin tuna). This study used imports to Japan only from countries with east Atlantic bluefin quota. The group concerned that there are increasing export of bluefin tuna to Japan through a third country, which have no bluefin quota (e.g., Thailand).

The Group discussed other sources of uncertainties on assumptions of constant shares of Japanese market throughout the period of survey, application of weighted average conversion factors estimated for Japanese market (combined products of all types to round weights) to other counties which have different market and consumption environment, and growth factor of fish during farming. The group felt that these must be verified with data before the evaluation of this method can be made.

Document SCRS/2012/134

Objectives: to analyze quota management of each flag State and the validity of SCRS growth factors of Atlantic bluefin tuna during the farming.

Data Source: Data from the BCDs which accompanied to all the Atlantic bluefin tuna cleared by the Japanese customs by the end of 2011. In this assessment, only validated records in the BCDs were used.

Methods: The weight at harvest recorded (in round weight) in the BCDs for farmed tuna were back-calculated applying the “ICCAT standard growth conversion factors for farmed tuna” to estimate their weight at capture. These estimated weights (at capture, at start of farming, at the harvest and at the export point) were compared with those reported in the BCDs.

Assumptions: This study covers only BCDs came with tuna imported to Japan. Therefore, the analyses do not give the whole picture of the fisheries (see the section of coverage), or estimates of total weight at captures cannot be made, unless a certain assumptions are made on the share of the Japanese market and/or representativeness of the fish imported to Japan.

Uncertainties: As many bluefin tuna had been accompanied by multiple and different BCDs, indicating fish from different origins are farmed in the same cage, these fish cannot be traced back, the identities of fish of the origins are

doubtful. In order to overcome the matter, in its analysis, a growth factor was synthetically verified on the basis of a group BCD which has the same document number and farming facility.

Also, it was recognized that there was a tendency that bigger fish are farmed in a relatively short period and harvested while smaller fish are farmed in a longer period and harvested when several harvests are made from a group of fish covered by one same BCD. In this case, there was a tendency that growth factors in the initial harvesting stage looked large relative to the SCRS growth factors while growth factors in the later harvesting stage were getting to diminish because the average farming weight is the average of all the fish.

Data sources

The Group recognized the followings have been mainly used in these studies and possible sources in future; Bluefin Catch Documents (BCD), official export documents, import permits (customs import statistics), buyer/s records, market auction records, Eurostat database, GTIS and reports by fish farmers and wholesalers.

The Group noted that most of these data sources contain relatively reliable and accurate weight information. The classifications and accuracies in records of product status of fish vary among sources and periods. It was noted that the best sources of information to track fish and to eliminate double counting would be the BCD. However, this database is not in the public domain and hence not accessible for most of the national researchers, except for the records of fish imported to their own countries.

Methods

The ICCAT conversion factors to round weights are available for belly meat, gilled and gutted, dressed, filleted, loins, etc. for farmed and wild individuals of Atlantic bluefin tuna. However, one paper presented here used average factors for compounds products.

Also the growth factors (through fattening) adopted by the ICCAT SCRS in 2009 were applied to back calculate the weight of individual farmed tuna to the round weight at capture, except two documents, where arbitrary lower factors were used, which would provide a higher estimates for fish at capture.

Benefits and uncertainties involved in trade and market research

Benefits of studies of trade and market

The data sources are, in principle, accurate and detailed with little uncertainties, as far as the items covered in the data sources. However, due to the obvious reasons of the nature of the data, these data themselves cannot substitute fishery data (e.g., catch, size data) but those can be used for verification of current fishery statistics, if data coverage is adequate, data are unbiased and proper procedures are applied for analyses.

If the conversions (both in terms of products and growth) are correctly applied, these data could be more useful for size verifications, (if assumptions can be proved), rather than catch verifications. The data will be particularly valuable if used together with a BCD.

Uncertainties in the estimates and actions for removing problems

Double counting in terms of trade

The Group recognized that double counting in terms of trade is one of the major sources of uncertainties. Repeated imports and re-exports among countries and within EU can cause double counting of products. There are many ways to detect such double counting through careful comparison of export and import documents, it still remains as problems, at a different level of significance, in most of the studies presented at this time. The Group noted that the best way to eliminate such errors is to check against BCDs.

Double counting of the same fish when traded in different lots.

There are many cases where a fish is exported to the Japanese market in pieces (e.g., belly meat, loins, collars) in different lots. The only positive solution for identifying such duplications is to examine each commodity against a BCD. If a BCD is not available, careful checking of individual shipping and comparisons between close shipping dates are essential. The Group noted that this problem appeared more serious for farmed tuna exported to Japan.

Data coverage

The most important market for bluefin tuna is Japan and since the bluefin tuna at its market chain are very well controlled and records are reliable, most of the studies of this nature heavily depend on the Japanese market information (including custom import statistics and auction markets). Until about 2006-2007, almost all the bluefin tuna products ended up at the Japanese market and hence the sample coverage of products at the Japanese market was not a problem. Since 2008 to current, the Japanese market share of bluefin tuna products in the world market has been declining. Although it would be very difficult to estimate its share, it would be essential to have an accurate proportion of products in the Japanese market of the world. The examination of the entire BCD database may provide such information, although the bias in products or size of fish as discussed below still remains as a problem.

An expansion of the survey to the market of other countries would be a solution but currently it would be very difficult as these markets are not as well controlled or concentrated as the Japanese market.

Sampling bias

This problem is very serious as discussed under the presentations. They are particularly serious in the light of rapidly changing structures of the Japanese market (e.g., auctions vs. direct distribution through a cold chain), and that the commercial strategies by the farming enterprises for shipping their products, in terms of timing, size of fish and quality of fish in response to the destination market conditions that change constantly. This means that any fish sampled at a certain points (imports, market, exports etc.) are subjects of bias. Therefore, sufficient coverage of all the fish is essential for understanding the fishery. Again, BCDs are very powerful tool to evaluate the bias in market sampling. It was noted that such market selectivity does not invalidate the use of traded volumes to obtain lower bounds on total catches, if substantial coverage is warrant.

– Data gap by time lag among capture, harvests, exports and imports

There are always time lags among time of capture, harvest, export, import and market. For farmed tuna, further time lags are inevitable between entry to the farming and harvest. Very frequently there is a year difference between catch and import/consumption. Besides, many fish are carried over a year and often over several years in the farming cages. These time lags cause significant gaps in reported quantities of fish (which is often on annual basis)

Careful analysis of disaggregated data can in many cases minimize the uncertainty due to time lags. The accurately recorded BCDs can further help interpretations of time lags found between reported records of catches and trade.

– Mix up in countries of origin

When tuna are exported to one country and re-exported to a third country, there could be some confusion to identify the country of origin. This is particularly serious when using import and export information only. Well recorded BCDs of farming with a good compliance would solve this problem. However, this could be still a problem even with BCDs, as noted in Document SCRS/2012/134.

– Mix up in species of bluefin tuna

All these studies presented, with an exception of Document SCRS/2012/134, used substantially Japanese import statistics. However, even the Japanese import statistics used the same code for Atlantic and Pacific bluefin tuna until 2011 (and even for southern bluefin tuna until 2002). Therefore, certain hypothetical assumptions would be required to estimates Atlantic bluefin imports, separated from other bluefin tunas, for example by country of origins. However, increasing re-exports by a third country makes such work very difficult.

– Uncertainties in growth factor through farming

In all these studies, except of SCRS/2011/126 and 127, ICCAT growth factors (fattening rates) for various size of fish during the farming were used to back calculate the catch weight of fish from harvest weight or export weight. Validity of using the ICCAT factors for such purpose is very critical. Document SCRS/2012/134 suggested that the estimated catches by back-calculations with ICCAT factors are far less than reported catches, indicating that the growth (fattening) factors applied are too high on an average.

Some participants pointed out that the growth factor adopted by ICCAT is the maximum gain in weight for bluefin tuna of a given size at caging, depending on the duration of the caging operation and the size of the fish at caging (as obtained under the best conditions). The Group considered that the growth factors are very variable depending on many other elements including stocking density, environmental factors, strategies of farmers, and harvesting activities; even during towing from fishing grounds to farms there may be a significant loss of condition reaching up

to 10% of body weight. Therefore, caution should be applied to when back-calculating to determine the initial catch is conducted.

Possibly, BCD records can provide with the range of possible rate of gain of fish in weight during the farming, as SCRS/2012/134 suggested. Further biological research with association of BCD records would have a good potential in comprehending the current growth factors.

In this respect, the Group encouraged to continue with the development of modern technology (such as under water stereo camera) applied to estimate fish size and abundance.

– Estimates of total catches of eastern Atlantic bluefin catches in recent years

The Group recognized that the estimation of total catch of East Atlantic bluefin tuna (including the Mediterranean Sea) from trade information for recent years is very difficult, due to various uncertainties discussed in this report. It requires good unbiased coverage of the flow of bluefin tuna through trade, without double counting. Besides the catch estimate is a function of conversion factors from products to round weights, and growth factors (fattening factors) through farming, which are applied in back calculation.

Future research through trade and market data, and recommendations

After studying all these presentations, and examining the assumptions used, and uncertainties accompanied, the Group concluded that; the trade and market information could be a useful tool to get information and/or to improve by cross-checking the landing statistics and size of fish at captures, but only if the data are properly processed and verified and accurate conversion factors (such as processed weight to round weight and for fattening during farming) are available. In addition, special attention should be also paid in the sampling coverage and bias, important sources of uncertainties.

The Group noted that the use of BCDs will solve many of such problems, and if properly applied with trade data, since it becomes possible to trace all the bluefin tuna from capture to the market, including farming process.

The compilation and analysis of data obtained through BCDs will clearly provide a better picture on the relationship among catch weight, caged weight, harvested weight and exported weight.

On the other hand, it should also be borne in mind that BCDs have some weak points as well, as described in the uncertainties under Document SCRS/2012/134.

The Group listed the following recommendations:

- The Group did not attempt to provide updated estimates of total bluefin tuna catches in recent years but recognized that this remains an open issue.
- Recognizing the advantage of BCDs traceability, the Group considers that it is essential that future research based on trade and market information should mainly depend on BCDs. Also, the BCDs (which provide accurate or at least minimal catch information) assist to a great extent the scientific work of SCRS, particularly in cross-checking Task I data, as well as providing with size frequencies of fish captured.
- As the BCDs are not in the public domain, as the first step, it is recommended that the Secretariat prepare a report to summarize the information obtained from the entire BCDs, concerning the weight of bluefin tuna at each stage (i.e., capture, entry to farming, harvest, export and import).
- The second step would be a more profound analysis of BCDs in association with the information from trade data. This is a very complicated work. The Commission may decide to expand the function of the Secretariat or this can be achieved by a team of fisheries and trade experts attached to the Commission.
- The Group recommended that the growth factor (fattening rate) during farming, which was adopted by the ICCAT in 2009 be further investigated for its appropriateness and variability in applying them for back calculation from fish weight at harvest weight to fish weight at capture. One possibility is to develop factors to back calculate, independently from the growth factors currently adopted, based on the BCDs itself. As the growth factors have a significant impact in estimating the fish weight of capture from the marketed products, the study on variability on growth factors should be made as soon as possible and if appropriate, modifications on the table should be made immediately according to its intended use.

Appendix 6

SELECTED VPA: DATA INPUTS AND RESULTS

Input - Total Catch at Age:

| # | YEAR | Age1 | Age2 | Age3 | Age4 | Age5 | Age6 | Age7 | Age8 | Age9 | Age10 | Age11 | Age12 | Age13 | Age14 | Age15 | Age16 |
|---|------|-------|--------|--------|-------|------|------|------|------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | 1970 | 58920 | 104298 | 127233 | 17510 | 6528 | 1430 | 463 | 161 | 43 | 259 | 435 | 436 | 655 | 732 | 593 | 1299 |
| | 1971 | 62033 | 152003 | 37948 | 46241 | 456 | 865 | 1357 | 1661 | 1180 | 758 | 805 | 797 | 1030 | 1090 | 968 | 2078 |
| | 1972 | 45351 | 98312 | 33605 | 2514 | 3963 | 1222 | 92 | 470 | 465 | 292 | 185 | 403 | 730 | 1053 | 929 | 2372 |
| | 1973 | 5065 | 73591 | 29957 | 5877 | 2254 | 2443 | 387 | 652 | 1270 | 829 | 265 | 506 | 643 | 696 | 587 | 2103 |
| | 1974 | 55806 | 19939 | 20430 | 5639 | 2972 | 1448 | 640 | 739 | 595 | 609 | 869 | 516 | 600 | 2027 | 1425 | 7855 |
| | 1975 | 43303 | 147653 | 6554 | 13155 | 907 | 709 | 283 | 253 | 419 | 775 | 1290 | 1058 | 1080 | 1202 | 1395 | 4813 |
| | 1976 | 5532 | 19427 | 71850 | 2576 | 2743 | 1062 | 200 | 117 | 702 | 679 | 480 | 844 | 1802 | 2179 | 2176 | 6992 |
| | 1977 | 1508 | 22182 | 9014 | 28496 | 7931 | 2699 | 2592 | 546 | 309 | 607 | 947 | 971 | 830 | 1157 | 1619 | 8751 |
| | 1978 | 5564 | 10530 | 18969 | 4889 | 8281 | 7341 | 1392 | 447 | 405 | 252 | 208 | 348 | 536 | 588 | 1181 | 9324 |
| | 1979 | 2828 | 10585 | 15537 | 8581 | 9754 | 1861 | 2843 | 1946 | 554 | 349 | 359 | 458 | 771 | 1137 | 1525 | 8423 |
| | 1980 | 3246 | 16081 | 9991 | 8124 | 4129 | 1552 | 2327 | 4658 | 3447 | 973 | 599 | 584 | 620 | 685 | 1088 | 9286 |
| | 1981 | 6290 | 9814 | 16532 | 3730 | 5693 | 3463 | 2613 | 2192 | 2271 | 2471 | 1393 | 1102 | 834 | 737 | 611 | 7371 |
| | 1982 | 3608 | 3652 | 1517 | 523 | 245 | 460 | 490 | 391 | 298 | 502 | 666 | 604 | 460 | 240 | 177 | 1603 |
| | 1983 | 3474 | 2463 | 3091 | 771 | 615 | 860 | 705 | 1102 | 953 | 773 | 682 | 585 | 739 | 705 | 463 | 2717 |
| | 1984 | 1126 | 7240 | 1691 | 1493 | 2005 | 1578 | 928 | 451 | 522 | 643 | 703 | 745 | 679 | 863 | 557 | 1787 |
| | 1985 | 776 | 5395 | 12162 | 2131 | 3523 | 3882 | 1959 | 729 | 480 | 436 | 457 | 614 | 838 | 802 | 1076 | 2223 |
| | 1986 | 967 | 5898 | 6478 | 2914 | 1437 | 1177 | 1136 | 657 | 436 | 381 | 303 | 367 | 608 | 672 | 867 | 2712 |
| | 1987 | 2326 | 12579 | 8766 | 4517 | 3830 | 3741 | 1240 | 1316 | 985 | 1037 | 507 | 414 | 441 | 492 | 501 | 1578 |
| | 1988 | 4935 | 9303 | 11087 | 3821 | 3362 | 3300 | 3133 | 1575 | 1064 | 926 | 903 | 619 | 547 | 524 | 527 | 1768 |
| | 1989 | 842 | 12925 | 1542 | 3104 | 2519 | 1480 | 1621 | 2160 | 1615 | 1090 | 835 | 900 | 716 | 641 | 575 | 1921 |
| | 1990 | 2993 | 3583 | 17800 | 1798 | 2207 | 2135 | 1141 | 1308 | 1646 | 1534 | 885 | 681 | 611 | 522 | 531 | 1789 |
| | 1991 | 4111 | 14055 | 10072 | 3081 | 1944 | 1484 | 1836 | 1727 | 1536 | 1457 | 1111 | 903 | 629 | 584 | 544 | 1515 |
| | 1992 | 589 | 6088 | 1922 | 1053 | 1187 | 1332 | 871 | 1639 | 1723 | 935 | 932 | 980 | 849 | 663 | 481 | 1577 |
| | 1993 | 416 | 1066 | 4385 | 3482 | 2276 | 1429 | 1644 | 1232 | 1749 | 1641 | 832 | 569 | 472 | 361 | 287 | 1326 |
| | 1994 | 2052 | 720 | 1235 | 2140 | 2516 | 1828 | 1154 | 1519 | 2232 | 1082 | 937 | 793 | 469 | 399 | 257 | 1076 |
| | 1995 | 933 | 1347 | 3242 | 2979 | 2860 | 4258 | 1310 | 610 | 885 | 1585 | 1017 | 638 | 505 | 403 | 366 | 1552 |
| | 1996 | 526 | 9349 | 1676 | 4657 | 3341 | 1122 | 1385 | 2318 | 806 | 636 | 1015 | 909 | 671 | 502 | 429 | 1522 |
| | 1997 | 249 | 1103 | 6392 | 928 | 1338 | 1502 | 1357 | 1816 | 1851 | 1138 | 605 | 609 | 736 | 672 | 537 | 1548 |
| | 1998 | 341 | 889 | 3486 | 3483 | 652 | 1136 | 756 | 1436 | 2321 | 2586 | 1353 | 725 | 681 | 731 | 486 | 1437 |
| | 1999 | 102 | 560 | 1946 | 1849 | 1760 | 799 | 743 | 1817 | 1402 | 1803 | 1879 | 1677 | 1096 | 735 | 577 | 1583 |
| | 2000 | 98 | 287 | 1053 | 1174 | 3599 | 3127 | 1661 | 1321 | 1275 | 1204 | 1051 | 1140 | 1093 | 824 | 489 | 1497 |
| | 2001 | 1430 | 361 | 2402 | 4352 | 987 | 1303 | 1748 | 2227 | 735 | 960 | 1193 | 1319 | 1282 | 1068 | 753 | 1481 |
| | 2002 | 847 | 5559 | 4081 | 4528 | 4581 | 1305 | 991 | 2963 | 2542 | 1576 | 1125 | 950 | 1124 | 1056 | 957 | 1632 |
| | 2003 | 283 | 2704 | 4521 | 3661 | 1874 | 1466 | 327 | 1314 | 2155 | 1633 | 853 | 444 | 585 | 570 | 648 | 1424 |
| | 2004 | 814 | 2674 | 6944 | 2586 | 2752 | 2907 | 1454 | 1522 | 999 | 1018 | 769 | 582 | 492 | 336 | 331 | 1139 |
| | 2005 | 721 | 4890 | 2470 | 2561 | 1083 | 840 | 688 | 977 | 840 | 703 | 992 | 1041 | 653 | 424 | 405 | 1146 |
| | 2006 | 211 | 630 | 1245 | 1746 | 2452 | 2004 | 1063 | 1073 | 1373 | 1253 | 914 | 775 | 572 | 397 | 520 | 1380 |
| | 2007 | 65 | 258 | 6687 | 9284 | 2119 | 1794 | 1214 | 664 | 575 | 353 | 469 | 402 | 341 | 270 | 253 | 856 |
| | 2008 | 85 | 788 | 2292 | 2102 | 6401 | 1614 | 1797 | 1829 | 1190 | 850 | 677 | 415 | 376 | 272 | 364 | 1059 |
| | 2009 | 72 | 222 | 2192 | 1194 | 987 | 4540 | 1559 | 713 | 986 | 876 | 705 | 476 | 337 | 387 | 409 | 1217 |
| | 2010 | 66 | 1097 | 840 | 1830 | 635 | 632 | 691 | 1901 | 730 | 995 | 1094 | 629 | 439 | 438 | 471 | 1262 |
| | 2011 | 0 | 543 | 1597 | 1519 | 2054 | 1289 | 568 | 2898 | 2187 | 649 | 643 | 572 | 550 | 406 | 321 | 1134 |

