

REPORT OF THE 2020 ICCAT MEDITERRANEAN SWORDFISH STOCK ASSESSMENT MEETING

(Online, 25 May - 2 June 2020)

SUMMARY

In 2020 a Stock Assessment meeting was held to assess the stock status of the Mediterranean swordfish. In March 2020 during the Swordfish Species Group meeting a number of relevant decisions were taken regarding data inputs, stock assessment approaches, and their specifications, in preparation for the stock assessment meeting. Over the last 50 years stock biomass shows declining trends, which still occurring the recent years. Current stock biomass is about 30% lower than that corresponding to Maximum Sustainable Yield (MSY), while fishing mortality is around F_{MSY} . Several scenarios were simulated assuming different levels of TAC, aiming stock rebuilding according to Commission objectives. Analysis indicated that the probability of stock rebuilding by 2025 is slightly over 60%, if a TAC of 8,000 t are adopted. The probability increases if lower TAC levels are selected. Due to uncertainties on stock productivity these estimates may be over-optimistic and should be interpreted with caution. Concerns were raised due to under-reporting discards of undersized swordfish, which leads to false estimates of the overall catch volume and consequently bias stock status estimates and projections of future stock size under different management measures.

RÉSUMÉ

En 2020, une réunion d'évaluation des stocks a été tenue pour évaluer l'état du stock d'espadon de la Méditerranée. En mars 2020, lors de la réunion du Groupe d'espèces sur l'espadon, un certain nombre de décisions pertinentes ont été prises concernant les données d'entrée, les approches d'évaluation du stock et leurs spécifications, en préparation de la réunion d'évaluation du stock. Au cours des 50 dernières années, la biomasse du stock a affiché des tendances à la baisse, qui se poursuivent encore ces dernières années. La biomasse actuelle du stock est environ 30 % inférieure à celle correspondant à la production maximale équilibrée (PME), tandis que la mortalité par pêche se situe autour du niveau de la PME. Plusieurs scénarios ont été simulés en postulant différents niveaux de TAC, visant au rétablissement du stock conformément aux objectifs de la Commission. L'analyse a indiqué que la probabilité de rétablissement du stock d'ici 2025 est légèrement supérieure à 60 %, si un TAC de 8.000 t est adopté. La probabilité augmente si des niveaux de TAC inférieurs sont choisis. En raison des incertitudes entourant la productivité du stock, ces estimations peuvent être trop optimistes et doivent être interprétées avec prudence. Des inquiétudes ont été soulevées en raison de la sous-déclaration des rejets d'espadons sous-taille, qui conduit à de fausses estimations du volume global des captures et, par conséquent, à des estimations et des projections biaisées de l'état du stock dans le cadre de différentes mesures de gestion.

RESUMEN

En 2020, se celebró una reunión de evaluación de stock para evaluar el estado del stock de pez espada del Mediterráneo. En marzo de 2020, durante la reunión del Grupo de especies de pez espada, se tomaron diversas decisiones importantes respecto a los datos de entrada, los enfoques de evaluación de stock y sus especificaciones, en preparación para la reunión de evaluación de stock. En los últimos 50 años, la biomasa del stock presenta tendencias descendientes, que se siguen produciendo en años recientes. La biomasa actual del stock es aproximadamente un 30 % inferior a la correspondiente al rendimiento máximo sostenible (RMS), mientras que la mortalidad por pesca se sitúa en torno al F_{RMS} . Se simularon diversos escenarios asumiendo distintos niveles de TAC, con el objetivo de recuperar el stock de conformidad con los objetivos del Convenio. Los análisis indicaron que la probabilidad de recuperación del stock desde ahora hasta 2025 es ligeramente superior al 60 % si se adopta un TAC de 8.000 t. La probabilidad aumenta si se seleccionan TAC más bajos. Debido a las incertidumbres sobre la productividad del stock, estas estimaciones pueden ser demasiado optimistas y deberían interpretarse con cautela. Se plantearon inquietudes respecto a la infradeclaración de los descartes de ejemplares de pez espada de talla inferior a la regulada, que conduce a estimaciones falsas del volumen de captura global y, por consiguiente, sesga las estimaciones relacionadas con el estado del stock y las proyecciones del tamaño futuro del stock considerando diferentes medidas de ordenación.