Input - Partial Catch at Age: Canada Gulf of St Lawrence

| Year | Age1 | Age2 | Age3 | Age4 | Age5 | Age6 | Age7 | Age8 | Age9 | Age10 | Age11 | Age12 | Age13 | Age14 | Age15 | Age16 | |
|------|------|------|------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|
| 1970 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.0 | 1.0 | 2.2 | 6.8 | 39.0 | 51.0 | 67.6 | 170.4 | |
| 1971 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.7 | 4.9 | 11.0 | 35.3 | 37.4 | 136.1 | | |
| 1972 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.2 | 4.7 | 28.5 | 46.4 | 311.9 | |
| 1973 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.5 | 0.0 | 0.0 | 6.0 | 3.0 | 20.7 | 44.2 | 488.8 | |
| 1974 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 3.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.1 | 5.1 | 14.8 | 51.7 | 748.3 | |
| 1975 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 4.9 | 535.0 | |
| 1976 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.1 | 0.0 | 0.0 | 2.2 | 10.6 | 842.4 | |
| 1977 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.2 | 0.0 | 1.2 | 4.8 | 5.9 | 729.4 | |
| 1978 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.2 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 2.6 | 5.6 | 467.9 | |
| 1979 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.2 | 6.3 | 476.1 | |
| 1980 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.5 | 0.0 | 3.6 | 5.1 | 620.1 | |
| 1981 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.2 | 1.2 | 626.3 | |
| 1982 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.9 | 5.7 | 506.3 | |
| 1983 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 28.1 | 10.2 | 1011.6 | |
| 1984 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.0 | 545.8 | |
| 1985 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.9 | 0.6 | 266.2 | |
| 1986 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.9 | 92.7 | |
| 1987 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.4 | 1.5 | 0.8 | 1.5 | 2.3 | 0.4 | 0.8 | 0.8 | 0.8 | 1.2 | 2.3 | 41.2 | |
| 1988 | 0.0 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 5.8 | 21.7 | 64.4 | 33.6 | 139.8 | 330.6 | 156.0 | 42.5 | 28.8 | 28.7 | 260.6 | |
| 1989 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 21.7 | 399.1 | 508.1 | 391.4 | 269.5 | 210.3 | 137.9 | 118.4 | 76.3 | 524.3 | |
| 1990 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 48.7 | 274.5 | 550.4 | 384.9 | 142.0 | 94.4 | 62.9 | 66.1 | 80.7 | 348.5 | |
| 1991 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.2 | 76.1 | 287.7 | 379.3 | 500.5 | 300.9 | 129.1 | 115.2 | 106.9 | 87.8 | 343.9 | |
| 1992 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 3.3 | 2.0 | 32.5 | 149.7 | 188.0 | 183.2 | 240.8 | 242.0 | 161.4 | 106.6 | 106.7 | 407.1 | |
| 1993 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 12.2 | 14.7 | 89.3 | 185.6 | 156.6 | 130.3 | 121.6 | 95.6 | 64.6 | 479.4 | |
| 1994 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 3.1 | 6.0 | 64.8 | 66.2 | 124.3 | 161.4 | 133.9 | 97.7 | 73.6 | 51.6 | 302.3 | |
| 1995 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.6 | 10.5 | 14.0 | 12.8 | 60.8 | 251.2 | 229.9 | 172.1 | 100.1 | 93.9 | 70.7 | 600.6 | |
| 1996 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 21.8 | 40.8 | 57.0 | 69.0 | 135.4 | 135.4 | 187.5 | 131.6 | 98.3 | 96.1 | 597.9 |
| 1997 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 12.0 | 24.7 | 71.1 | 156.8 | 133.5 | 95.6 | 76.6 | 91.6 | 77.2 | 78.7 | 538.3 | |
| 1998 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 10.2 | 10.2 | 43.2 | 210.8 | 351.1 | 308.3 | 136.6 | 133.6 | 107.4 | 94.9 | 463.7 | |
| 1999 | 0.0 | 0.0 | 1.1 | 0.0 | 1.9 | 1.0 | 28.8 | 113.1 | 153.4 | 321.7 | 346.7 | 284.0 | 145.0 | 64.6 | 35.6 | 451.0 | |
| 2000 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 3.0 | 4.4 | 20.6 | 107.6 | 138.6 | 134.5 | 160.3 | 150.7 | 121.0 | 71.0 | 680.6 | |
| 2001 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 3.4 | 11.7 | 219.8 | 268.8 | 99.9 | 205.4 | 249.9 | 176.1 | 162.7 | 143.5 | 99.8 | 426.8 | |
| 2002 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.8 | 41.2 | 384.4 | 478.2 | 130.7 | 136.1 | 166.8 | 147.6 | 150.1 | 126.7 | 601.0 | |
| 2003 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.1 | 11.5 | 229.9 | 668.2 | 439.1 | 120.5 | 40.2 | 28.5 | 49.7 | 55.4 | 356.5 | |
| 2004 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 4.1 | 16.9 | 98.3 | 332.6 | 349.5 | 268.6 | 148.6 | 135.5 | 86.6 | 48.5 | 79.1 | 528.6 | |
| 2005 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.0 | 23.2 | 20.3 | 23.1 | 77.5 | 134.9 | 203.9 | 273.9 | 279.3 | 174.6 | 115.4 | 142.7 | 684.6 | |
| 2006 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 12.8 | 24.5 | 138.0 | 142.3 | 218.2 | 317.2 | 306.6 | 312.1 | 247.3 | 162.8 | 123.9 | 741.0 | |
| 2007 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 26.7 | 53.3 | 121.7 | 166.0 | 115.8 | 127.5 | 138.8 | 134.1 | 111.5 | 94.0 | 464.9 | |
| 2008 | 0.0 | 2.2 | 2.4 | 43.0 | 370.2 | 761.0 | 469.9 | 296.9 | 180.2 | 65.5 | 26.4 | 16.1 | 44.0 | 63.1 | 72.7 | 492.9 | |
| 2009 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 55.1 | 45.0 | 124.4 | 180.9 | 183.2 | 116.8 | 137.8 | 123.1 | 172.2 | 144.6 | 463.6 | |
| 2010 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.6 | 39.2 | 45.3 | 47.6 | 88.9 | 93.4 | 78.4 | 82.4 | 117.7 | 106.8 | 529.3 | |
| 2011 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.1 | 0.0 | 38.3 | 116.1 | 113.1 | 69.7 | 100.3 | 91.1 | 92.6 | 91.0 | 81.4 | 423.8 | |

Input - Partial Catch at Age: Canada Southwest Nova Scotia

| Year | Age1 | Age2 | Age3 | Age4 | Age5 | Age6 | Age7 | Age8 | Age9 | Age10 | Age11 | Age12 | Age13 | Age14 | Age15 | Age16 |
|--------|------|------|------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|
| 1970 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.0 | 1.0 | 2.2 | 6.8 | 39.0 | 51.0 | 67.6 | 170.4 |
| 1971 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.7 | 4.9 | 11.0 | 35.3 | 37.4 | 136.1 |
| 1972 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.2 | 4.7 | 28.5 | 46.4 | 311.9 |
| 1973 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.5 | 0.0 | 0.0 | 6.0 | 3.0 | 20.7 | 44.2 | 488.8 |
| 1974 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 3.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.1 | 5.1 | 14.8 | 51.7 | 748.3 |
| 1975 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 4.9 | 535.0 |
| 1976.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.1 | 0.0 | 0.0 | 2.2 | 10.6 | 842.4 |
| 1977.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.2 | 0.0 | 1.2 | 4.8 | 5.9 | 729.4 |
| 1978.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.2 | 1.0 | 0.0 | 2.6 | 5.6 | 467.9 |
| 1979.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.2 | 6.3 | 476.1 |
| 1980.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.5 | 0.0 | 3.6 | 5.1 | 620.1 |
| 1981.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.2 | 1.2 | 626.3 |
| 1982.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.9 | 5.7 | 506.3 |
| 1983.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 28.1 | 10.2 | 1011.6 |
| 1984.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.0 | 545.8 |
| 1985.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.9 | 0.6 | 2.7 | 266.2 |
| 1986.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.9 | 92.7 |
| 1987.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.4 | 1.5 | 0.8 | 1.5 | 2.3 | 0.4 | 0.8 | 0.8 | 0.8 | 1.2 | 2.3 | 41.2 |
| 1988.0 | 0.0 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 5.8 | 21.7 | 64.4 | 33.6 | 139.8 | 330.6 | 156.0 | 42.5 | 28.8 | 28.7 | 260.6 |
| 1989.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 21.7 | 399.1 | 508.1 | 391.4 | 269.5 | 210.3 | 137.9 | 118.4 | 76.3 | 524.3 |
| 1990.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 48.7 | 274.5 | 550.4 | 384.9 | 142.0 | 94.4 | 62.9 | 66.1 | 80.7 | 348.5 |
| 1991.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.2 | 76.1 | 287.7 | 379.3 | 500.5 | 300.9 | 129.1 | 115.2 | 106.9 | 87.8 | 343.9 |
| 1992.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 3.3 | 2.0 | 32.5 | 149.7 | 188.0 | 183.2 | 240.8 | 242.0 | 161.4 | 106.6 | 106.7 | 407.1 |
| 1993.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 15.2 | 18.8 | 108.5 | 217.9 | 170.7 | 133.3 | 135.8 | 108.8 | 77.8 | 509.7 | |
| 1994.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 5.1 | 17.0 | 103.7 | 90.2 | 153.2 | 191.3 | 147.9 | 104.7 | 80.5 | 55.6 | 310.3 |
| 1995.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.6 | 11.9 | 15.4 | 21.1 | 84.4 | 281.8 | 275.3 | 194.9 | 128.8 | 104.4 | 82.2 | 623.6 |
| 1996.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 21.8 | 40.8 | 57.0 | 72.9 | 153.1 | 207.2 | 152.1 | 114.1 | 103.0 | 623.4 |
| 1997.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 12.0 | 27.6 | 85.3 | 172.0 | 147.8 | 108.9 | 90.0 | 110.5 | 96.2 | 88.2 | 559.3 |
| 1998.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 10.2 | 12.0 | 51.0 | 225.6 | 371.5 | 327.7 | 165.9 | 153.9 | 125.6 | 104.8 | 472.9 |
| 1999.0 | 0.0 | 0.0 | 1.1 | 0.0 | 1.9 | 1.0 | 32.1 | 122.1 | 179.7 | 372.6 | 386.4 | 321.4 | 161.3 | 74.3 | 42.1 | 457.9 |
| 2000.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 3.0 | 4.4 | 20.6 | 110.9 | 143.1 | 143.4 | 167.1 | 159.1 | 130.3 | 79.5 | 683.9 |
| 2001.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 4.4 | 18.7 | 279.9 | 288.8 | 102.9 | 213.4 | 258.9 | 184.1 | 165.7 | 154.5 | 100.8 | 428.8 |
| 2002.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 3.6 | 43.2 | 396.9 | 489.4 | 135.1 | 137.3 | 176.0 | 155.6 | 153.7 | 128.7 | 601.0 |
| 2003.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.1 | 12.2 | 232.2 | 674.4 | 442.5 | 123.2 | 41.1 | 33.3 | 55.7 | 59.9 | 359.9 |
| 2004.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 6.7 | 20.7 | 103.0 | 346.0 | 359.4 | 274.5 | 149.7 | 139.0 | 87.8 | 48.5 | 80.3 | 528.6 |
| 2005.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.0 | 23.2 | 20.3 | 23.1 | 78.5 | 134.9 | 206.4 | 285.6 | 294.5 | 181.9 | 120.2 | 149.6 | 692.5 |
| 2006.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 12.8 | 24.5 | 139.0 | 143.3 | 223.2 | 322.2 | 316.6 | 323.1 | 259.3 | 178.8 | 128.9 | 754.0 |
| 2007.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.0 | 29.6 | 58.1 | 126.6 | 169.1 | 117.7 | 139.2 | 151.9 | 143.9 | 124.4 | 97.2 | 470.8 |
| 2008.0 | 0.0 | 2.2 | 4.7 | 65.3 | 392.4 | 774.4 | 494.9 | 374.1 | 211.8 | 72.5 | 31.0 | 16.1 | 44.0 | 63.1 | 72.7 | 492.9 |
| 2009.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 55.2 | 45.0 | 124.5 | 180.9 | 183.3 | 116.8 | 138.0 | 123.3 | 172.5 | 144.8 | 463.9 |
| 2010.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.6 | 39.2 | 45.3 | 47.6 | 88.9 | 93.4 | 78.4 | 82.4 | 117.7 | 106.8 | 529.3 |
| 2011.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.1 | 0.0 | 38.3 | 116.1 | 113.1 | 69.7 | 100.3 | 91.1 | 92.6 | 91.0 | 81.4 | 423.8 |

Input - Partial Catch at Age: U.S Rod and reel < 145 cm.

| Year | Age1 | Age2 | Age3 | Age4 | Age5 | Age6 | Age7 | Age8 | Age9 | Age10 | Age11 | Age12 | Age13 | Age14 | Age15 | Age16 |
|--------|--------|---------|---------|--------|--------|------|------|------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 1970.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1971.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1972.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1973.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1974.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1975.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1976 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1977 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1978 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1979 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1980 | 785.7 | 4118.6 | 290.3 | 160.1 | 66.8 | 0.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1981 | 2974.7 | 1484.2 | 422.4 | 59.4 | 19.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1982 | 2708.3 | 3009.2 | 619.0 | 117.3 | 50.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1983 | 1640.3 | 2343.8 | 812.7 | 114.9 | 37.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1984 | 922.4 | 5542.9 | 1084.9 | 299.7 | 185.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1985 | 741.2 | 5266.9 | 5481.7 | 85.2 | 49.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1986 | 963.3 | 5764.2 | 5250.4 | 678.3 | 47.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1987 | 2297.4 | 12227.9 | 7212.2 | 2193.1 | 669.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1988 | 4782.9 | 8902.5 | 7322.0 | 73.9 | 147.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1989 | 778.6 | 12588.7 | 1185.8 | 1943.2 | 1596.0 | 2.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1990 | 1952.6 | 2066.4 | 13030.1 | 644.8 | 584.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1991 | 3812.3 | 11614.0 | 8492.7 | 1502.2 | 417.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1992 | 507.4 | 5813.1 | 1423.5 | 121.6 | 256.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1993 | 396.7 | 1016.4 | 3659.6 | 1983.0 | 1005.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1994 | 2026.9 | 644.5 | 912.5 | 574.4 | 652.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1995 | 826.6 | 1288.1 | 2956.5 | 1834.7 | 2170.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1996 | 471.9 | 9166.2 | 1103.9 | 3267.9 | 2155.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1997 | 215.4 | 1094.7 | 6174.0 | 325.2 | 579.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1998 | 316.6 | 880.1 | 3230.8 | 2357.9 | 116.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1999 | 73.0 | 507.3 | 1805.4 | 1002.5 | 513.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2000 | 76.0 | 249.2 | 572.1 | 377.9 | 256.4 | 1.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2001 | 1396.6 | 327.4 | 2344.5 | 4231.3 | 768.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2002 | 819.6 | 5476.7 | 4026.1 | 4434.9 | 4436.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2003 | 175.7 | 2084.8 | 3481.0 | 1755.9 | 808.3 | 0.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2004 | 781.6 | 2630.9 | 6703.6 | 2036.5 | 1136.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2005 | 718.9 | 4818.8 | 1865.9 | 1910.9 | 301.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2006 | 207.1 | 436.3 | 859.0 | 1035.6 | 1942.4 | 9.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2007 | 61.4 | 209.5 | 3958.4 | 6830.8 | 1173.1 | 0.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2008 | 62.6 | 684.3 | 1993.9 | 1217.0 | 4554.8 | 6.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2009 | 49.0 | 190.5 | 1905.3 | 987.1 | 721.7 | 3.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2010 | 55.3 | 990.4 | 734.2 | 1464.7 | 409.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2011 | 0.0 | 392.6 | 1443.0 | 1097.7 | 600.3 | 2.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |

Input - Partial Catch at Age: U.S. Rod and Reel 66-114 cm

| | | | | | | | | | | | | | | | |
|------|--------|---------|---------|--------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| 1970 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1971 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1972 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1973 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1974 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1975 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1976 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1977 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1978 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1979 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1980 | 161.3 | 4118.6 | 290.3 | 34.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1981 | 1701.6 | 1484.2 | 409.2 | 6.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1982 | 117.1 | 3009.2 | 619.0 | 50.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1983 | 344.0 | 2343.8 | 812.7 | 29.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1984 | 191.9 | 5542.9 | 1084.9 | 53.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1985 | 197.7 | 5266.9 | 5481.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1986 | 382.6 | 5764.2 | 5250.4 | 19.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1987 | 889.1 | 12227.9 | 6630.8 | 264.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1988 | 0.0 | 8902.5 | 7322.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1989 | 65.6 | 12588.7 | 1185.8 | 245.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1990 | 919.4 | 2066.4 | 13030.1 | 140.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1991 | 1634.0 | 11614.0 | 8492.7 | 152.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1992 | 429.2 | 5813.1 | 1423.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1993 | 120.9 | 1016.4 | 3659.6 | 650.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1994 | 36.7 | 644.5 | 912.5 | 257.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1995 | 282.7 | 1288.1 | 2956.5 | 340.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1996 | 183.7 | 9166.2 | 1103.9 | 457.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1997 | 38.2 | 1094.7 | 6174.0 | 111.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1998 | 80.4 | 880.1 | 3230.8 | 673.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1999 | 29.0 | 507.3 | 1805.4 | 338.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2000 | 0.0 | 249.2 | 572.1 | 46.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2001 | 36.7 | 327.4 | 2344.5 | 570.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2002 | 548.6 | 5476.7 | 4026.1 | 235.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2003 | 120.7 | 2084.8 | 3481.0 | 347.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2004 | 517.6 | 2630.9 | 6703.6 | 44.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2005 | 371.9 | 4818.8 | 1865.9 | 582.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2006 | 129.1 | 436.3 | 859.0 | 105.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2007 | 9.4 | 209.5 | 3958.4 | 1754.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2008 | 18.6 | 684.3 | 1993.9 | 117.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2009 | 26.0 | 190.5 | 1905.3 | 123.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2010 | 12.3 | 990.4 | 734.2 | 71.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2011 | 0.0 | 392.6 | 1443.0 | 456.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |

Input - Partial Catch at Age: U.S. Rod and Reel 115-144 cm

| Year | Age1 | Age2 | Age3 | Age4 | Age5 | Age6 | Age7 | Age8 | Age9 | Age10 | Age11 | Age12 | Age13 | Age14 | Age15 | Age16 |
|------|------|------|-------|--------|--------|------|------|------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 1970 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1971 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1972 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1973 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1974 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1975 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1976 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1977 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1978 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1979 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1980 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 125.9 | 66.8 | 0.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1981 | 0.0 | 0.0 | 13.2 | 52.8 | 19.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1982 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 67.0 | 50.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1983 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 85.0 | 37.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1984 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 246.0 | 185.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1985 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 85.2 | 49.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1986 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 658.7 | 47.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1987 | 0.0 | 0.0 | 581.4 | 1929.1 | 669.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1988 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 73.9 | 147.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1989 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1697.3 | 1596.0 | 2.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1990 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 504.8 | 584.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1991 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1349.4 | 417.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1992 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 121.6 | 256.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1993 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1332.6 | 1005.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1994 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 317.1 | 652.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1995 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1494.5 | 2170.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1996 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2810.1 | 2155.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1997 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 213.4 | 579.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1998 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1684.2 | 116.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1999 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 663.8 | 513.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2000 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 331.1 | 256.4 | 1.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2001 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 3660.4 | 768.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2002 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 4199.7 | 4436.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2003 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1408.9 | 808.3 | 0.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2004 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1992.3 | 1136.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2005 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1328.7 | 301.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2006 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 930.6 | 1942.4 | 9.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2007 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 5076.3 | 1173.1 | 0.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2008 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1099.2 | 4554.8 | 6.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2009 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 864.0 | 721.7 | 3.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2010 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1393.4 | 409.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2011 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 641.2 | 600.3 | 2.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |

Input - Partial Catch at Age: U.S. Rod and Reel > 195 cm

| Year | Age1 | Age2 | Age3 | Age4 | Age5 | Age6 | Age7 | Age8 | Age9 | Age10 | Age11 | Age12 | Age13 | Age14 | Age15 | Age16 |
|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 1970 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1971 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1972 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1973 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1974 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1975 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1976 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1977 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1978 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1979 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1980 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 15.4 | 50.6 | 28.3 | 26.2 | 36.9 | 21.9 | 21.2 | 296.6 |
| 1981 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 17.6 | 138.8 | 179.8 | 127.4 | 67.0 | 45.2 | 49.4 | 249.2 |
| 1982 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 100.9 | 210.0 | 156.7 | 134.8 | 42.2 | 34.1 | 198.3 |
| 1983 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 6.5 | 82.2 | 109.8 | 91.0 | 142.8 | 185.0 | 140.8 | 439.6 |
| 1984 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 13.8 | 63.8 | 102.4 | 130.2 | 167.6 | 168.3 | 142.5 | 307.1 |
| 1985 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 9.4 | 54.2 | 69.8 | 82.3 | 145.2 | 136.3 | 164.1 | 288.1 |
| 1986 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 7.3 | 34.1 | 32.0 | 50.9 | 35.5 | 55.4 | 53.8 | 135.4 |
| 1987 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 5.4 | 53.8 | 46.3 | 43.0 | 47.3 | 51.1 | 43.0 | 158.5 |
| 1988 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 8.0 | 56.8 | 43.0 | 39.6 | 32.5 | 44.8 | 38.9 | 180.9 |
| 1989 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 11.3 | 57.7 | 42.1 | 61.5 | 48.2 | 46.1 | 46.9 | 206.6 |
| 1990 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 20.3 | 119.3 | 47.0 | 58.3 | 47.1 | 70.0 | 85.0 | 399.2 |
| 1991 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 15.9 | 62.6 | 73.0 | 111.7 | 76.4 | 89.0 | 105.1 | 251.3 |
| 1992 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 8.7 | 60.0 | 72.2 | 117.3 | 127.7 | 119.0 | 83.5 | 351.8 |
| 1993 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 28.5 | 199.5 | 135.5 | 78.0 | 69.9 | 75.1 | 73.3 | 251.7 |
| 1994 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 43.3 | 163.0 | 121.5 | 191.8 | 107.2 | 114.8 | 75.7 | 199.4 |
| 1995 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 47.1 | 360.8 | 257.5 | 162.7 | 138.2 | 143.6 | 156.8 | 450.3 |
| 1996 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 29.3 | 121.4 | 138.5 | 167.0 | 127.0 | 111.0 | 98.1 | 262.2 |
| 1997 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 81.9 | 406.3 | 189.9 | 209.6 | 277.7 | 276.9 | 233.3 | 476.7 |
| 1998 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 21.9 | 243.1 | 232.1 | 154.5 | 188.0 | 225.4 | 198.1 | 391.8 |
| 1999 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 45.1 | 288.9 | 452.2 | 471.2 | 275.7 | 264.0 | 253.2 | 474.6 |
| 2000 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 72.6 | 232.0 | 344.6 | 348.0 | 345.1 | 365.8 | 194.7 | 336.6 |
| 2001 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 14.7 | 185.4 | 455.1 | 435.0 | 647.6 | 566.3 | 400.7 | 658.1 |
| 2002 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 30.3 | 131.4 | 284.6 | 271.8 | 415.3 | 595.0 | 516.3 | 681.3 |
| 2003 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 26.7 | 144.1 | 156.3 | 121.1 | 225.9 | 265.7 | 317.9 | 503.0 |
| 2004 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 17.4 | 89.6 | 129.3 | 87.6 | 71.8 | 84.3 | 85.4 | 226.4 |
| 2005 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 14.5 | 68.9 | 76.7 | 79.4 | 79.7 | 60.9 | 37.5 | 122.6 |
| 2006 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 21.8 | 27.1 | 42.4 | 33.9 | 33.5 | 23.9 | 149.4 |
| 2007 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 4.7 | 19.5 | 39.2 | 34.7 | 29.7 | 17.0 | 19.3 | 94.8 |
| 2008 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 4.3 | 25.6 | 18.0 | 18.8 | 15.2 | 33.4 | 21.6 | 106.2 |
| 2009 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 23.4 | 63.7 | 58.5 | 60.6 | 33.8 | 43.3 | 45.9 | 379.3 |
| 2010 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 37.1 | 283.1 | 304.1 | 139.9 | 89.0 | 106.5 | 126.5 | 261.0 |
| 2011 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 74.0 | 194.0 | 141.0 | 179.0 | 169.0 | 116.0 | 87.0 | 244.0 |

Input - Partial Catch at Age: U.S. Rod and Reel > 177 cm

| Year | Age1 | Age2 | Age3 | Age4 | Age5 | Age6 | Age7 | Age8 | Age9 | Age10 | Age11 | Age12 | Age13 | Age14 | Age15 | Age16 |
|------|------|------|------|------|------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 1970 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1971 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1972 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1973 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1974 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1975 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1976 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1977 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1978 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1979 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1980 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 9.0 | 72.3 | 50.6 | 28.3 | 26.2 | 36.9 | 21.9 | 21.2 | 296.6 | |
| 1981 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 44.8 | 138.8 | 179.8 | 127.4 | 67.0 | 45.2 | 49.4 | 249.2 | |
| 1982 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 11.4 | 56.4 | 100.9 | 210.0 | 156.7 | 134.8 | 42.2 | 34.1 | 198.3 | |
| 1983 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 36.8 | 126.5 | 82.2 | 109.8 | 91.0 | 142.8 | 185.0 | 140.8 | 439.6 | |
| 1984 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 41.2 | 68.4 | 63.8 | 102.4 | 130.2 | 167.6 | 168.3 | 142.5 | 307.1 | |
| 1985 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 55.1 | 56.1 | 54.2 | 69.8 | 82.3 | 145.2 | 136.3 | 164.1 | 288.1 | |
| 1986 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 44.8 | 43.6 | 34.1 | 32.0 | 50.9 | 35.5 | 55.4 | 53.8 | 135.4 | |
| 1987 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 41.6 | 41.7 | 53.8 | 46.3 | 43.0 | 47.3 | 51.1 | 43.0 | 158.5 | |
| 1988 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 25.6 | 63.6 | 56.8 | 43.0 | 39.6 | 32.5 | 44.8 | 38.9 | 180.9 | |
| 1989 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 196.7 | 147.8 | 57.7 | 42.1 | 61.5 | 48.2 | 46.1 | 46.9 | 206.6 | |
| 1990 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 143.5 | 136.3 | 119.3 | 47.0 | 58.3 | 47.1 | 70.0 | 85.0 | 399.2 | |
| 1991 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 25.5 | 61.4 | 62.6 | 73.0 | 111.7 | 76.4 | 89.0 | 105.1 | 251.3 | |
| 1992 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 112.2 | 208.6 | 60.0 | 72.2 | 117.3 | 127.7 | 119.0 | 83.5 | 351.8 | |
| 1993 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 104.2 | 124.2 | 199.5 | 135.5 | 78.0 | 69.9 | 75.1 | 73.3 | 251.7 | |
| 1994 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 295.8 | 526.1 | 163.0 | 121.5 | 191.8 | 107.2 | 114.8 | 75.7 | 199.4 | |
| 1995 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 146.5 | 232.3 | 360.8 | 257.5 | 162.7 | 138.2 | 143.6 | 156.8 | 450.3 | |
| 1996 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 619.6 | 253.3 | 121.4 | 138.5 | 167.0 | 127.0 | 111.0 | 98.1 | 262.2 | |
| 1997 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 448.1 | 657.5 | 406.3 | 189.9 | 209.6 | 277.7 | 276.9 | 233.3 | 476.7 | |
| 1998 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 279.7 | 786.5 | 243.1 | 232.1 | 154.5 | 188.0 | 225.4 | 198.1 | 391.8 | |
| 1999 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 377.5 | 290.2 | 288.9 | 452.2 | 471.2 | 275.7 | 264.0 | 253.2 | 474.6 | |
| 2000 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 36.8 | 204.3 | 232.0 | 344.6 | 348.0 | 345.1 | 365.8 | 194.7 | 336.6 | |
| 2001 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 308.2 | 121.9 | 185.4 | 455.1 | 435.0 | 647.6 | 566.3 | 400.7 | 658.1 | |
| 2002 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 401.3 | 280.8 | 131.4 | 284.6 | 271.8 | 415.3 | 595.0 | 516.3 | 681.3 | |
| 2003 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 183.9 | 211.6 | 144.1 | 156.3 | 121.1 | 225.9 | 265.7 | 317.9 | 503.0 | |
| 2004 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 101.0 | 72.6 | 89.6 | 129.3 | 87.6 | 71.8 | 84.3 | 85.4 | 226.4 | |
| 2005 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 29.7 | 94.9 | 68.9 | 76.7 | 79.4 | 79.7 | 60.9 | 37.5 | 122.6 | |
| 2006 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 61.0 | 11.8 | 21.8 | 27.1 | 42.4 | 33.9 | 33.5 | 23.9 | 149.4 | |
| 2007 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 42.3 | 60.2 | 19.5 | 39.2 | 34.7 | 29.7 | 17.0 | 19.3 | 94.8 | |
| 2008 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 147.1 | 39.0 | 25.6 | 18.0 | 18.8 | 15.2 | 33.4 | 21.6 | 106.2 | |
| 2009 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 68.2 | 107.7 | 63.7 | 58.5 | 60.6 | 33.8 | 43.3 | 45.9 | 379.3 | |
| 2010 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 556.9 | 219.6 | 283.1 | 304.1 | 139.9 | 89.0 | 106.5 | 126.5 | 261.0 | |
| 2011 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 381.0 | 480.0 | 194.0 | 141.0 | 179.0 | 169.0 | 116.0 | 87.0 | 244.0 | |