1. Opening, adoption of agenda and meeting arrangements

The meeting was held online due to the outbreak of Coronavirus (COVID-19), and particularly in Madrid, which obliged the ICCAT Secretariat to close. Therefore, it was decided to set an online meeting, from 25 May to 2 June 2020. Dr. George Tserpes (EU-Greece), the Mediterranean Swordfish Species Group rapporteur (“the Group”) and meeting Chairman, opened the meeting and welcomed participants. Dr. Miguel Neves dos Santos (ICCAT Assistance Executive Secretary) welcomed the participants and thanked the efforts made by all participants to remotely attend the meeting. He also thanked Dr. Henning Winkle for attending the meeting as invited experts and providing his expertise to the Group.

The Secretariat provided information on how to use the online platform for the meeting (Microsoft TEAMS). The Chair reviewed the Agenda, which was adopted with several changes (**Appendix 1**).

The List of Participants is included in **Appendix 2**. The List of Documents and Presentations provided to the meeting is attached as **Appendix 3**. The abstracts of all SCRS documents and presentations provided at the meeting are included in **Appendix 4**. The following served as rapporteurs:

Sections	Rapporteur
Items 1, 9	M. Neves dos Santos
Item 2.1, 2.2, 2.3	C. Palma, A. Kouadri-Krim
Item 2.4	D. Macias
Item 2.5, 2.6	F. Garibaldi, A. Di Natale
Item 4	A. Kimoto, J. Urbina, M. Ortiz
Item 5	G. Tserpes, D. Mantopoulou, B. Mourato, H. Winker, J. Ortiz de Urbina, A. Kimoto, M. Ortiz
Item 6	G. Tserpes, D. Mantopoulou, B. Mourato, H. Winker, M. Ortiz, A. Kimoto
Item 7	G. Tserpes, R. Coelho
Item 8	G. Tserpes, M. Neves dos Santos

2. Summary of available data submitted according to the swordfish intersessional meeting deadlines

The largest majority of the Mediterranean swordfish (SWO-M) fisheries statistics and biological information used in the current stock assessment, was revised and updated during the Report of the 2020 ICCAT intersessional meeting of the Swordfish Species Group (Anon., 2020, *in press*). During the meeting, a time schedule was established to revise and update some pending datasets foreseeing the estimations of both catch-at-size (CAS) and catch-at-age (CAA) matrices. Overall, all the deadlines were properly accomplished.

Under this section, several documents were presented on fisheries statistics (SCRS/2020/028, SCRS/2020/076) and biological information (SCRS/2020/043, SCRS/2020/058, and SCRS/2020/074).

2.1 Catches

After the prohibition of gillnets in the Mediterranean, more than 95% of SWO-M total catches are since 2008 associated with longline (LL) fisheries. Eight CPCs (descending order of importance: EU-Italy, EU-Spain, EU-Greece, Morocco, Tunisia, Algeria, EU-Malta, and Turkey) account for the majority of those catches. This information, available in the ICCAT official Task 1 nominal catches (T1NC), lacks almost completely (exceptions: EU-Greece and EU-Spain in some years) the dead discards of undersized SWO catch series component. The Secretariat recalled that, estimations of both dead and live discards are mandatory data requirements to be reported under T1NC.

The document SCRS/2020/028 presented preliminary estimations of longline (LL) dead discards of undersized fish, obtained using the available Task 2 size frequencies (T2SZ) of three fleets (EU-España, EU-Greece, EU-Malta) who reported under their T2SZ datasets, fish below the ICCAT minimum size regulation on landings (90 cm in 2014, and updated to 100 cm in 2017). For these three fleets no estimations of dead discards were made, once it was assumed (the Secretariat should require to each concerned CPC a confirmation of this situation) that discards of undersize fish were included in the T1NC catches reported. The estimation of dead discards was made for the 5 remainder LL fleets (EU-Italy, Morocco, Tunisia, Algeria, and Turkey) which have not reported under T2SZ fish below 100 cm since the 2010. The estimated dead discards obtained represent overall about 12% to 14% between 2008 and 2017 and increased to 24% in 2017-2018, when the current minimum size was implemented, of the total LL catches.