Input - Partial Catch at Age: Japanese Longline

| Year | Age1 | Age2 | Age3 | Age4 | Age5 | Age6 | Age7 | Age8 | Age9 | Age10 | Age11 | Age12 | Age13 | Age14 | Age15 | Age16 |
|------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|--------|--------|--------|--------|
| 1970 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 12.0 | 42.9 | 60.6 | 42.9 | 55.0 | 58.6 | 27.9 | 13.7 |
| 1971 | 12.7 | 243.5 | 31.0 | 131.5 | 89.2 | 271.5 | 830.4 | 1524.9 | 1114.0 | 698.5 | 679.2 | 537.9 | 393.0 | 228.9 | 112.1 | 240.3 |
| 1972 | 26.6 | 49.2 | 52.4 | 15.2 | 130.6 | 49.9 | 40.6 | 94.0 | 327.1 | 188.0 | 46.2 | 65.8 | 67.1 | 59.7 | 23.7 | 108.3 |
| 1973 | 83.9 | 427.2 | 542.6 | 458.1 | 665.7 | 249.7 | 218.0 | 571.6 | 1076.7 | 670.1 | 169.6 | 275.8 | 301.0 | 260.6 | 85.8 | 236.6 |
| 1974 | 104.3 | 2549.1 | 2668.8 | 1555.6 | 494.2 | 96.9 | 449.3 | 599.3 | 517.4 | 493.4 | 438.5 | 419.1 | 387.7 | 247.0 | 257.4 | 323.8 |
| 1975 | 2.3 | 36.9 | 54.1 | 76.4 | 186.5 | 20.3 | 16.0 | 159.4 | 334.5 | 614.4 | 1146.3 | 910.2 | 855.3 | 821.1 | 841.6 | 1837.4 |
| 1976 | 174.7 | 1175.9 | 5491.0 | 2375.3 | 2501.7 | 981.8 | 173.4 | 104.2 | 617.1 | 569.5 | 346.4 | 675.8 | 1462.3 | 1816.5 | 1664.4 | 4156.8 |
| 1977 | 57.6 | 411.2 | 5173.4 | 9268.8 | 2230.2 | 1777.2 | 1702.0 | 394.4 | 151.8 | 238.7 | 207.5 | 330.5 | 466.7 | 928.8 | 1350.5 | 5898.1 |
| 1978 | 78.6 | 187.4 | 1392.0 | 2719.1 | 2454.2 | 2611.0 | 967.0 | 385.2 | 309.1 | 169.0 | 171.8 | 316.1 | 453.3 | 460.1 | 906.3 | 6193.2 |
| 1979 | 46.6 | 332.0 | 1410.4 | 1208.8 | 669.1 | 1536.8 | 2512.9 | 1712.7 | 509.8 | 298.9 | 296.4 | 389.7 | 649.7 | 909.5 | 1105.4 | 4975.9 |
| 1980 | 133.8 | 476.8 | 1752.6 | 2661.3 | 1222.4 | 1322.1 | 2256.9 | 4582.3 | 3070.2 | 767.7 | 483.6 | 453.5 | 511.4 | 594.3 | 979.7 | 6883.0 |
| 1981 | 354.4 | 1453.4 | 8404.4 | 3335.0 | 4344.5 | 3033.1 | 2513.5 | 2042.5 | 1679.2 | 1005.4 | 438.9 | 654.6 | 578.2 | 544.8 | 442.2 | 5210.7 |
| 1982 | 14.2 | 78.2 | 156.0 | 224.5 | 152.4 | 351.9 | 370.0 | 280.4 | 135.8 | 186.0 | 125.6 | 96.6 | 123.9 | 87.0 | 39.8 | 100.9 |
| 1983 | 6.0 | 119.5 | 2150.5 | 577.0 | 550.0 | 773.5 | 559.5 | 921.5 | 528.5 | 365.0 | 223.0 | 114.0 | 113.0 | 47.0 | 35.0 | 44.0 |
| 1984 | 56.3 | 1523.3 | 602.3 | 1188.5 | 1805.3 | 1480.5 | 767.3 | 351.6 | 308.0 | 277.0 | 178.9 | 102.5 | 60.5 | 108.6 | 2.0 | 110.2 |
| 1985 | 34.9 | 127.6 | 6652.9 | 2013.4 | 3462.8 | 3695.3 | 1740.2 | 590.0 | 358.4 | 244.8 | 154.6 | 112.1 | 180.1 | 66.8 | 238.5 | 331.5 |
| 1986 | 3.5 | 133.0 | 1221.8 | 2209.9 | 1340.2 | 1043.3 | 972.3 | 496.3 | 326.3 | 270.9 | 71.9 | 38.7 | 55.1 | 37.9 | 27.7 | 72.8 |
| 1987 | 7.3 | 346.4 | 1436.2 | 1958.8 | 3020.0 | 3436.8 | 1023.2 | 989.8 | 719.9 | 621.0 | 164.9 | 107.8 | 18.2 | 27.4 | 29.5 | 60.9 |
| 1988 | 56.2 | 260.3 | 3308.8 | 3227.2 | 2767.5 | 2412.6 | 2485.6 | 1132.6 | 741.4 | 331.5 | 159.2 | 80.1 | 84.4 | 23.1 | 55.7 | 134.4 |
| 1989 | 0.0 | 176.6 | 128.8 | 461.3 | 633.3 | 748.5 | 730.3 | 763.7 | 519.2 | 204.7 | 89.9 | 72.3 | 64.3 | 42.4 | 18.1 | 95.0 |
| 1990 | 0.0 | 91.7 | 697.5 | 329.3 | 1224.7 | 1187.0 | 740.2 | 573.8 | 598.8 | 388.3 | 211.4 | 72.5 | 73.1 | 9.0 | 22.5 | 103.1 |
| 1991 | 0.0 | 147.9 | 460.6 | 822.2 | 1384.7 | 1179.4 | 1370.1 | 908.4 | 421.0 | 302.4 | 184.2 | 165.3 | 92.0 | 21.9 | 7.1 | 109.0 |
| 1992 | 10.2 | 13.6 | 255.1 | 284.0 | 743.3 | 802.9 | 524.7 | 811.4 | 842.6 | 200.9 | 138.8 | 74.4 | 80.3 | 62.5 | 38.3 | 87.0 |
| 1993 | 0.0 | 10.0 | 322.8 | 860.8 | 1008.8 | 1283.3 | 1182.7 | 490.0 | 540.0 | 444.0 | 187.8 | 68.8 | 38.0 | 28.6 | 13.0 | 96.5 |
| 1994 | 0.0 | 72.5 | 239.5 | 1220.8 | 1811.1 | 1554.7 | 535.2 | 418.7 | 439.1 | 217.3 | 63.5 | 61.5 | 22.6 | 9.0 | 0.0 | 4.5 |
| 1995 | 53.6 | 53.6 | 120.5 | 389.5 | 605.1 | 2448.2 | 995.2 | 50.4 | 200.2 | 89.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1996 | 5.5 | 175.5 | 407.5 | 696.9 | 1020.5 | 524.5 | 886.4 | 654.8 | 234.6 | 44.3 | 106.6 | 94.7 | 69.8 | 48.8 | 20.9 | 63.1 |
| 1997 | 0.0 | 0.0 | 65.8 | 131.5 | 635.0 | 495.6 | 824.7 | 463.8 | 505.7 | 116.1 | 34.4 | 26.4 | 15.9 | 31.8 | 7.9 | 15.9 |
| 1998 | 0.0 | 0.0 | 142.8 | 714.3 | 461.9 | 840.7 | 601.7 | 680.2 | 837.0 | 1133.6 | 301.8 | 140.8 | 23.8 | 93.5 | 4.2 | 105.6 |
| 1999 | 0.0 | 25.2 | 26.8 | 397.9 | 1061.8 | 532.5 | 573.0 | 580.2 | 293.9 | 110.0 | 73.4 | 57.3 | 86.9 | 33.6 | 11.9 | 17.5 |
| 2000 | 0.0 | 10.9 | 13.5 | 231.6 | 1908.8 | 1285.2 | 730.8 | 445.7 | 270.7 | 76.9 | 12.2 | 27.9 | 7.9 | 18.8 | 9.2 | 31.6 |
| 2001 | 23.5 | 5.9 | 14.7 | 29.3 | 100.5 | 213.5 | 812.0 | 842.0 | 295.9 | 268.8 | 172.4 | 255.7 | 103.3 | 73.0 | 73.2 | 87.5 |
| 2002 | 10.7 | 20.9 | 30.8 | 81.6 | 34.6 | 67.9 | 283.5 | 1128.0 | 967.6 | 769.1 | 284.9 | 140.2 | 107.9 | 43.4 | 9.3 | 73.6 |
| 2003 | 0.0 | 9.7 | 10.2 | 158.2 | 203.1 | 162.6 | 88.0 | 51.3 | 25.2 | 15.0 | 10.1 | 10.0 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2004 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 230.5 | 1378.3 | 2208.0 | 1047.2 | 488.2 | 200.4 | 238.1 | 70.1 | 84.9 | 15.4 | 45.7 | 0.7 | 15.4 |
| 2005 | 0.0 | 40.1 | 590.2 | 605.7 | 641.3 | 396.0 | 499.5 | 580.4 | 303.7 | 107.8 | 176.2 | 115.9 | 43.3 | 9.4 | 28.2 | 23.8 |
| 2006 | 0.0 | 128.4 | 271.1 | 542.1 | 328.1 | 1141.3 | 585.8 | 549.1 | 905.3 | 562.7 | 270.7 | 235.8 | 148.2 | 85.1 | 115.4 | 245.3 |
| 2007 | 0.0 | 3.0 | 2430.0 | 1894.7 | 666.1 | 603.5 | 365.4 | 213.9 | 152.8 | 65.9 | 70.4 | 80.2 | 32.1 | 29.1 | 14.6 | 58.3 |
| 2008 | 0.0 | 3.1 | 4.2 | 215.3 | 573.3 | 344.7 | 833.5 | 715.4 | 560.8 | 391.7 | 311.4 | 238.2 | 216.7 | 68.3 | 73.0 | 102.5 |
| 2009 | 1.6 | 0.0 | 5.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 64.7 | 193.7 | 169.0 | 106.5 | 74.5 | 34.3 | 26.1 | 19.7 | 38.3 |
| 2010 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 35.0 | 77.7 | 15.8 | 129.0 | 223.5 | 262.8 | 436.7 | 358.6 | 206.8 | 121.2 | 63.0 | 59.1 | 101.7 |
| 2011 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 41.8 | 952.9 | 413.8 | 288.9 | 1323.2 | 932.6 | 192.1 | 161.2 | 162.1 | 158.9 | 98.5 | 53.0 | 111.0 |

Input - Partial Catch at Age: U.S. GOM Larval Survey

| Year | Age1 | Age2 | Age3 | Age4 | Age5 | Age6 | Age7 | Age8 | Age9 | Age10 | Age11 | Age12 | Age13 | Age14 | Age15 | Age16 |
|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|
| 1970 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1971 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1972 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1973 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1974 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1975 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 2.0 | 0.0 | 0.0 | 3.0 | 12.0 | 45.0 | 107.0 | 146.0 | 159.0 | 149.0 | 125.0 | 125.0 | 294.0 |
| 1976 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.0 | 1.0 | 5.0 | 7.0 | 29.0 | 34.0 | 83.0 | 172.0 | 387.0 | 413.0 | 404.0 | 1042.0 |
| 1977 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 3.0 | 2.0 | 2.0 | 10.0 | 24.0 | 26.0 | 84.0 | 137.0 | 250.0 | 338.0 | 1607.0 |
| 1978 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.0 | 4.0 | 2.0 | 4.0 | 32.0 | 50.0 | 196.0 | 418.0 | 368.0 | 680.0 | 5030.0 |
| 1979 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 0.0 | 3.0 | 0.0 | 0.0 | 2.0 | 6.0 | 17.0 | 66.0 | 178.0 | 236.0 | 264.0 | 1300.0 |
| 1980 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 3.0 | 4.0 | 9.0 | 36.0 | 62.0 | 83.0 | 252.0 | 1711.0 |
| 1981 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 2.0 | 6.0 | 10.0 | 7.0 | 17.0 | 48.0 | 49.0 | 54.0 | 463.0 |
| 1982 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1983 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1984 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1985 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1986 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1987 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1988 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1989 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1990 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1991 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1992 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1993 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1994 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1995 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1996 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1997 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1998 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1999 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2000 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2001 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2002 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2003 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2004 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 6.3 | 17.6 | 11.6 | 10.7 | 17.3 | 53.3 | 33.1 | 6.5 | 45.6 |
| 2005 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2006 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 32.5 | 52.7 | 5.6 | 21.6 | 10.3 | 140.0 | 28.1 |
| 2007 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 1.0 | 11.6 | 0.0 | 12.8 | 9.0 | 15.8 | 52.3 | 11.3 | 40.5 | 17.8 | 54.2 | 54.8 |
| 2008 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.9 | 0.9 | 0.0 | 22.9 | 20.6 | 48.2 | 77.2 | 29.3 | 8.5 | 11.7 | 82.8 | 65.9 |
| 2009 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.0 | 0.0 | 2.5 | 0.0 | 21.6 | 1.8 | 10.9 | 50.7 | 30.1 | 26.1 | 27.3 | 63.8 | 109.3 |
| 2010 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 11.9 | 0.0 | 2.0 | 3.9 | 0.0 | 19.5 | 13.5 | 21.0 | 24.6 | 22.6 | 80.0 |
| 2011 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 7.3 | 2.0 | 1.0 | 1.6 | 7.9 | 5.9 | 9.3 |

Input - Partial Catch at Age: U.S. GOM Pelagic Longline

| Year | Age1 | Age2 | Age3 | Age4 | Age5 | Age6 | Age7 | Age8 | Age9 | Age10 | Age11 | Age12 | Age13 | Age14 | Age15 | Age16 |
|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 1970 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1971 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1972 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1973 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1974 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1975 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1976 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1977 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1978 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1979 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1980 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1981 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1982 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1983 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1984 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1985 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1986 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1987 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1988 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1989 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1990 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1991 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1992 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1993 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1994 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1995 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1996 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1997 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1998 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1999 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2000 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2001 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2002 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2003 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2004 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 6.3 | 17.6 | 11.6 | 10.7 | 17.3 | 53.3 | 33.1 | 6.5 | 45.6 |
| 2005 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2006 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 32.5 | 52.7 | 5.6 | 21.6 | 10.3 | 140.0 | 28.1 |
| 2007 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 1.0 | 11.6 | 0.0 | 12.8 | 9.0 | 15.8 | 52.3 | 11.3 | 40.5 | 17.8 | 54.2 | 54.8 |
| 2008 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.9 | 0.9 | 0.0 | 22.9 | 20.6 | 48.2 | 77.2 | 29.3 | 8.5 | 11.7 | 82.8 | 65.9 | |
| 2009 | 0.0 | 0.0 | 2.0 | 0.0 | 2.5 | 0.0 | 21.6 | 1.8 | 10.9 | 50.7 | 30.1 | 26.1 | 27.3 | 63.8 | 109.3 | |
| 2010 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 11.9 | 0.0 | 2.0 | 3.9 | 0.0 | 19.5 | 13.5 | 21.0 | 24.6 | 22.6 | 80.0 |
| 2011 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 7.3 | 2.0 | 1.0 | 1.6 | 7.9 | 5.9 | 9.3 |

Input - Partial Catch at Age: Japanese Longline – Gulf of Mexico

| Year | Age1 | Age2 | Age3 | Age4 | Age5 | Age6 | Age7 | Age8 | Age9 | Age10 | Age11 | Age12 | Age13 | Age14 | Age15 | Age16 |
|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|
| 1970 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1971 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1972 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1973 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1974 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1975 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 2.0 | 0.0 | 0.0 | 3.0 | 12.0 | 45.0 | 107.0 | 146.0 | 159.0 | 149.0 | 125.0 | 125.0 | 294.0 |
| 1976 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.0 | 1.0 | 5.0 | 7.0 | 29.0 | 34.0 | 83.0 | 172.0 | 387.0 | 413.0 | 404.0 | 1042.0 |
| 1977 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 3.0 | 2.0 | 2.0 | 10.0 | 24.0 | 26.0 | 84.0 | 137.0 | 250.0 | 338.0 | 1607.0 |
| 1978 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.0 | 4.0 | 2.0 | 4.0 | 32.0 | 50.0 | 196.0 | 418.0 | 368.0 | 680.0 | 5030.0 |
| 1979 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 0.0 | 3.0 | 0.0 | 0.0 | 2.0 | 6.0 | 17.0 | 66.0 | 178.0 | 236.0 | 264.0 | 1300.0 |
| 1980 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 3.0 | 4.0 | 9.0 | 36.0 | 62.0 | 83.0 | 252.0 | 1711.0 |
| 1981 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 2.0 | 6.0 | 10.0 | 7.0 | 17.0 | 48.0 | 49.0 | 54.0 | 463.0 |
| 1982 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1983 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1984 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1985 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1986 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1987 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1988 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1989 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1990 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1991 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1992 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1993 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1994 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1995 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1996 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1997 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1998 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 1999 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2000 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2001 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2002 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2003 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2004 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2005 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2006 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2007 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2008 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2009 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2010 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 2011 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |

Input - Partial Catch at Age: Tagging Index

Input - Weight at Age:

| Year | 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 | Age 16 |
|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 1970 | 3.2 | 8.3 | 16.9 | 35.5 | 47.7 | 67.0 | 85.4 | 113.3 | 145.5 | 154.6 | 173.7 | 198.7 | 223.2 | 248.0 | 264.6 | 327.7 |
| 1971 | 3.5 | 8.3 | 20.9 | 31.4 | 51.2 | 69.9 | 86.7 | 106.9 | 126.8 | 149.1 | 172.5 | 198.5 | 224.1 | 248.8 | 273.0 | 317.2 |
| 1972 | 4.4 | 9.7 | 19.2 | 37.7 | 51.6 | 62.4 | 90.0 | 112.5 | 129.3 | 149.6 | 176.8 | 202.2 | 227.6 | 246.9 | 271.5 | 330.9 |
| 1973 | 3.7 | 8.9 | 20.7 | 38.2 | 47.9 | 69.2 | 89.0 | 115.6 | 134.1 | 152.9 | 180.0 | 208.2 | 230.8 | 249.7 | 277.7 | 333.9 |
| 1974 | 3.6 | 10.0 | 17.1 | 34.9 | 49.4 | 64.2 | 87.7 | 101.5 | 131.8 | 151.3 | 170.0 | 196.8 | 219.9 | 247.5 | 263.3 | 323.1 |
| 1975 | 3.9 | 8.6 | 22.4 | 32.6 | 47.1 | 66.9 | 83.8 | 110.5 | 134.7 | 152.3 | 168.0 | 193.8 | 216.4 | 243.3 | 264.6 | 321.6 |
| 1976 | 4.0 | 10.2 | 18.8 | 32.1 | 45.1 | 64.2 | 91.8 | 113.9 | 144.2 | 160.4 | 176.0 | 195.7 | 218.1 | 236.7 | 256.8 | 322.2 |
| 1977 | 4.8 | 10.3 | 20.5 | 33.8 | 45.6 | 63.0 | 81.3 | 102.9 | 128.3 | 150.5 | 173.0 | 195.6 | 218.2 | 241.3 | 258.4 | 325.9 |
| 1978 | 5.1 | 10.9 | 21.5 | 31.0 | 47.0 | 64.4 | 83.6 | 108.9 | 138.7 | 163.1 | 185.7 | 200.1 | 219.0 | 242.2 | 259.2 | 339.2 |
| 1979 | 5.3 | 11.2 | 21.6 | 35.7 | 44.2 | 65.7 | 84.8 | 108.1 | 133.9 | 160.4 | 183.2 | 202.1 | 220.0 | 240.0 | 260.0 | 337.9 |
| 1980 | 5.0 | 12.2 | 20.7 | 32.5 | 46.8 | 69.5 | 91.7 | 112.9 | 136.2 | 167.6 | 191.8 | 215.4 | 237.2 | 255.2 | 267.4 | 343.0 |
| 1981 | 5.6 | 11.1 | 21.5 | 32.2 | 45.5 | 65.5 | 85.7 | 108.9 | 133.9 | 158.1 | 184.0 | 205.0 | 226.1 | 240.9 | 259.8 | 371.8 |
| 1982 | 4.1 | 10.8 | 20.8 | 31.6 | 52.6 | 68.1 | 89.2 | 113.2 | 139.4 | 160.6 | 186.8 | 208.8 | 233.7 | 251.0 | 271.8 | 392.4 |
| 1983 | 4.0 | 10.1 | 19.6 | 33.6 | 50.5 | 66.9 | 91.5 | 115.4 | 140.5 | 163.9 | 188.3 | 213.9 | 236.5 | 257.0 | 279.3 | 377.5 |
| 1984 | 5.3 | 11.3 | 22.9 | 35.7 | 51.0 | 74.3 | 92.8 | 114.9 | 139.7 | 162.1 | 186.8 | 208.0 | 234.0 | 262.6 | 281.8 | 382.0 |
| 1985 | 4.6 | 10.2 | 17.2 | 31.2 | 43.6 | 61.9 | 79.6 | 101.6 | 125.7 | 152.6 | 178.8 | 201.8 | 223.0 | 246.5 | 265.1 | 337.7 |
| 1986 | 5.3 | 10.3 | 19.7 | 38.1 | 50.6 | 70.1 | 91.9 | 114.9 | 137.9 | 162.7 | 182.3 | 204.6 | 229.2 | 253.2 | 278.7 | 350.4 |
| 1987 | 5.1 | 9.8 | 22.3 | 36.6 | 49.9 | 67.2 | 85.6 | 109.7 | 130.4 | 155.5 | 180.4 | 202.5 | 230.0 | 258.8 | 279.7 | 349.1 |
| 1988 | 3.9 | 11.2 | 20.1 | 34.6 | 49.8 | 67.7 | 87.0 | 110.5 | 133.0 | 157.7 | 182.8 | 208.5 | 232.3 | 251.8 | 280.5 | 354.3 |
| 1989 | 4.5 | 11.1 | 21.5 | 36.0 | 47.8 | 68.4 | 90.0 | 111.9 | 134.0 | 160.9 | 182.9 | 205.2 | 229.8 | 254.9 | 277.0 | 356.3 |
| 1990 | 5.2 | 12.2 | 18.8 | 35.1 | 47.0 | 66.4 | 85.8 | 112.0 | 138.0 | 162.8 | 185.2 | 206.4 | 231.3 | 253.3 | 278.5 | 347.0 |
| 1991 | 5.4 | 13.5 | 19.6 | 36.9 | 53.4 | 70.2 | 93.3 | 114.3 | 142.2 | 166.1 | 184.5 | 205.7 | 232.9 | 255.7 | 277.6 | 348.7 |
| 1992 | 5.9 | 12.7 | 19.0 | 35.9 | 50.1 | 71.1 | 88.6 | 110.3 | 134.9 | 160.8 | 183.6 | 205.6 | 231.7 | 252.1 | 275.4 | 347.6 |
| 1993 | 5.1 | 11.6 | 23.8 | 33.4 | 51.2 | 66.9 | 89.3 | 110.9 | 135.7 | 157.9 | 182.2 | 204.8 | 227.2 | 250.5 | 275.5 | 364.0 |
| 1994 | 4.7 | 12.0 | 22.1 | 31.9 | 45.5 | 62.8 | 82.9 | 109.2 | 132.4 | 157.3 | 183.8 | 203.8 | 226.7 | 249.7 | 269.6 | 350.7 |
| 1995 | 4.9 | 13.6 | 22.4 | 35.1 | 48.6 | 71.0 | 89.6 | 109.2 | 137.5 | 160.0 | 182.2 | 204.7 | 228.3 | 251.2 | 273.3 | 369.7 |
| 1996 | 5.2 | 11.1 | 22.8 | 34.8 | 48.7 | 69.9 | 92.6 | 113.2 | 137.7 | 159.8 | 187.9 | 209.8 | 234.8 | 257.8 | 282.5 | 361.9 |
| 1997 | 5.0 | 12.7 | 20.3 | 36.3 | 51.2 | 68.4 | 91.2 | 112.0 | 135.7 | 157.2 | 183.6 | 207.7 | 233.4 | 257.2 | 276.9 | 356.0 |
| 1998 | 5.0 | 11.7 | 20.5 | 32.7 | 52.6 | 68.8 | 90.9 | 116.6 | 139.3 | 162.0 | 182.9 | 207.5 | 233.2 | 254.4 | 275.1 | 352.5 |
| 1999 | 5.4 | 11.2 | 21.8 | 35.5 | 54.0 | 71.6 | 93.7 | 113.9 | 136.2 | 159.0 | 184.1 | 206.7 | 230.9 | 254.1 | 276.9 | 355.4 |
| 2000 | 4.8 | 11.8 | 19.1 | 34.1 | 46.5 | 73.2 | 90.8 | 110.8 | 139.0 | 159.5 | 188.7 | 211.8 | 236.2 | 264.3 | 284.5 | 376.5 |
| 2001 | 4.7 | 12.8 | 22.5 | 33.9 | 49.1 | 68.2 | 95.0 | 116.0 | 141.8 | 166.0 | 190.7 | 215.1 | 242.8 | 265.5 | 289.9 | 352.6 |
| 2002 | 6.3 | 10.9 | 19.9 | 35.2 | 48.0 | 63.7 | 90.7 | 114.1 | 137.9 | 160.9 | 186.7 | 209.6 | 238.1 | 265.8 | 284.8 | 352.4 |
| 2003 | 5.7 | 11.5 | 21.6 | 34.0 | 50.7 | 69.2 | 92.1 | 115.3 | 137.4 | 158.8 | 184.1 | 210.2 | 241.6 | 265.2 | 286.9 | 342.3 |
| 2004 | 6.3 | 11.9 | 21.9 | 35.5 | 46.1 | 64.9 | 89.1 | 111.4 | 134.7 | 158.9 | 184.6 | 210.1 | 230.6 | 259.7 | 277.5 | 344.9 |
| 2005 | 5.4 | 9.8 | 19.8 | 30.7 | 47.6 | 62.3 | 82.6 | 105.7 | 132.2 | 160.1 | 184.0 | 207.9 | 232.0 | 254.6 | 276.6 | 349.0 |
| 2006 | 5.5 | 12.6 | 17.8 | 33.3 | 46.9 | 64.0 | 84.6 | 109.6 | 128.0 | 155.1 | 182.2 | 206.8 | 232.0 | 255.9 | 269.4 | 348.3 |
| 2007 | 4.5 | 11.8 | 22.4 | 30.4 | 49.6 | 63.5 | 82.4 | 111.8 | 136.6 | 162.1 | 186.4 | 211.8 | 237.7 | 262.7 | 278.8 | 365.8 |
| 2008 | 4.6 | 11.9 | 21.8 | 36.7 | 49.1 | 70.1 | 93.3 | 114.7 | 138.3 | 157.9 | 179.4 | 207.8 | 231.3 | 259.4 | 278.9 | 377.8 |
| 2009 | 5.4 | 13.2 | 21.8 | 34.4 | 51.3 | 69.4 | 83.9 | 112.1 | 133.4 | 156.4 | 180.3 | 207.5 | 235.6 | 260.5 | 277.3 | 372.5 |
| 2010 | 5.1 | 11.0 | 22.0 | 35.6 | 49.0 | 67.9 | 89.4 | 113.0 | 133.6 | 157.3 | 182.6 | 210.6 | 237.2 | 264.1 | 286.5 | 366.3 |
| 2011 | 5.1 | 10.8 | 23.1 | 31.6 | 48.2 | 64.1 | 87.8 | 111.1 | 135.1 | 159.6 | 184.2 | 212.1 | 239.0 | 264.4 | 288.0 | 361.6 |

Result - Goodness of fit statistics.

| | | |
|---------------------------------------|---|-----------------|
| Total objective function | = | 2.02 |
| (with constants) | = | 333.26 |
| Number of parameters (P) | = | 28 |
| Number of data points (D) | = | 245 |
| AIC : 2*objective+2P | = | 722.53 |
| AICC: 2*objective+2P(...) | = | 730.05 |
| BIC : 2*objective+Plog(D) | = | 820.56 |
| Chi-square discrepancy | = | 223.24 |
| Loglikelihoods (deviance) effort data | = | -12.92 (245.12) |
| | = | -12.92 (245.12) |
| Log-posteriors | = | 0.00 |
| Catchability | = | 0.00 |
| f-ratio | = | 0.00 |
| natural mortality | = | 0.00 |
| mixing coeff. | = | 0.00 |
| Constraints | = | 10.90 |
| terminal F | = | 10.90 |
| stock-rec./sex ratio | = | 0.00 |
| Out of bounds penal | = | 0.00 |

Result – Fishing Mortality at Age

| YEAR | 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 | Age 16 |
|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 1970 | 0.190 | 0.827 | 0.908 | 0.518 | 0.189 | 0.034 | 0.013 | 0.004 | 0.001 | 0.006 | 0.018 | 0.015 | 0.023 | 0.031 | 0.037 | 0.037 |
| 1971 | 0.230 | 0.958 | 0.775 | 0.962 | 0.021 | 0.032 | 0.038 | 0.055 | 0.034 | 0.018 | 0.023 | 0.040 | 0.043 | 0.045 | 0.049 | 0.049 |
| 1972 | 0.191 | 0.635 | 0.528 | 0.094 | 0.175 | 0.066 | 0.004 | 0.016 | 0.018 | 0.010 | 0.005 | 0.014 | 0.043 | 0.053 | 0.046 | |
| 1973 | 0.037 | 0.498 | 0.374 | 0.152 | 0.107 | 0.146 | 0.025 | 0.033 | 0.050 | 0.039 | 0.010 | 0.016 | 0.025 | 0.050 | 0.035 | 0.035 |
| 1974 | 0.137 | 0.185 | 0.232 | 0.104 | 0.100 | 0.087 | 0.049 | 0.058 | 0.036 | 0.029 | 0.049 | 0.024 | 0.023 | 0.098 | 0.128 | 0.128 |
| 1975 | 0.331 | 0.590 | 0.080 | 0.215 | 0.020 | 0.029 | 0.021 | 0.023 | 0.040 | 0.057 | 0.074 | 0.073 | 0.060 | 0.054 | 0.085 | 0.085 |
| 1976 | 0.045 | 0.227 | 0.597 | 0.038 | 0.059 | 0.028 | 0.010 | 0.010 | 0.077 | 0.079 | 0.043 | 0.059 | 0.160 | 0.155 | 0.122 | 0.122 |
| 1977 | 0.015 | 0.238 | 0.146 | 0.468 | 0.149 | 0.072 | 0.084 | 0.031 | 0.031 | 0.083 | 0.140 | 0.107 | 0.072 | 0.137 | 0.154 | 0.154 |
| 1978 | 0.065 | 0.125 | 0.306 | 0.103 | 0.223 | 0.188 | 0.045 | 0.017 | 0.027 | 0.030 | 0.035 | 0.066 | 0.074 | 0.062 | 0.189 | 0.189 |
| 1979 | 0.031 | 0.159 | 0.256 | 0.207 | 0.287 | 0.067 | 0.097 | 0.077 | 0.025 | 0.028 | 0.051 | 0.093 | 0.190 | 0.208 | 0.213 | 0.213 |
| 1980 | 0.044 | 0.230 | 0.207 | 0.193 | 0.136 | 0.063 | 0.105 | 0.212 | 0.178 | 0.054 | 0.057 | 0.104 | 0.165 | 0.241 | 0.294 | 0.294 |
| 1981 | 0.088 | 0.170 | 0.364 | 0.104 | 0.188 | 0.151 | 0.134 | 0.127 | 0.142 | 0.175 | 0.095 | 0.133 | 0.198 | 0.281 | 0.328 | 0.328 |
| 1982 | 0.049 | 0.063 | 0.034 | 0.016 | 0.008 | 0.019 | 0.027 | 0.025 | 0.021 | 0.040 | 0.061 | 0.051 | 0.071 | 0.075 | 0.094 | 0.094 |
| 1983 | 0.037 | 0.040 | 0.066 | 0.020 | 0.022 | 0.034 | 0.035 | 0.073 | 0.074 | 0.067 | 0.065 | 0.066 | 0.076 | 0.139 | 0.190 | 0.190 |
| 1984 | 0.013 | 0.094 | 0.033 | 0.039 | 0.063 | 0.069 | 0.044 | 0.027 | 0.042 | 0.061 | 0.075 | 0.088 | 0.095 | 0.113 | 0.145 | 0.145 |
| 1985 | 0.009 | 0.076 | 0.211 | 0.049 | 0.113 | 0.156 | 0.107 | 0.042 | 0.034 | 0.042 | 0.053 | 0.082 | 0.127 | 0.146 | 0.187 | 0.187 |
| 1986 | 0.010 | 0.078 | 0.115 | 0.067 | 0.040 | 0.047 | 0.058 | 0.045 | 0.030 | 0.032 | 0.035 | 0.052 | 0.102 | 0.134 | 0.216 | 0.216 |
| 1987 | 0.029 | 0.168 | 0.150 | 0.103 | 0.110 | 0.130 | 0.060 | 0.084 | 0.082 | 0.087 | 0.051 | 0.058 | 0.076 | 0.105 | 0.131 | 0.131 |
| 1988 | 0.040 | 0.143 | 0.206 | 0.085 | 0.098 | 0.123 | 0.144 | 0.095 | 0.084 | 0.097 | 0.095 | 0.076 | 0.095 | 0.114 | 0.147 | 0.147 |
| 1989 | 0.008 | 0.132 | 0.030 | 0.077 | 0.069 | 0.053 | 0.077 | 0.131 | 0.125 | 0.110 | 0.112 | 0.121 | 0.111 | 0.145 | 0.166 | 0.166 |
| 1990 | 0.030 | 0.039 | 0.252 | 0.041 | 0.067 | 0.072 | 0.050 | 0.077 | 0.131 | 0.157 | 0.115 | 0.118 | 0.106 | 0.104 | 0.161 | 0.161 |
| 1991 | 0.050 | 0.176 | 0.137 | 0.059 | 0.054 | 0.055 | 0.077 | 0.093 | 0.114 | 0.153 | 0.152 | 0.154 | 0.142 | 0.131 | 0.140 | 0.140 |
| 1992 | 0.008 | 0.092 | 0.031 | 0.018 | 0.027 | 0.045 | 0.039 | 0.086 | 0.119 | 0.089 | 0.130 | 0.183 | 0.198 | 0.205 | 0.142 | 0.142 |
| 1993 | 0.006 | 0.017 | 0.083 | 0.067 | 0.046 | 0.039 | 0.067 | 0.067 | 0.117 | 0.149 | 0.100 | 0.103 | 0.118 | 0.113 | 0.120 | 0.120 |
| 1994 | 0.028 | 0.013 | 0.024 | 0.050 | 0.060 | 0.044 | 0.038 | 0.077 | 0.156 | 0.092 | 0.112 | 0.122 | 0.108 | 0.129 | 0.103 | 0.103 |
| 1995 | 0.010 | 0.021 | 0.068 | 0.069 | 0.082 | 0.128 | 0.038 | 0.024 | 0.055 | 0.149 | 0.110 | 0.097 | 0.100 | 0.120 | 0.158 | 0.158 |
| 1996 | 0.007 | 0.117 | 0.032 | 0.124 | 0.096 | 0.039 | 0.052 | 0.082 | 0.037 | 0.048 | 0.126 | 0.128 | 0.131 | 0.128 | 0.169 | 0.169 |
| 1997 | 0.004 | 0.017 | 0.103 | 0.021 | 0.045 | 0.054 | 0.058 | 0.084 | 0.082 | 0.063 | 0.055 | 0.097 | 0.136 | 0.176 | 0.184 | 0.184 |
| 1998 | 0.005 | 0.018 | 0.065 | 0.070 | 0.017 | 0.046 | 0.032 | 0.075 | 0.139 | 0.147 | 0.093 | 0.081 | 0.140 | 0.182 | 0.175 | 0.175 |
| 1999 | 0.001 | 0.009 | 0.046 | 0.042 | 0.043 | 0.024 | 0.036 | 0.095 | 0.091 | 0.143 | 0.142 | 0.150 | 0.159 | 0.207 | 0.200 | 0.200 |
| 2000 | 0.001 | 0.004 | 0.019 | 0.033 | 0.101 | 0.095 | 0.061 | 0.077 | 0.084 | 0.099 | 0.108 | 0.113 | 0.129 | 0.161 | 0.194 | 0.194 |
| 2001 | 0.019 | 0.005 | 0.043 | 0.098 | 0.033 | 0.045 | 0.066 | 0.102 | 0.053 | 0.079 | 0.127 | 0.181 | 0.167 | 0.168 | 0.202 | 0.202 |
| 2002 | 0.013 | 0.091 | 0.074 | 0.101 | 0.133 | 0.052 | 0.041 | 0.142 | 0.152 | 0.143 | 0.118 | 0.132 | 0.215 | 0.189 | 0.209 | 0.209 |
| 2003 | 0.002 | 0.050 | 0.093 | 0.083 | 0.052 | 0.054 | 0.016 | 0.067 | 0.137 | 0.129 | 0.101 | 0.058 | 0.105 | 0.151 | 0.159 | 0.159 |
| 2004 | 0.007 | 0.025 | 0.165 | 0.066 | 0.077 | 0.100 | 0.065 | 0.088 | 0.062 | 0.083 | 0.078 | 0.087 | 0.080 | 0.076 | 0.116 | 0.116 |
| 2005 | 0.016 | 0.047 | 0.027 | 0.079 | 0.034 | 0.029 | 0.029 | 0.054 | 0.060 | 0.053 | 0.102 | 0.134 | 0.124 | 0.086 | 0.116 | 0.116 |
| 2006 | 0.005 | 0.016 | 0.014 | 0.023 | 0.095 | 0.076 | 0.043 | 0.054 | 0.093 | 0.112 | 0.085 | 0.102 | 0.095 | 0.097 | 0.135 | 0.135 |
| 2007 | 0.001 | 0.007 | 0.221 | 0.131 | 0.032 | 0.088 | 0.056 | 0.032 | 0.035 | 0.029 | 0.052 | 0.046 | 0.056 | 0.056 | 0.078 | 0.078 |
| 2008 | 0.002 | 0.012 | 0.079 | 0.094 | 0.118 | 0.029 | 0.111 | 0.106 | 0.070 | 0.062 | 0.068 | 0.056 | 0.052 | 0.054 | 0.093 | 0.093 |
| 2009 | 0.001 | 0.006 | 0.038 | 0.050 | 0.055 | 0.108 | 0.033 | 0.055 | 0.072 | 0.063 | 0.063 | 0.059 | 0.056 | 0.066 | 0.101 | 0.101 |
| 2010 | 0.001 | 0.011 | 0.027 | 0.038 | 0.032 | 0.042 | 0.020 | 0.049 | 0.069 | 0.090 | 0.099 | 0.070 | 0.066 | 0.089 | 0.100 | 0.100 |
| 2011 | 0.001 | 0.008 | 0.019 | 0.059 | 0.051 | 0.079 | 0.046 | 0.103 | 0.069 | 0.076 | 0.073 | 0.064 | 0.075 | 0.076 | 0.082 | 0.082 |