The Group discussed these preliminary estimations and noted that catches of undersize SWO are dependent on the fishing season and the gear selectivity, characteristics that should be taken into account on future improvements of dead discards estimates. It was also noted that, some CPCs have experienced a transition from the traditional surface swordfish longline (LL-surf), to the so-called American style longline (LLAM) and the meso-pelagic longline (LLMESO) since 1999. The Group has recommended several times to ICCAT CPC the need to revise the reported statistics (Task 1 and Task 2) taking into account the LL gear type discrimination over time. No major progress was made in this matter in the last two years.

The observations carried out in the last ten years (2010-2019) in the Ligurian Sea by onboard observers on the Italian longline fishing vessels using the two different gears, mesopelagic longline (LLMESO) and American style longline (LLAM), demonstrate that catches of undersized fish are strictly dependent on gear type, selectivity and seasonality. The LLMESO is mainly used from late May to early October with a discard rate of about 6.3% in numbers and 1.6% in weight, and even if used in autumn catches of undersized fish are extremely low. The LLAM is mainly used in the last quarter of the year. Combining the effects due to surface deployment, use of light baits and season, when young swordfish are becoming fully recruited to the gear, discarded catches are higher, raising up to the 41.0% in numbers and 17.2% in weight of the total swordfish catches.

Finally, the Group adopted the preliminary dead discards estimations presented in document SCRS/2020/028, for inclusion “as SCRS best estimates” in the T1NC database. However, the Group noted that these estimations should be considered provisional and be properly replaced in the future by the CPCs own estimations.

The Group noted again that the information from the national observer programmes are not available for most of the CPCs. The Group considers that this information (since 2019 officially known as, ICCAT CPCs “domestic observer programmes”, a mandatory data requirement reported under form ST09) is crucial to improve the estimations of both undersize swordfish catches and dead/alive discards. However, the current status of the ST09 related data currently compiled by the Secretariat (highly incomplete, heterogeneous structures, and currently under a full revision) does not permit to use this data in the above context. The details of the roadmap established to fully revise and utilize this important dataset, are described in the Report of the 2020 Intersessional meeting of the Swordfish Species Group (Anon., 2020, *in press*).

The total T1NC catches (landings and dead discards), presented in **Table 1** (the dead discard component included in T1NC is shown in **Figure 1**), are considered the best scientific estimations of SWO-M total removals to be used in the current stock assessment.

2.2 Length compositions

The size data (T2SZ) available is primarily reported by CPCs, but also includes data from ICCAT special observer programs, sampling initiatives by CPCs, and data recovery projects financed by ICCAT. During the recent years, a reasonable portion of T2SZ information was recovered and revised to include higher time-area resolution. All the updates were analysed in the 2020 Swordfish intersessional meeting (Anon., 2020, *in press*).

Important T2SZ recoveries includes, (a) the ICCAT data recovery project (SCRS/2020/020) who compiled highly detailed fishing operations of three Italian fleets (harpoons, gillnets, and longlines) operating in the Strait of Messina and in the southern Tyrrhenian Sea, with individual weights of SWO caught between 1972 and 1989, and, (b) the full T2SZ revision of the EU-Greece longline surface fleet between 2003 and 2017.

All the T2SZ information available on SWO-M was used to estimate the catch-at-size (CAS) and catch-at-age matrices. **Table 2** presents the SCRS catalogue for SWO-M for the period 1989 to 2018, showing the existing T2SZ datasets (DSet=t2, cells with “b”) used in the CAS estimations.

In relation to the undersized SWO not reported within the T2SZ datasets to ICCAT, the Group reiterated the need that each CPCs revise those datasets, in particular after 2008, by including the undersized SWO available by gear type.

2.3 Catch at size/age data

Task 2 size samples (T2SZ) and Task 2 catch-at-size (T2CS) for the Mediterranean swordfish stock (SWO-Med) have been regularly submitted by the main fishing fleets in the last two decades. Both size datasets (T2SZ, T2CS), have been used in the past (Anon. 2017; Anon 2015), for estimating the overall CAS and CAA matrices. Following the recommendations of the work plan for the SWO-Med in 2019, the Secretariat did a full update of the CAS and CAA matrices for the period 1972-2018, including all the revisions made to both T1NC and T2SZ over the past four years. The details are presented in document SCRS/2020/076.