Result- Abundance at Age at Beginning of Year

| YEAR | 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 | Age 16 |
|------|--------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 1970 | 363697 | 196708 | 226202 | 46153 | 40517 | 46189 | 38685 | 43465 | 52612 | 43505 | 25793 | 30856 | 31215 | 25646 | 17362 | 38032 |
| 1971 | 322112 | 261413 | 74762 | 79344 | 23908 | 29155 | 38823 | 33200 | 37636 | 45698 | 37580 | 22018 | 26419 | 26527 | 21614 | 46399 |
| 1972 | 278368 | 222393 | 87195 | 29955 | 26371 | 20360 | 24541 | 32488 | 27316 | 31621 | 39022 | 31921 | 18399 | 22008 | 22046 | 56290 |
| 1973 | 150701 | 199845 | 102419 | 44688 | 23702 | 19241 | 16563 | 21249 | 27806 | 23314 | 27217 | 33752 | 27375 | 15316 | 18153 | 65035 |
| 1974 | 465421 | 126297 | 105572 | 61251 | 33384 | 18508 | 14455 | 14038 | 17866 | 22991 | 19496 | 23415 | 28871 | 23200 | 12667 | 69823 |
| 1975 | 164002 | 352711 | 91261 | 72797 | 48002 | 26257 | 14743 | 11971 | 11516 | 14978 | 19420 | 16140 | 19875 | 24541 | 18283 | 63080 |
| 1976 | 134799 | 102389 | 170010 | 73239 | 51062 | 40886 | 22166 | 12553 | 10171 | 9622 | 12300 | 15682 | 13047 | 16273 | 20215 | 64957 |
| 1977 | 111875 | 112038 | 70962 | 81323 | 61272 | 41838 | 34555 | 19084 | 10804 | 8189 | 7733 | 10246 | 12848 | 9667 | 12121 | 65516 |
| 1978 | 94538 | 95855 | 76792 | 53308 | 44295 | 45891 | 33859 | 27629 | 16083 | 9105 | 6554 | 5842 | 8004 | 10397 | 7328 | 57852 |
| 1979 | 99236 | 77007 | 73536 | 49151 | 41794 | 30813 | 33072 | 28140 | 23603 | 13604 | 7681 | 5504 | 4755 | 6459 | 8491 | 46898 |
| 1980 | 80743 | 83639 | 57104 | 49497 | 34754 | 27277 | 25055 | 26106 | 22652 | 20003 | 11502 | 6343 | 4359 | 3417 | 4559 | 38908 |
| 1981 | 79956 | 67172 | 57771 | 40358 | 35479 | 26373 | 22269 | 19617 | 18366 | 16488 | 9442 | 4971 | 3213 | 2334 | 28157 | |
| 1982 | 81497 | 63657 | 49271 | 34887 | 31615 | 25552 | 19707 | 16929 | 15015 | 13855 | 12037 | 13034 | 7183 | 3546 | 2109 | 19099 |
| 1983 | 103201 | 67491 | 51941 | 41422 | 29842 | 27257 | 21786 | 16676 | 14353 | 12776 | 11577 | 9844 | 10769 | 5817 | 2860 | 16782 |
| 1984 | 92009 | 86484 | 56380 | 42277 | 35292 | 25370 | 22895 | 18283 | 13472 | 11591 | 10387 | 9430 | 8014 | 8674 | 4401 | 14119 |
| 1985 | 97312 | 78940 | 68448 | 47440 | 35364 | 28815 | 20587 | 19040 | 15474 | 11226 | 9478 | 8376 | 7504 | 6335 | 6738 | 13921 |
| 1986 | 100847 | 83877 | 63605 | 48203 | 39258 | 27466 | 21440 | 16075 | 15873 | 13006 | 9353 | 7814 | 6710 | 5744 | 4761 | 14893 |
| 1987 | 88453 | 86772 | 67429 | 49269 | 39193 | 32791 | 22782 | 17582 | 13363 | 13394 | 10952 | 7849 | 6452 | 5268 | 4369 | 13761 |
| 1988 | 134320 | 74731 | 63740 | 50468 | 38629 | 30509 | 25028 | 18651 | 14060 | 10700 | 10679 | 9049 | 6438 | 5199 | 4122 | 13828 |
| 1989 | 116810 | 112177 | 56316 | 45108 | 40318 | 30454 | 23454 | 18644 | 14749 | 11233 | 8441 | 8443 | 7291 | 5088 | 4032 | 13470 |
| 1990 | 110211 | 100766 | 85499 | 47522 | 36326 | 32706 | 25098 | 18881 | 14373 | 11320 | 8751 | 6561 | 6503 | 5672 | 3827 | 12895 |
| 1991 | 89498 | 93026 | 84265 | 57795 | 39640 | 29526 | 26446 | 20756 | 15197 | 10964 | 8415 | 6785 | 5070 | 5085 | 4445 | 12380 |
| 1992 | 76928 | 73978 | 67806 | 63888 | 47376 | 32651 | 24287 | 21282 | 16438 | 11782 | 8177 | 6282 | 5058 | 3823 | 3877 | 12712 |
| 1993 | 71082 | 66329 | 58648 | 57158 | 54561 | 40081 | 27145 | 20303 | 16976 | 12687 | 9373 | 6242 | 4550 | 3608 | 2707 | 12509 |
| 1994 | 80360 | 61408 | 56671 | 46905 | 46449 | 45314 | 33514 | 22069 | 16504 | 13131 | 9504 | 7374 | 4897 | 3517 | 2801 | 11728 |
| 1995 | 105261 | 67950 | 52715 | 48117 | 38785 | 38039 | 37692 | 28061 | 17772 | 12272 | 10409 | 7390 | 5673 | 3821 | 2686 | 11390 |
| 1996 | 80001 | 90640 | 57819 | 42810 | 39058 | 31056 | 29108 | 31548 | 23827 | 14626 | 9195 | 8103 | 5831 | 4462 | 2947 | 10454 |
| 1997 | 63203 | 69059 | 70101 | 48704 | 32885 | 30846 | 25954 | 24016 | 25269 | 19964 | 12123 | 7049 | 6199 | 4445 | 3412 | 9836 |
| 1998 | 78339 | 54714 | 59010 | 54995 | 41477 | 27343 | 25418 | 21300 | 19188 | 20245 | 16296 | 9976 | 5562 | 4704 | 3240 | 9579 |
| 1999 | 80650 | 67787 | 46738 | 48055 | 44568 | 35451 | 22713 | 21393 | 17180 | 14523 | 15195 | 12908 | 7998 | 4202 | 3410 | 9356 |
| 2000 | 81597 | 70019 | 58410 | 38820 | 40055 | 37107 | 30076 | 19054 | 16908 | 13631 | 10948 | 11462 | 9662 | 5934 | 2970 | 9091 |
| 2001 | 80308 | 70846 | 60604 | 49798 | 32655 | 31474 | 29349 | 24600 | 15335 | 13512 | 10730 | 8540 | 8904 | 7383 | 4392 | 8639 |
| 2002 | 68981 | 68485 | 61254 | 50450 | 39243 | 27470 | 26148 | 23888 | 19314 | 12647 | 10853 | 8218 | 6198 | 6549 | 5426 | 9252 |
| 2003 | 134999 | 59180 | 54365 | 49453 | 39646 | 29855 | 22666 | 21810 | 18011 | 14427 | 9529 | 8389 | 6261 | 4344 | 4712 | 10354 |
| 2004 | 131369 | 117099 | 48931 | 43055 | 39585 | 32722 | 24589 | 19401 | 17737 | 13654 | 11023 | 7491 | 6880 | 4899 | 3246 | 11171 |
| 2005 | 49309 | 113449 | 99310 | 36082 | 35023 | 31852 | 25742 | 20023 | 15450 | 14490 | 10922 | 8867 | 5970 | 5523 | 3946 | 11166 |
| 2006 | 43473 | 42196 | 94074 | 84036 | 28984 | 29439 | 26908 | 21738 | 16498 | 12649 | 11942 | 8572 | 6740 | 4583 | 4407 | 11695 |
| 2007 | 84741 | 37597 | 36097 | 80624 | 71431 | 22916 | 23728 | 22403 | 17899 | 13065 | 9831 | 9532 | 6731 | 5328 | 3615 | 12230 |
| 2008 | 44558 | 73609 | 32445 | 25167 | 61455 | 60126 | 18253 | 19498 | 18858 | 15025 | 11029 | 8110 | 7912 | 5534 | 4380 | 12744 |
| 2009 | 123732 | 38657 | 63259 | 26073 | 19923 | 47471 | 50768 | 14196 | 15248 | 15287 | 12271 | 8958 | 6664 | 6528 | 4558 | 13563 |
| 2010 | 81965 | 107500 | 33400 | 52954 | 21555 | 16401 | 37045 | 42684 | 11678 | 12339 | 12474 | 10012 | 7345 | 5480 | 5315 | 14242 |
| 2011 | 1190 | 71195 | 92435 | 28255 | 44331 | 18147 | 13670 | 31562 | 35337 | 9472 | 9801 | 9827 | 8118 | 5977 | 4356 | 15389 |

Result – Spawning Stock Biomass and Recruitment

| YEAR | Spawning Stock Biomass | Recruits (Age 1) |
|------|------------------------|------------------|
| 1970 | 51074 | 363697 |
| 1971 | 50820 | 322112 |
| 1972 | 51227 | 278368 |
| 1973 | 51500 | 150701 |
| 1974 | 46209 | 465421 |
| 1975 | 40993 | 164002 |
| 1976 | 36133 | 134799 |
| 1977 | 30995 | 111875 |
| 1978 | 27696 | 94538 |
| 1979 | 24503 | 99236 |
| 1980 | 22215 | 80743 |
| 1981 | 19091 | 79956 |
| 1982 | 17957 | 81497 |
| 1983 | 17203 | 103201 |
| 1984 | 16337 | 92009 |
| 1985 | 14724 | 97312 |
| 1986 | 15076 | 100847 |
| 1987 | 14454 | 88453 |
| 1988 | 14328 | 134320 |
| 1989 | 13889 | 116810 |
| 1990 | 13308 | 110211 |
| 1991 | 13007 | 89498 |
| 1992 | 12614 | 76928 |
| 1993 | 12764 | 71082 |
| 1994 | 12640 | 80360 |
| 1995 | 13186 | 105261 |
| 1996 | 14287 | 80001 |
| 1997 | 15241 | 63203 |
| 1998 | 15466 | 78339 |
| 1999 | 14920 | 80650 |
| 2000 | 14949 | 81597 |
| 2001 | 14517 | 80308 |
| 2002 | 14103 | 68981 |
| 2003 | 13861 | 134999 |
| 2004 | 14077 | 131369 |
| 2005 | 14200 | 49309 |
| 2006 | 14141 | 43473 |
| 2007 | 15326 | 84741 |
| 2008 | 16140 | 44558 |
| 2009 | 16228 | 123732 |
| 2010 | 15895 | 81965 |
| 2011 | 18426 | 1190 |

Result – Fit to Canada GSL Index

| Year | Observed | Predicted | Residuals (Obs-pred) | Standard Deviation | Q Catchabil. | Untransfrmd Observed | Untransfrmd Predicted | Chi-square Discrepancy |
|------|----------|-----------|-------------------------|-----------------------|-----------------|-------------------------|--------------------------|---------------------------|
| 1981 | -0.14 | -0.515 | 0.375 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.869 | 0.597 | 0.069 |
| 1982 | -0.81 | -0.703 | -0.107 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.445 | 0.495 | 0.142 |
| 1983 | 0.323 | -0.732 | 1.055 | 0.639 | 2.31E-05 | 1.381 | 0.481 | 3.56 |
| 1984 | -0.476 | -0.797 | 0.32 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.621 | 0.451 | 0.03 |
| 1985 | -2.126 | -0.827 | -1.299 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.119 | 0.437 | 1.198 |
| 1986 | -1.879 | -0.856 | -1.023 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.153 | 0.425 | 0.99 |
| 1987 | -1.586 | -0.897 | -0.689 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.205 | 0.408 | 0.692 |
| 1988 | -1.076 | -0.908 | -0.167 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.341 | 0.403 | 0.191 |
| 1989 | -0.934 | -0.924 | -0.01 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.393 | 0.397 | 0.074 |
| 1990 | -2.255 | -0.957 | -1.298 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.105 | 0.384 | 1.197 |
| 1991 | -0.649 | -1.006 | 0.356 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.522 | 0.366 | 0.053 |
| 1992 | -0.031 | -1.035 | 1.004 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.969 | 0.355 | 2.97 |
| 1993 | -0.376 | -1.077 | 0.701 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.687 | 0.341 | 0.818 |
| 1994 | -1.955 | -1.11 | -0.845 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.142 | 0.33 | 0.837 |
| 1995 | -0.678 | -1.129 | 0.451 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.508 | 0.323 | 0.155 |
| 1996 | -2.993 | -1.167 | -1.825 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.05 | 0.311 | 1.495 |
| 1997 | -2.552 | -1.194 | -1.359 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.078 | 0.303 | 1.238 |
| 1998 | -1.886 | -1.222 | -0.664 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.152 | 0.295 | 0.667 |
| 1999 | -1.223 | -1.197 | -0.027 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.294 | 0.302 | 0.084 |
| 2000 | -1.606 | -1.138 | -0.469 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.201 | 0.321 | 0.475 |
| 2001 | -1.661 | -1.116 | -0.545 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.19 | 0.328 | 0.551 |
| 2002 | -1.392 | -1.137 | -0.254 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.249 | 0.321 | 0.268 |
| 2003 | -0.709 | -1.113 | 0.404 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.492 | 0.328 | 0.097 |
| 2004 | -0.536 | -1.056 | 0.52 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.585 | 0.348 | 0.274 |
| 2005 | -0.06 | -1.047 | 0.987 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.942 | 0.351 | 2.791 |
| 2006 | -0.785 | -1.016 | 0.23 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.456 | 0.362 | 0.001 |
| 2007 | -0.163 | -0.964 | 0.801 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.849 | 0.381 | 1.32 |
| 2008 | -0.503 | -0.898 | 0.395 | 0.639 | 2.31E-05 | 0.605 | 0.408 | 0.088 |
| 2009 | 0.363 | -0.86 | 1.223 | 0.639 | 2.31E-05 | 1.438 | 0.423 | 6.212 |
| 2011 | 1.001 | -0.76 | 1.761 | 0.639 | 2.31E-05 | 2.721 | 0.468 | 27.755 |

Result – Selectivity of Canada GSL

| Age 13 | Age 14 | Age 15 | Age 16 |
|--------|--------|--------|--------|
| 0.359 | 0.385 | 0.447 | 1 |

Result – Fit to Canada SW Nova Scotia Index

| Year | Observed | Predicted | Residuals (Obs-pred) | Standard Deviation | Q Catchabil. | Untransfrmd Observed | Untransfrmd Predicted | Chi-square Discrepancy |
|------|----------|-----------|-------------------------|-----------------------|-----------------|-------------------------|--------------------------|---------------------------|
| 1988 | 2.021 | 1.071 | 0.95 | 0.639 | 6.18E-05 | 7.543 | 2.918 | 2.428 |
| 1989 | 2.313 | 1.04 | 1.273 | 0.639 | 6.18E-05 | 10.108 | 2.829 | 7.246 |
| 1990 | 2.243 | 1.008 | 1.235 | 0.639 | 6.18E-05 | 9.419 | 2.739 | 6.443 |
| 1991 | 1.633 | 0.978 | 0.655 | 0.639 | 6.18E-05 | 5.12 | 2.659 | 0.643 |
| 1992 | 1.558 | 0.973 | 0.585 | 0.639 | 6.18E-05 | 4.748 | 2.646 | 0.425 |
| 1993 | 0.864 | 1.003 | -0.14 | 0.639 | 6.18E-05 | 2.372 | 2.728 | 0.168 |
| 1994 | 1.498 | 1.043 | 0.454 | 0.639 | 6.18E-05 | 4.471 | 2.839 | 0.16 |
| 1995 | 1.306 | 1.131 | 0.175 | 0.639 | 6.18E-05 | 3.69 | 3.098 | 0.002 |
| 1996 | 0.277 | 1.255 | -0.978 | 0.639 | 6.18E-05 | 1.319 | 3.51 | 0.953 |
| 1997 | -0.084 | 1.323 | -1.407 | 0.639 | 6.18E-05 | 0.919 | 3.755 | 1.269 |
| 1998 | 0.667 | 1.329 | -0.662 | 0.639 | 6.18E-05 | 1.948 | 3.775 | 0.665 |
| 1999 | 1.248 | 1.285 | -0.037 | 0.639 | 6.18E-05 | 3.482 | 3.613 | 0.091 |
| 2000 | -0.125 | 1.244 | -1.369 | 0.639 | 6.18E-05 | 0.883 | 3.469 | 1.245 |
| 2001 | 0.886 | 1.219 | -0.334 | 0.639 | 6.18E-05 | 2.424 | 3.385 | 0.343 |
| 2002 | 0.935 | 1.172 | -0.236 | 0.639 | 6.18E-05 | 2.548 | 3.227 | 0.252 |
| 2003 | 1.708 | 1.137 | 0.571 | 0.639 | 6.18E-05 | 5.516 | 3.117 | 0.388 |
| 2004 | 0.647 | 1.15 | -0.503 | 0.639 | 6.18E-05 | 1.91 | 3.158 | 0.509 |
| 2005 | 0.819 | 1.155 | -0.336 | 0.639 | 6.18E-05 | 2.269 | 3.174 | 0.345 |
| 2006 | 1.24 | 1.154 | 0.086 | 0.639 | 6.18E-05 | 3.456 | 3.171 | 0.025 |
| 2007 | 1.022 | 1.199 | -0.177 | 0.639 | 6.18E-05 | 2.778 | 3.315 | 0.199 |
| 2008 | 1.391 | 1.224 | 0.168 | 0.639 | 6.18E-05 | 4.02 | 3.399 | 0.003 |
| 2009 | 1.369 | 1.188 | 0.18 | 0.639 | 6.18E-05 | 3.931 | 3.282 | 0.001 |
| 2010 | 1.203 | 1.286 | -0.083 | 0.639 | 6.18E-05 | 3.33 | 3.617 | 0.123 |
| 2011 | 1.316 | 1.386 | -0.071 | 0.639 | 6.18E-05 | 3.728 | 4.001 | 0.114 |

Result – Selectivity of Canada SW Nova Scotia

| Age 8 | Age 9 | Age 10 | Age 11 | Age 12 | Age 13 | Age 14 |
|-------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 0.359 | 0.618 | 0.818 | 0.882 | 0.906 | 0.922 | 1 |

Result: Fit to U.S. Rod and Reel < 145 cm

| Year | | | Residuals | Standard | Q | Untransfrmd | Untransfrmd | Chi-square |
|------|----------|-----------|------------|-----------|------------|-------------|-------------|-------------|
| | Observed | Predicted | (Obs-pred) | Deviation | Catchabil. | Observed | Predicted | Discrepancy |
| 1980 | -0.224 | -0.158 | -0.066 | 0.639 | 6.08E-06 | 0.799 | 0.854 | 0.111 |
| 1981 | -0.919 | -0.281 | -0.638 | 0.639 | 6.08E-06 | 0.399 | 0.755 | 0.642 |
| 1982 | 0.743 | -0.283 | 1.026 | 0.639 | 6.08E-06 | 2.102 | 0.754 | 3.215 |
| 1983 | 0.108 | -0.191 | 0.299 | 0.639 | 6.08E-06 | 1.114 | 0.826 | 0.02 |
| 1985 | -0.462 | -0.065 | -0.397 | 0.639 | 6.08E-06 | 0.63 | 0.937 | 0.405 |
| 1986 | -0.251 | -0.036 | -0.215 | 0.639 | 6.08E-06 | 0.778 | 0.964 | 0.232 |
| 1987 | 0.198 | -0.049 | 0.247 | 0.639 | 6.08E-06 | 1.219 | 0.952 | 0.004 |
| 1988 | -0.012 | -0.063 | 0.05 | 0.639 | 6.08E-06 | 0.988 | 0.939 | 0.04 |
| 1989 | -0.012 | 0.098 | -0.11 | 0.639 | 6.08E-06 | 0.988 | 1.103 | 0.144 |
| 1990 | -0.101 | 0.141 | -0.242 | 0.639 | 6.08E-06 | 0.904 | 1.151 | 0.257 |
| 1991 | 0.232 | 0.067 | 0.165 | 0.639 | 6.08E-06 | 1.261 | 1.069 | 0.003 |
| 1992 | -0.198 | -0.079 | -0.12 | 0.639 | 6.08E-06 | 0.82 | 0.924 | 0.152 |

Result: Selectivity of U.S. Rod and Reel < 145 cm

| Age 1 | Age 2 | Age 3 | Age 4 | Age 5 |
|-------|-------|-------|-------|-------|
| 0.269 | 1 | 0.831 | 0.173 | 0.11 |

Result: Fit to U.S. Rod and Reel >195 cm

| Year | | | Residuals | Standard | Q | Untransfrmd | Untransfrmd | Chi-square |
|------|----------|-----------|------------|-----------|------------|-------------|-------------|-------------|
| | Observed | Predicted | (Obs-pred) | Deviation | Catchabil. | Observed | Predicted | Discrepancy |
| 1983 | 1.031 | 0.01 | 1.022 | 0.639 | 2.89E-05 | 2.805 | 1.01 | 3.17 |
| 1984 | 0.22 | -0.01 | 0.229 | 0.639 | 2.89E-05 | 1.246 | 0.991 | 0.001 |
| 1985 | -0.154 | -0.044 | -0.111 | 0.639 | 2.89E-05 | 0.857 | 0.957 | 0.145 |
| 1986 | -0.687 | -0.095 | -0.592 | 0.639 | 2.89E-05 | 0.503 | 0.909 | 0.597 |
| 1987 | -0.637 | -0.113 | -0.524 | 0.639 | 2.89E-05 | 0.529 | 0.893 | 0.53 |
| 1988 | -0.061 | -0.134 | 0.073 | 0.639 | 2.89E-05 | 0.941 | 0.874 | 0.03 |
| 1989 | -0.27 | -0.169 | -0.102 | 0.639 | 2.89E-05 | 0.763 | 0.845 | 0.138 |
| 1990 | -0.468 | -0.211 | -0.257 | 0.639 | 2.89E-05 | 0.626 | 0.809 | 0.27 |
| 1991 | -0.198 | -0.252 | 0.054 | 0.639 | 2.89E-05 | 0.82 | 0.777 | 0.039 |
| 1992 | -0.094 | -0.301 | 0.207 | 0.639 | 2.89E-05 | 0.91 | 0.74 | 0 |

Result: Selectivity of U.S. Rod and Reel >195 cm

| Age 10 | Age 11 | Age 12 | Age 13 | Age 14 | Age 15 | Age 16 |
|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 0.248 | 0.297 | 0.455 | 0.571 | 0.783 | 1 | 0.91 |

Result: Fit to U.S. Rod and Reel 66-114 cm

| Year | | | Residuals | Standard | Q | Untransfrmd | Untransfrmd | Chi-square |
|------|----------|-----------|------------|-----------|------------|-------------|-------------|-------------|
| | Observed | Predicted | (Obs-pred) | Deviation | Catchabil. | Observed | Predicted | Discrepancy |
| 1993 | 0.265 | -0.21 | 0.475 | 0.639 | 1.01E-05 | 1.304 | 0.811 | 0.192 |
| 1994 | -1.328 | -0.238 | -1.09 | 0.639 | 1.01E-05 | 0.265 | 0.788 | 1.044 |
| 1995 | 0.008 | -0.266 | 0.274 | 0.639 | 1.01E-05 | 1.008 | 0.767 | 0.01 |
| 1996 | 0.493 | -0.105 | 0.597 | 0.639 | 1.01E-05 | 1.637 | 0.901 | 0.46 |
| 1997 | 0.933 | -0.083 | 1.016 | 0.639 | 1.01E-05 | 2.541 | 0.92 | 3.1 |
| 1998 | 0.37 | -0.261 | 0.632 | 0.639 | 1.01E-05 | 1.448 | 0.77 | 0.563 |
| 1999 | 0.172 | -0.332 | 0.504 | 0.639 | 1.01E-05 | 1.188 | 0.718 | 0.242 |
| 2000 | -0.056 | -0.171 | 0.116 | 0.639 | 1.01E-05 | 0.946 | 0.843 | 0.014 |
| 2001 | -0.753 | -0.151 | -0.602 | 0.639 | 1.01E-05 | 0.471 | 0.86 | 0.607 |
| 2002 | 0.076 | -0.179 | 0.255 | 0.639 | 1.01E-05 | 1.079 | 0.836 | 0.005 |
| 2003 | -0.747 | -0.307 | -0.44 | 0.639 | 1.01E-05 | 0.474 | 0.736 | 0.447 |
| 2004 | 0.608 | -0.087 | 0.694 | 0.639 | 1.01E-05 | 1.836 | 0.917 | 0.792 |
| 2005 | 0.493 | 0.333 | 0.16 | 0.639 | 1.01E-05 | 1.638 | 1.396 | 0.004 |
| 2006 | -0.42 | 0.058 | -0.479 | 0.639 | 1.01E-05 | 0.657 | 1.06 | 0.485 |
| 2007 | -0.538 | -0.765 | 0.227 | 0.639 | 1.01E-05 | 0.584 | 0.466 | 0.001 |
| 2008 | -1.28 | -0.503 | -0.778 | 0.639 | 1.01E-05 | 0.278 | 0.605 | 0.775 |
| 2009 | -1.139 | -0.287 | -0.852 | 0.639 | 1.01E-05 | 0.32 | 0.75 | 0.843 |
| 2010 | -0.475 | -0.269 | -0.206 | 0.639 | 1.01E-05 | 0.622 | 0.764 | 0.224 |
| 2011 | -0.351 | 0.154 | -0.504 | 0.639 | 1.01E-05 | 0.704 | 1.166 | 0.511 |

Result: selectivity of U.S. Rod and Reel 66-114 cm

| Age 2 | Age 3 |
|-------|-------|
| 0.448 | 1 |

Result: Fit to U.S. Rod and Reel 115-144 cm

| Year | Observed | Predicted | Residuals (Obs-pred) | Standard Deviation | Q Catchabil. | Untransfrmd Observed | Untransfrmd Predicted | Chi-square Discrepancy |
|------|----------|-----------|-------------------------|-----------------------|-----------------|-------------------------|--------------------------|---------------------------|
| 1993 | 0.255 | 0.08 | 0.176 | 0.639 | 1.11E-05 | 1.291 | 1.083 | 0.002 |
| 1994 | -1.44 | -0.099 | -1.34 | 0.639 | 1.11E-05 | 0.237 | 0.905 | 1.226 |
| 1995 | -1.336 | -0.176 | -1.159 | 0.639 | 1.11E-05 | 0.263 | 0.838 | 1.097 |
| 1996 | -0.364 | -0.256 | -0.108 | 0.639 | 1.11E-05 | 0.695 | 0.774 | 0.142 |
| 1997 | -1.321 | -0.215 | -1.106 | 0.639 | 1.11E-05 | 0.267 | 0.807 | 1.057 |
| 1998 | -0.121 | -0.058 | -0.063 | 0.639 | 1.11E-05 | 0.886 | 0.944 | 0.109 |
| 1999 | 0.048 | -0.1 | 0.148 | 0.639 | 1.11E-05 | 1.049 | 0.905 | 0.006 |
| 2000 | 0.376 | -0.274 | 0.65 | 0.639 | 1.11E-05 | 1.456 | 0.76 | 0.624 |
| 2001 | 0.518 | -0.225 | 0.742 | 0.639 | 1.11E-05 | 1.678 | 0.799 | 1.005 |
| 2002 | 0.912 | -0.163 | 1.076 | 0.639 | 1.11E-05 | 2.49 | 0.849 | 3.83 |
| 2003 | -0.627 | -0.149 | -0.478 | 0.639 | 1.11E-05 | 0.534 | 0.862 | 0.485 |
| 2004 | -0.514 | -0.228 | -0.286 | 0.639 | 1.11E-05 | 0.598 | 0.796 | 0.298 |
| 2005 | -0.243 | -0.373 | 0.129 | 0.639 | 1.11E-05 | 0.784 | 0.689 | 0.01 |
| 2006 | 0.32 | 0.118 | 0.202 | 0.639 | 1.11E-05 | 1.377 | 1.125 | 0 |
| 2007 | 0.344 | 0.376 | -0.032 | 0.639 | 1.11E-05 | 1.41 | 1.456 | 0.088 |
| 2008 | 0.035 | -0.218 | 0.253 | 0.639 | 1.11E-05 | 1.036 | 0.804 | 0.005 |
| 2009 | -0.652 | -0.801 | 0.149 | 0.639 | 1.11E-05 | 0.521 | 0.449 | 0.006 |
| 2010 | 0.204 | -0.3 | 0.503 | 0.639 | 1.11E-05 | 1.226 | 0.741 | 0.241 |
| 2011 | 0.185 | -0.36 | 0.545 | 0.639 | 1.11E-05 | 1.203 | 0.698 | 0.326 |

Result: Selectivity of U.S. Rod and Reel 115-144 cm

| Age 4 | Age 5 |
|-------|-------|
| 1 | 0.924 |

Result: Fit to U.S. Rod and Reel >177 cm

| Year | Observed | Predicted | Residuals (Obs-pred) | Standard Deviation | Q Catchabil. | Untransfrmd Observed | Untransfrmd Predicted | Chi-square Discrepancy |
|------|----------|-----------|-------------------------|-----------------------|-----------------|-------------------------|--------------------------|---------------------------|
| 1993 | -0.403 | -0.417 | 0.013 | 0.639 | 1.95E-05 | 0.668 | 0.659 | 0.06 |
| 1994 | -0.185 | -0.401 | 0.216 | 0.639 | 1.95E-05 | 0.831 | 0.67 | 0 |
| 1995 | 0.223 | -0.343 | 0.566 | 0.639 | 1.95E-05 | 1.25 | 0.71 | 0.376 |
| 1996 | 1.25 | -0.265 | 1.515 | 0.639 | 1.95E-05 | 3.489 | 0.767 | 14.523 |
| 1997 | 0.281 | -0.242 | 0.523 | 0.639 | 1.95E-05 | 1.324 | 0.785 | 0.279 |
| 1998 | 0.502 | -0.251 | 0.753 | 0.639 | 1.95E-05 | 1.652 | 0.778 | 1.057 |
| 1999 | 0.659 | -0.267 | 0.925 | 0.639 | 1.95E-05 | 1.932 | 0.766 | 2.211 |
| 2000 | -0.507 | -0.286 | -0.222 | 0.639 | 1.95E-05 | 0.602 | 0.751 | 0.238 |
| 2001 | 0.328 | -0.267 | 0.595 | 0.639 | 1.95E-05 | 1.388 | 0.766 | 0.453 |
| 2002 | 0.591 | -0.283 | 0.874 | 0.639 | 1.95E-05 | 1.806 | 0.754 | 1.8 |
| 2003 | -0.949 | -0.317 | -0.632 | 0.639 | 1.95E-05 | 0.387 | 0.728 | 0.637 |
| 2004 | -0.511 | -0.316 | -0.195 | 0.639 | 1.95E-05 | 0.6 | 0.729 | 0.214 |
| 2005 | -0.691 | -0.297 | -0.394 | 0.639 | 1.95E-05 | 0.501 | 0.743 | 0.402 |
| 2006 | -1.05 | -0.279 | -0.771 | 0.639 | 1.95E-05 | 0.35 | 0.757 | 0.769 |
| 2007 | -1.309 | -0.242 | -1.068 | 0.639 | 1.95E-05 | 0.27 | 0.785 | 1.026 |
| 2008 | -0.997 | -0.206 | -0.791 | 0.639 | 1.95E-05 | 0.369 | 0.814 | 0.787 |
| 2009 | -1.411 | -0.216 | -1.195 | 0.639 | 1.95E-05 | 0.244 | 0.806 | 1.124 |
| 2010 | -0.233 | -0.1 | -0.133 | 0.639 | 1.95E-05 | 0.792 | 0.905 | 0.162 |
| 2011 | -0.609 | -0.03 | -0.579 | 0.639 | 1.95E-05 | 0.544 | 0.971 | 0.584 |

Result: Selectivity of U.S. Rod and Reel >177 cm

| Age 8 | Age 9 | Age 10 | Age 11 | Age 12 | Age 13 | Age 14 | Age 15 | Age 16 |
|-------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 0.225 | 0.311 | 0.292 | 0.393 | 0.456 | 0.612 | 0.858 | 1 | 0.773 |