CAS matrix

The final overall CAS matrix obtained is presented in **Table 3**. As in previous CAS estimations of SWO-M, the same set of substitution rules were used, as replacement rules for missing T2SZ or T2CS data. However, given the large recoveries of T2SZ over the last three years, a large portion of the extrapolations are covered by T2SZ and T2CS. This can be observed in **Figure 2**, where the majority of the years (except 1982 and 1983) have the total catches (T1NC) covered by at least 50% of the corresponding size data (T2CS or T2SZ). On the last two decades, T1NC catches are generally covered by nearly 70% of the corresponding size data, being the reminder 30% based on substitutions.

The **Figure 3** presents the weighted (by fleet and gear) mean weight estimations (kg) obtained from new the CAS estimations. The mean weights obtained from the CAS of the 2016 Swordfish Stock Assessment (Anon., 2017) was included for comparison. Overall, both series shown similar long-term trends, declining from about 30 kg since the seventies to around 25 kg in the end of the 90's, oscillating around 25 kg until 2010 and increasing to 30-35 kg until 2018. The latest mean weight estimations show more consistency (less variation) between years.

CAA matrix

The CAS was converted to CAA using two approaches. The first one, decomposes the overall size distribution by year, assuming that they represent the combination of size distributions from multiple ages classes, or a mixture distribution of size at age (Kell and Kell, 2011). This method, used in the 2016 stock assessment, requires a mean and variance priors for each age class, which were estimated from the current von Bertalanffy growth model for Mediterranean swordfish (Tserpes and Tsimenides, 1995). The second one, is the traditional age slicing which estimates the age of each size class using the inverse von Bertalanffy growth equation.

Both CAA estimations (**Tables 4** and **5**, respectively) include the estimated dead discards of the four longline fleets, which assumed the same CAS distribution for the fleets that have reported discards (EU-España, and EU-Greece). **Figure 4** show the relative age proportions of the two slicing approaches used (slicing and the mixture distribution, respectively).

The CAA estimated by the *Mixture approach* was used in age structure models (XSA and a4a) as decided by the Group.

2.4 Indices of abundance

One new index of abundance was presented during the meeting to the Group. Document SCRS/2020/043 reported standardized catch rates for the Spanish longline fishery in the western Mediterranean, for the period 1988-2018. Swordfish catch rates in number of fish and biomass were analysed by means of a General Linear Modelling approach assuming a negative binomial and a log-normal error distribution, respectively. Both series showed notable annual fluctuations without any definite trend for the period under study.

The Group asked about the use of the data coming from only surface longline or both, surface and mesopelagic series in the standardization. The speaker answered that both series were used in this paper. The Group point out that in previous meeting the general agreement was to treat both series (surface and mesopelagic longlines) together.

2.5 Biology

Document SCRS/2020/058 presented an additional list of annotated bibliography related to Italian authors, including the overview of all papers. The full list now includes about 700 papers and the contents can be explored thanks to the annotations. It was discussed the opportunity to move this annotated bibliography to a most advanced database with electronic metadata which is currently already under study. It was also discussed the possibility for having direct links to all documents in pdf, but this will imply a huge workload and important costs, due also to

the difficulty of manipulating also historical documents. The discussion pointed out that an annotated bibliography also provides the background for avoiding any useless duplication of efforts and studies, and the Secretariat proposed to recommend all scientists to possibly provide similar annotated bibliographies for each CPC.

Document SCRS/2020/074 discussed stage 2 of the gonadal maturity scale for swordfish, a point raised by a presentation (SCRS/P/2020/005) provided in the previous ICCAT Swordfish Species Group intersessional meeting (Anon, 2020 (*in press*)). The document clarified that all existing gonadal maturity scales, both macroscopic and histological, set stage 2 as developing and never as mature; therefore, the previous studies used consistent classifications.

The discussion pointed out the differences between macroscopic and histological scale, highlighting that also large adult (sexual mature) females could be found at stage 2, not only during the yearly initial gonadal development, but also recovering after a previous spawning activity. It was highlighted that the macroscopic maturity stage 2 can be found in either sexually immature juveniles (i.e.: fish that are maturing for the first time, which technically could become sexually mature because of the gonad development) and potentially sexually mature adults (i.e.: fish that has previously spawned). It was clarified again that this is linked to the right stage 2 classification according to the most accepted scale and this is particularly important for the calculation of the L_{50} . A workshop within the biological sampling project has been planned to take place in later 2020, with the main objectives of establishing ageing and histology reference sets.

The Group discussed also the reproductive aspects of the swordfish in relation to the maturation process and the percentage of mature females at different ages. Differences between Mediterranean areas can exist and that it would be very useful to have representative samplings in all the various parts of the Mediterranean, being the Mediterranean swordfish a single panmictic population, but avoiding starting from scratch, because many data are already available in previous studies. Swordfish might reach L_{50} at a lower size in some areas and particularly in the Levantine Sea, due to the different oceanographic conditions and the size structure of the local population and it was noted that for the same reasons L_{50} seems higher in the Ligurian Sea. The need of a standardization of the methods used for the calculation of L_{50} was also highlighted.

During the intersessional meeting, the Group agreed that the L_{50} adopted in the last 2016 and previous stock assessments (de la Serna *et al.*, 1995), was too high (142.2cm) and possibly not representative of the real situation in the entire Mediterranean basin. The possibility to adopt for the present stock assessment a different progression for females (0 mature at age 1, 15% mature at age 2, 65% mature at age 3 and 100% mature at age 4) was proposed by the Chair. It was not decided to adopt the L_{50} value from Marisaldi *et al.*, 2020, noting that these papers show various problems in the calculations of the L_{50} and, therefore, should be better checked before considering them. Considering that this parameter is crucial for the assessment and it is particularly relevant when using the slicing, it was proposed to deepen the matter in a future workshop to be held under the umbrella of the ICCAT Swordfish Project in a near future.

2.6 Other relevant data

No further documents were presented under this Agenda item, nor additional discussion was necessary.

3. Relative abundance indices: overview of indexes to be potentially used based on the output of the swordfish intersessional meeting

During the 2020 Intersessional meeting of the Swordfish Species Group several of the indices of abundance available for the Mediterranean stock was discussed (see section 7.2 in Anon., 2020, *in press*). Additional information is provided in section 2.4 of this report. Briefly the Group reviewed three indices of abundances from the Greece longline, EU-Italy Ligurian longline, and the Morocco longline fisheries targeting swordfish. The Group decided to include the Greek and Morocco longline index as presented, and recommended revisions for the EU-Italy Ligurian index, splitting the index for the mesopelagic and the surface “American style” longline gears as they are very different in terms of fishing effort and operations, and unlikely to account for these differences in the standardization model. The Group also agreed to an intersessional workplan requesting that other CPCs provided indices of abundance in advance to the assessment meeting for consideration to be included. The Group also noted that changes in discard rates over time series may have affected the estimates of the overall trends for all indices.

Document SCRS/2020/043 presented the standardized index for the EU-Spain longline swordfish 1988 – 2018, operating mainly in the western Mediterranean region. The index used trip-based information of catches and

fishing effort collected by observers and fishery reports. The index included factors of area, quarter and their interactions. Diagnostics, fits and results were presented in both numbers and biomass indices, the Group considered them appropriate and recommended to use the biomass index as the diagnostics indicated better fit overall.

It was inquired if the index considered factors that may have affected catchability and if the data included discards. The authors indicated that no other factors were available for the standardization and some of the catch effort information was from the domestic observer program.

Document SCRS/2020/027 that was presented during the 2020 Intersessional Swordfish Species Group meeting in March (Anon., 2020, *in press*) was updated for this meeting and a presentation was provided with the updated results following the recommendations from the Group. The index for the mesopelagic longline 2010-2019 from the Ligurian Sea was selected as index of abundance for this fishery. The model included the year, month, bait type and soaking time as predictors in the standardization process. Results both in number and biomass indicated a general declining trend in the index since 2010, reaching in 2018 its lowest value.

Authors emphasized that the operations of the mesopelagic longline are not comparable with the surface longline; for example the gear is left for several days at sea (up to three) contrary to the surface longline, where a single day operation is the norm. They use a different hook and type of bait (natural and artificial bait) and operate at different times of the year (mainly late May - early October) compared to the surface longline fleet using the American style longline (October - December). Also, the larger mesopelagic vessels in the Mediterranean may set several longline gears in a trip, while intercalating setting and haul-back among deployed gears.