Result: Fit to Japanese Longline

| Year | Observed | Predicted | Residuals (Obs-pred) | Standard Deviation | Q | Untransfrmd Observed | Untransfrmd Predicted | Chi-square Discrepancy |
|------|----------|-----------|-------------------------|-----------------------|----------|-------------------------|--------------------------|---------------------------|
| | ----- | ----- | ----- | ----- | ----- | ----- | ----- | ----- |
| 1976 | -0.42 | 0.365 | -0.785 | 0.639 | 3.85E-06 | 0.657 | 1.44 | 0.782 |
| 1977 | 0.886 | 0.257 | 0.629 | 0.639 | 3.85E-06 | 2.424 | 1.292 | 0.555 |
| 1978 | 0.182 | 0.171 | 0.012 | 0.639 | 3.85E-06 | 1.2 | 1.186 | 0.061 |
| 1979 | -0.196 | 0.084 | -0.28 | 0.639 | 3.85E-06 | 0.822 | 1.088 | 0.292 |
| 1980 | 0.411 | -0.04 | 0.451 | 0.639 | 3.85E-06 | 1.508 | 0.96 | 0.155 |
| 1981 | 0.648 | -0.155 | 0.803 | 0.639 | 3.85E-06 | 1.912 | 0.857 | 1.331 |
| 1982 | -0.336 | -0.283 | -0.052 | 0.639 | 3.85E-06 | 0.715 | 0.753 | 0.102 |
| 1983 | -1.16 | -0.245 | -0.915 | 0.639 | 3.85E-06 | 0.313 | 0.783 | 0.899 |
| 1984 | -0.043 | -0.212 | 0.169 | 0.639 | 3.85E-06 | 0.958 | 0.809 | 0.002 |
| 1985 | 0.085 | -0.159 | 0.245 | 0.639 | 3.85E-06 | 1.089 | 0.853 | 0.003 |
| 1986 | -2.518 | -0.172 | -2.346 | 0.639 | 3.85E-06 | 0.081 | 0.842 | 1.684 |
| 1987 | -0.333 | -0.136 | -0.197 | 0.639 | 3.85E-06 | 0.717 | 0.873 | 0.216 |
| 1988 | 0.085 | -0.148 | 0.233 | 0.639 | 3.85E-06 | 1.089 | 0.863 | 0.002 |
| 1989 | -0.094 | -0.17 | 0.075 | 0.639 | 3.85E-06 | 0.91 | 0.844 | 0.029 |
| 1990 | -0.285 | -0.102 | -0.183 | 0.639 | 3.85E-06 | 0.752 | 0.903 | 0.204 |
| 1991 | -0.285 | -0.074 | -0.211 | 0.639 | 3.85E-06 | 0.752 | 0.929 | 0.229 |
| 1992 | 0.138 | -0.069 | 0.207 | 0.639 | 3.85E-06 | 1.148 | 0.934 | 0 |
| 1993 | 0.129 | -0.047 | 0.176 | 0.639 | 3.85E-06 | 1.138 | 0.954 | 0.002 |
| 1994 | 0.048 | -0.051 | 0.1 | 0.639 | 3.85E-06 | 1.05 | 0.95 | 0.02 |
| 1995 | -0.238 | -0.066 | -0.172 | 0.639 | 3.85E-06 | 0.788 | 0.936 | 0.195 |
| 1996 | 0.84 | -0.082 | 0.922 | 0.639 | 3.85E-06 | 2.317 | 0.921 | 2.183 |
| 1997 | 0.374 | -0.085 | 0.458 | 0.639 | 3.85E-06 | 1.453 | 0.919 | 0.166 |
| 1998 | -0.38 | -0.105 | -0.274 | 0.639 | 3.85E-06 | 0.684 | 0.9 | 0.286 |
| 1999 | -0.295 | -0.127 | -0.168 | 0.639 | 3.85E-06 | 0.744 | 0.88 | 0.191 |
| 2000 | -0.068 | -0.118 | 0.05 | 0.639 | 3.85E-06 | 0.934 | 0.888 | 0.041 |
| 2001 | -0.516 | -0.122 | -0.394 | 0.639 | 3.85E-06 | 0.597 | 0.885 | 0.402 |
| 2002 | -0.361 | -0.123 | -0.238 | 0.639 | 3.85E-06 | 0.697 | 0.884 | 0.253 |
| 2003 | -0.386 | -0.165 | -0.222 | 0.639 | 3.85E-06 | 0.679 | 0.848 | 0.239 |
| 2004 | -0.497 | -0.168 | -0.329 | 0.639 | 3.85E-06 | 0.608 | 0.846 | 0.339 |
| 2005 | -0.312 | -0.082 | -0.23 | 0.639 | 3.85E-06 | 0.732 | 0.921 | 0.246 |
| 2006 | 0.238 | -0.013 | 0.25 | 0.639 | 3.85E-06 | 1.268 | 0.987 | 0.004 |
| 2007 | 0.668 | -0.04 | 0.708 | 0.639 | 3.85E-06 | 1.95 | 0.96 | 0.851 |
| 2008 | -0.263 | -0.073 | -0.191 | 0.639 | 3.85E-06 | 0.768 | 0.93 | 0.211 |
| 2009 | 0.623 | -0.102 | 0.724 | 0.639 | 3.85E-06 | 1.864 | 0.903 | 0.922 |
| 2010 | -0.362 | -0.168 | -0.193 | 0.639 | 3.85E-06 | 0.696 | 0.845 | 0.213 |
| 2011 | 1.087 | -0.08 | 1.167 | 0.639 | 3.85E-06 | 2.967 | 0.923 | 5.198 |

Result: Selectivity of Japanese Longline

| 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 | Age 16 |
|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 0.071 | 0.543 | 0.608 | 0.811 | 1 | 0.947 | 0.921 | 0.858 | 0.668 | 0.448 | 0.526 | 0.677 | 0.771 | 0.858 | 0.729 |

Result: Fit to U.S. GOM Larval Index

| Year | Observed | Predicted | Residuals | | Q | Untransfrmd | | Chi-square |
|------|----------|-----------|------------|--------------------|----------|-------------|----------|------------|
| | | | (Obs-pred) | Standard Deviation | | Catchabil. | Observed | |
| 1977 | 1.002 | 0.541 | 0.461 | 0.639 | 9.53E-08 | 2.724 | 1.718 | 0.169 |
| 1978 | 1.555 | 0.377 | 1.178 | 0.639 | 9.53E-08 | 4.733 | 1.457 | 5.379 |
| 1981 | -0.261 | -0.287 | 0.025 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.77 | 0.751 | 0.053 |
| 1982 | 0.348 | -0.389 | 0.737 | 0.639 | 9.53E-08 | 1.417 | 0.678 | 0.981 |
| 1983 | 0.07 | -0.438 | 0.508 | 0.639 | 9.53E-08 | 1.073 | 0.645 | 0.25 |
| 1984 | -0.933 | -0.455 | -0.478 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.393 | 0.634 | 0.484 |
| 1986 | -0.832 | -0.564 | -0.268 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.435 | 0.569 | 0.281 |
| 1987 | -0.951 | -0.597 | -0.354 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.386 | 0.55 | 0.363 |
| 1988 | 0.061 | -0.601 | 0.663 | 0.639 | 9.53E-08 | 1.063 | 0.548 | 0.67 |
| 1989 | -0.271 | -0.631 | 0.359 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.762 | 0.532 | 0.056 |
| 1990 | -1.144 | -0.685 | -0.46 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.318 | 0.504 | 0.467 |
| 1991 | -0.949 | -0.704 | -0.245 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.387 | 0.495 | 0.26 |
| 1992 | -0.636 | -0.755 | 0.12 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.53 | 0.47 | 0.013 |
| 1993 | -0.722 | -0.789 | 0.067 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.486 | 0.454 | 0.033 |
| 1994 | -0.638 | -0.824 | 0.186 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.528 | 0.439 | 0.001 |
| 1995 | -1.119 | -0.807 | -0.312 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.327 | 0.446 | 0.323 |
| 1996 | 0.019 | -0.816 | 0.835 | 0.639 | 9.53E-08 | 1.019 | 0.442 | 1.53 |
| 1997 | -0.876 | -0.816 | -0.06 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.416 | 0.442 | 0.107 |
| 1998 | -2.087 | -0.802 | -1.285 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.124 | 0.449 | 1.188 |
| 1999 | -0.638 | -0.774 | 0.136 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.528 | 0.461 | 0.009 |
| 2000 | -1.045 | -0.732 | -0.312 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.352 | 0.481 | 0.323 |
| 2001 | -0.884 | -0.716 | -0.167 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.413 | 0.489 | 0.191 |
| 2002 | -1.145 | -0.72 | -0.425 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.318 | 0.487 | 0.432 |
| 2003 | -0.243 | -0.737 | 0.494 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.784 | 0.479 | 0.224 |
| 2004 | -0.543 | -0.748 | 0.205 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.581 | 0.473 | 0 |
| 2005 | -1.443 | -0.708 | -0.735 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.236 | 0.493 | 0.735 |
| 2006 | -0.536 | -0.683 | 0.147 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.585 | 0.505 | 0.006 |
| 2007 | -1.327 | -0.619 | -0.708 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.265 | 0.538 | 0.709 |
| 2008 | -0.89 | -0.545 | -0.345 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.411 | 0.58 | 0.354 |
| 2009 | -0.43 | -0.508 | 0.078 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.65 | 0.601 | 0.028 |
| 2010 | -0.779 | -0.461 | -0.318 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.459 | 0.631 | 0.328 |
| 2011 | -0.169 | -0.445 | 0.276 | 0.639 | 9.53E-08 | 0.844 | 0.641 | 0.011 |

Result: Selectivity of U.S. GOM Larval Index (Treated as an index of SSB)

| Age 9 | Age 10 | Age 11 | Age 12 | Age 13 | Age 14 | Age 15 | Age 16 |
|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 0.019 | 0.068 | 0.144 | 0.232 | 0.406 | 0.427 | 1 | 0.689 |

Result: Fit to U.S. GOM Pelagic Longline Index

| Year | | | Residuals | | Standard | Q | Untransfrmd | | Chi-square |
|------|----------|-----------|------------|-----------|------------|----------|-------------|-------------|------------|
| | Observed | Predicted | (Obs-pred) | Deviation | Catchabil. | Observed | Predicted | Discrepancy | |
| 1987 | 1.18 | -0.23 | 1.41 | 0.639 | 4.37E-05 | 3.255 | 0.795 | 10.847 | |
| 1988 | 0.427 | -0.252 | 0.679 | 0.639 | 4.37E-05 | 1.533 | 0.778 | 0.73 | |
| 1989 | 0.892 | -0.286 | 1.178 | 0.639 | 4.37E-05 | 2.44 | 0.751 | 5.388 | |
| 1990 | 0.636 | -0.326 | 0.962 | 0.639 | 4.37E-05 | 1.889 | 0.722 | 2.541 | |
| 1991 | 1.181 | -0.337 | 1.518 | 0.639 | 4.37E-05 | 3.256 | 0.714 | 14.639 | |
| 1992 | -0.227 | -0.387 | 0.16 | 0.639 | 4.37E-05 | 0.797 | 0.679 | 0.004 | |
| 1993 | -0.795 | -0.455 | -0.339 | 0.639 | 4.37E-05 | 0.452 | 0.634 | 0.348 | |
| 1994 | -1.093 | -0.447 | -0.646 | 0.639 | 4.37E-05 | 0.335 | 0.639 | 0.65 | |
| 1995 | -1.171 | -0.429 | -0.742 | 0.639 | 4.37E-05 | 0.31 | 0.651 | 0.742 | |
| 1996 | -1.698 | -0.404 | -1.293 | 0.639 | 4.37E-05 | 0.183 | 0.668 | 1.194 | |
| 1997 | -1.104 | -0.307 | -0.797 | 0.639 | 4.37E-05 | 0.332 | 0.736 | 0.793 | |
| 1998 | -1.031 | -0.251 | -0.78 | 0.639 | 4.37E-05 | 0.357 | 0.778 | 0.777 | |
| 1999 | -0.49 | -0.243 | -0.248 | 0.639 | 4.37E-05 | 0.612 | 0.785 | 0.262 | |
| 2000 | -0.123 | -0.302 | 0.179 | 0.639 | 4.37E-05 | 0.884 | 0.739 | 0.001 | |
| 2001 | -0.686 | -0.251 | -0.436 | 0.639 | 4.37E-05 | 0.503 | 0.778 | 0.443 | |
| 2002 | -0.752 | -0.234 | -0.518 | 0.639 | 4.37E-05 | 0.471 | 0.791 | 0.524 | |
| 2003 | -0.148 | -0.297 | 0.149 | 0.639 | 4.37E-05 | 0.862 | 0.743 | 0.006 | |
| 2004 | -0.245 | -0.337 | 0.092 | 0.639 | 4.37E-05 | 0.783 | 0.714 | 0.022 | |
| 2005 | -0.527 | -0.291 | -0.237 | 0.639 | 4.37E-05 | 0.59 | 0.748 | 0.252 | |
| 2006 | -0.882 | -0.251 | -0.631 | 0.639 | 4.37E-05 | 0.414 | 0.778 | 0.636 | |
| 2007 | -0.582 | -0.294 | -0.288 | 0.639 | 4.37E-05 | 0.559 | 0.745 | 0.3 | |
| 2008 | 0.249 | -0.2 | 0.449 | 0.639 | 4.37E-05 | 1.283 | 0.819 | 0.153 | |
| 2009 | 0.018 | -0.162 | 0.18 | 0.639 | 4.37E-05 | 1.018 | 0.85 | 0.001 | |
| 2010 | -0.127 | -0.127 | 0 | 0.639 | 4.37E-05 | 0.881 | 0.881 | 0.068 | |

Result Selectivity of U.S. GOM Pelagic Longline

| Age 9 | Age 10 | Age 11 | Age 12 | Age 13 | Age 14 | Age 15 | Age 16 |
|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 0.035 | 0.098 | 0.267 | 0.142 | 0.284 | 0.265 | 1 | 0.346 |

Result: Fit to Japanese Longline Gulf of Mexico Index

| Year | Observed | Predicted | Residuals | | Standard Deviation | Q | Catchabil. | Untransfrmd Observed | Untransfrmd Predicted | Chi-square |
|------|----------|-----------|------------|-----------|--------------------|-------|------------|----------------------|-----------------------|------------|
| | | | (Obs-pred) | Deviation | | | | | | |
| 1974 | -0.033 | 0.269 | -0.302 | 0.639 | 1.13E-05 | 0.968 | 0.968 | 1.309 | 0.313 | |
| 1975 | -0.627 | 0.201 | -0.828 | 0.639 | 1.13E-05 | 0.534 | 0.534 | 1.223 | 0.822 | |
| 1976 | -0.406 | 0.133 | -0.539 | 0.639 | 1.13E-05 | 0.666 | 0.666 | 1.142 | 0.545 | |
| 1977 | -0.091 | -0.018 | -0.073 | 0.639 | 1.13E-05 | 0.913 | 0.913 | 0.982 | 0.116 | |
| 1978 | -0.132 | -0.208 | 0.075 | 0.639 | 1.13E-05 | 0.876 | 0.876 | 0.812 | 0.029 | |
| 1979 | 0.252 | -0.393 | 0.645 | 0.639 | 1.13E-05 | 1.287 | 1.287 | 0.675 | 0.608 | |
| 1980 | 0.147 | -0.615 | 0.762 | 0.639 | 1.13E-05 | 1.158 | 1.158 | 0.54 | 1.105 | |
| 1981 | -0.592 | -0.853 | 0.261 | 0.639 | 1.13E-05 | 0.553 | 0.553 | 0.426 | 0.007 | |

Result: Selectivity of Japanese Longline Gulf of Mexico

| Age 9 | Age 10 | Age 11 | Age 12 | Age 13 | Age 14 | Age 15 | Age 16 |
|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 0.031 | 0.066 | 0.104 | 0.299 | 0.603 | 0.638 | 1 | 0.856 |

Result: Fit to Tagging Index

| Year | Observed | Predicted | Residuals | | Standard Deviation | Q | Catchabil. | Untransfrmd Observed | Untransfrmd Predicted | Chi-square |
|------|----------|-----------|------------|-----------|--------------------|---------|------------|----------------------|-----------------------|------------|
| | | | (Obs-pred) | Deviation | | | | | | |
| 1970 | 13.879 | 13.196 | 0.683 | 0.639 | 9.34E-01 | 1065132 | 1065132 | 538056.306 | 538056.306 | 0.747 |
| 1971 | 13.817 | 13.007 | 0.81 | 0.639 | 9.34E-01 | 1001624 | 1001624 | 445449.224 | 445449.224 | 1.375 |
| 1972 | 12.976 | 12.961 | 0.016 | 0.639 | 9.34E-01 | 431955 | 431955 | 425287.219 | 425287.219 | 0.059 |
| 1973 | 12.121 | 12.742 | -0.622 | 0.639 | 9.34E-01 | 183616 | 183616 | 341852.349 | 341852.349 | 0.626 |
| 1974 | 12.741 | 13.241 | -0.499 | 0.639 | 9.34E-01 | 341589 | 341589 | 562799.883 | 562799.883 | 0.506 |
| 1975 | 13.226 | 12.977 | 0.249 | 0.639 | 9.34E-01 | 554596 | 554596 | 432562.631 | 432562.631 | 0.004 |
| 1976 | 12.442 | 12.636 | -0.194 | 0.639 | 9.34E-01 | 253265 | 253265 | 307384.19 | 307384.19 | 0.214 |
| 1977 | 12.458 | 12.395 | 0.063 | 0.639 | 9.34E-01 | 257385 | 257385 | 241648.861 | 241648.861 | 0.034 |
| 1978 | 11.704 | 12.285 | -0.58 | 0.639 | 9.34E-01 | 121110 | 121110 | 216372.245 | 216372.245 | 0.586 |
| 1979 | 11.501 | 12.226 | -0.725 | 0.639 | 9.34E-01 | 98815 | 98815 | 204114.616 | 204114.616 | 0.726 |
| 1980 | 12.168 | 12.097 | 0.071 | 0.639 | 9.34E-01 | 192541 | 192541 | 179269.953 | 179269.953 | 0.031 |
| 1981 | 12.731 | 12.002 | 0.728 | 0.639 | 9.34E-01 | 337995 | 337995 | 163129.804 | 163129.804 | 0.941 |

Result: Selectivity of Tagging Index (Fixed)

| Age 1 | Age 2 | Age 3 |
|-------|-------|-------|
| 1 | 1 | 1 |