Afterwards, the Group reviewed the available standardized indices for the Mediterranean swordfish (**Table 6**) and updated the evaluation table (**Table 7**). The Group agreed to include the following four indices for the assessment models: a) the Greek longline index (1987-2018), b) the Italian Ligurian mesopelagic index (2010-2018), c) the Moroccan longline index (2012-2018), and d) the Spanish longline index (1988-2018). Three of these indices were available in both numbers and biomass, the Group recommended using the biomass indices for the Surplus Production models, and when possible the number indices for the age-structured models, although they were not available by age class (**Figures 5 and 6**). Finally, historic indices of abundance used in prior assessments were considered, such as the Moroccan gillnet index (1999-2011), the Sicilian longline index (1991-2009), the Sicilian gillnet index (1990-2009), and the Ligurian longline surface index (1990-2009). It was noted that historic indices are not relevant for the XSA model, as the model requires information in the most recent period. Overall, the Group only considered using the historic Ligurian longline surface index within the a4a model as a sensitivity case.

It was noted that recent management regulations (minimum size implementations Rec. [13-04], and Rec. [16-05]) may have affected the trend of the indices, as it is likely that discards at sea are not always included in the catch-effort time series. The Group recommended that CPCs intensify their effort to collect information regarding discards of undersize swordfish both within their targeting fisheries as well as from other longline fisheries where juvenile swordfish are reportedly caught, such as the albacore and bluefin tuna longline fisheries. The Group also recommended improving fishery data collection for the different types of longline fleets currently operating in the Mediterranean Sea to account for differences in selectivity and or catchability within the standardization of catch and effort data.

4. Methods and other data relevant to the assessment based on the output of the swordfish intersessional meeting

4.1 Assessments models and Preliminary runs

The Group agreed to apply two age structured models (XSA and a4a) and one Bayesian State-Space Production Model (JABBA). This followed the decisions of the data preparatory meeting in March 2020 (Anon., 2020, *in press*). Considering the time limitations and the nature of the meeting (held online), it was not feasible to apply additional approaches such as ASPIC or particular data-poor models. During the meeting, a tentative analysis of catch only model was conducted based on the JABBA results.

The Group generally discussed the use of the estimated discards in the assessment models (see section 2.3). In the preliminary runs (see section 5), 2 age structured models demonstrated the results with/without the estimated discards, while JABBA provided only the scenario with the discards. The Group felt that the currently available

discards information reported by CPCs does not reflect fully dead discarded undersized swordfish for Mediterranean swordfish. However, it was also noted that the current approach could be revisited by CPCs (e.g. fewer discards seem to exist in certain mesopelagic fisheries). On the other hand, discards of undersized swordfish that may exist in various albacore or bluefin tuna fisheries have not been considered in the current discards estimation. Finally, the Group agreed to include the estimated discards within the total catch time series used as input to the current assessment.

4.1.1 XSA (*Extended Survivors Analysis*)

Document SCRS/2020/077 provided preliminary assessments of the Mediterranean swordfish stock performed by Extended Survivors Analysis (XSA) implemented in FLR (Kell *et al.*, 2007). The method has been previously used for providing advice for the Mediterranean swordfish stock (ICCAT, 2015; 2017). The available catch-at-size (CAS) data covered the period 1985-2018 and the catch-at-age (CAA) data used in the assessments were generated using a statistical approach. The analysis included five model runs:

- (a) Continuity run; having the same settings and using CPUE series from the same fleets employed for tuning the 2016 assessment, i.e., constant natural mortality $M=0.2$, Greek, EU-Spain and Moroccan longline CPUE indices. XSA control settings are available in **Table 8**.
- (b) Candidate run 1; assuming constant M , without discards and considering all available recent tuning indices, i.e. standardized scaled CPUEs from the Greek, EU-Spain, Moroccan, and Ligurian longline fisheries. XSA control settings are available in **Table 8**.
- (c) Candidate run 2; assuming Lorenzen M , without discards. Apart from the modified M vector, all other data and settings were similar to Candidate run 1.
- (d) Candidate run 3; assuming constant M , with discards. Similar to Candidate run 1, but including discards, estimated from SCRS/2020/028.
- (e) Candidate run 4; Lorenzen M , with discards. Similar to Candidate run 2, but including discards.

Document SCRS/2020/077 included detailed estimates of recruitment, biomass, SSB, and fishing mortality, as well as various diagnostic plots and retrospective analysis for each run.

It was clarified that XSA treats all provided indexes as numbers for the given ages and it is ideally required to provide age-specific indices if available. Regarding the model settings, it was explained that shrinkage options were preferred as preliminary trials indicated better model performance.

The Group noted minor differences between runs using constant or Lorenzen M and suggested the adoption of constant M for the final runs, i.e. candidate runs 1 and 3. It was also suggested to include the Spanish abundance index in numbers for the final runs, instead of the biomass one used in the document, although no major changes are expected given the generally similar pattern of both indices.

4.1.2. a4a (*Assessment for All*)

Document SCRS/2020/078 presented the preliminary stock assessment results using a statistical catch-at-age model: developed within the framework of Assessment for All (a4a) Initiative of the European Commission Joint Research Centre (Jardim *et al.*, 2015). The a4a method utilizes catch-at-age data to derive estimates of historical population size and fishing mortality and, unlike XSA, model parameters are estimated by working forward in time while analyses do not require the assumption that removals from the fishery are known without error.

The key model settings for four runs are as follows:

- Catch-at-age data since 1985
- Use 5 CPUEs (Greek, Moroccan, Spanish, Ligurian, and Sicilian longline) considered to be representative of the 2-4 age-group.
- Age 5 plus group
- Maturity: 15%, 65%, 100% at ages 2, 3, and over 4
- Other technical parameter settings are shown in **Table 9**.

Four runs were:

- 1: constant M, without discards
- 2: Lorenzen M, without discards
- 3: constant M, with discards
- 4: Lorenzen M, with discards

The document presented the fits to indices, estimated recruitment, biomass, SSB, and fishing mortality, and retrospective analysis for each run.

The authors made several technical clarifications to the questions by the Group. It was clarified that the model did not use a stock and recruitment relationship for estimating recruitment, a4a is a forward calculation, and the model does not need to assume the conditions before the model starts, like the Stock Synthesis model. The unit of all indices was biomass and a4a can treat the unit of index correctly in the model.

After the presentations and overall discussions on the model runs, the Group requested further analyses to incorporate Ligurian surface longliners 1991 to 2009, and to be provided reference points. The authors provided the results, which were consistent with the preliminary runs.

4.1.3. JABBA Bayesian state-space Production model

SCRS/2020/082 presented the preliminary stock assessment results applying the Bayesian state-space production model JABBA (Winker *et al.*, 2018) applied to the entire available catch time series (1950-2018), including the estimated discards, by fitting four standardized long-line CPUE (in weight) indices for Greek, Moroccan, Ligurian, and EU-Spain longline fleets.

The authors described the development of two reference candidate models, which use alternative assumptions about the intrinsic growth rate (r) and the shape of the production function. For the Reference model we assumed a prior distribution for r with a mean of 0.47 and CV of 0.49 ($\log.sd = 0.46$) which was derived from a Leslie matrix model approach using Monte-Carlo simulations, as done during the 2014 Swordfish Stock Assessment meeting (Anon., 2015), and updated with current biological parameters. As an alternative scenario, the authors newly developed an r prior distribution with an associated shape parameter of a Pella-Tomlinson production function from an Age-Structured Equilibrium Model (ASEM) approach with Monte-Carlo simulations (Winker, 2020). Regarding the two assumptions of M (constant M and Lorenzen M), the r prior distributions generated separately were combined into a single joint r prior.

Accordingly, the two candidate models were specified as:

- (1) Reference model: with $\log(r) \sim N(\log(0.45), 0.46)$ and a fixed input value of $B_{MSY}/K = 0.5$ (Schaefer)
- (2) ASEM model: with $\log(r) \sim N(\log(0.206), 0.2)$ and a fixed input value of $B_{MSY}/K = 0.38$

Common to both models was initial biomass depletion in 1950, which was considered to be close to an unfished state by assuming lognormal prior ($\phi = B_{1950}/K$) with a mean = 1 and CV of 10%. All catchability parameters were formulated as uninformative uniform priors, while additional observation variances were estimated for indices by assuming inverse-gamma priors to enable model internal variance weighting. Instead, the process error of $\log(B_y)$ in year y was estimated “freely” by the model using an uninformative inverse-gamma distribution with both scaling parameters setting at 0.001. Each model was run with three Monte-Carlo Markov Chains (MCMCs), each comprising 30,000 iterations that sampled with a burn-in period of 5,000 for each chain and thinning rate of five iterations. Accordingly, the marginal posteriors were represented by a total of 15,000 iterations for each model.

To evaluate CPUE fits, the model-predicted CPUE indices were compared to the observed CPUE and run tests were performed on the log-residuals for each CPUE index to quantitatively evaluate the randomness of residuals and potentially identify model misspecification. In addition, a Jackknife analysis was also performed on the influence of CPUE indices. To check for systematic bias in the stock status estimates, we also performed a retrospective analysis for each model by removing one year of data at a time sequentially ($n = 5$), refitting the model and comparing quantities of interest (i.e. biomass, fishing mortality, B/B_{MSY} , F/F_{MSY} , B/B_0 and MSY) to the reference model that is fitted to the full time series. To compare the bias between the models, it was computed the Mohn’s (1999) rho (ρ) statistic.

In addition, the authors explored the robustness to various levels of under reporting prior to 1987 (i.e. the first year of catch data that were included in the 2016 XSA model). Four sensitivity runs were examined by multiplying the early catches from 1950 to 1986 by factors of 1.2, 1.5, 2 and 3, (i.e. underreporting of 20%, 50%, 100% and 200%).

4.2 New information for assessment (historical data)

In 2020, and following the recommendations from prior assessments, the data input and auxiliary information has substantially improved for the current evaluation of the Mediterranean swordfish stock. Section 2 in this report provides specific details on each new or updated element in reference to fishery and biological data inputs. Briefly, the catch series 1950-2018 has been updated and reviewed thoroughly adding historic catches for the 1972-1983 period, reallocating a significant portion of historic catches (1970's, 1980's) that were reported without gear specification into the appropriate fishing gear classification, and including estimates of discards for the longline fishery for the latest years (2008-2018). In addition, the size and CAS information has been thoroughly reviewed and updated for the 1972-1989 period, that made possible to extend the CAA estimation back to 1972. In addition, recent biological research on Mediterranean swordfish has been incorporated and updating the input biological parameters for the models, improving the estimation and robustness of important assessment model parameters such r .

Nevertheless, there is still uncertainty in other data and information, particularly in the ageing of the catch. Two approaches were used to estimate CAA, but they exclusively rely on a growth model and show large differences in estimates of the CAA (SCRS/2020/076). The lack of aged samples or age-length-keys greatly constrained the precision of the CAA estimation, plus the limited time series (1985-2018) available for the age-structure models greatly limited the ability of the models to fully capture the historic range of catch and productivity of this stock.

5. Stock status results

5.1 Results

5.1.1 XSA (Extended Survivors Analysis)

The Group noted minor differences among runs using constant or Lorenzen M as presented in document SCRS/2020/077 (see section 4) and suggested the adoption of constant M for the final runs, i.e. similar to candidate runs 1 and 3 in SCRS/2020/077. It was also suggested to include the Spanish abundance index in numbers for the final runs, instead of the biomass one used in the preliminary runs, although no major changes are expected given the generally similar pattern of both indices.

In line to the above considerations, in the two final runs ("Base" and "Discard") presented in SCRS/P/2020/029, constant $M=0.2$ was assumed and the Spanish longline index was expressed in terms of numbers. Catch at age data covered the period 1985-2017 and four standardized CPUE series extending up to the latest years were used: Greek longliners (SCRS/2020/021), Moroccan longliners (SCRS/2020/026), EU-Spain longliners (SCRS/2020/043) and Ligurian longliners (SCRS/2020/027). The standardized CPUE indices were not differentiated by age and were considered to be representative of the 2-4 age-group abundances (**Figure 7**). Fleet catchability was assumed to be independent of year-class size for all terminal years. Regarding maturity, it was assumed 15% and 65% maturation at ages 2 and 3 respectively. Full maturity was considered from age 4 onward. Weights-at-age were derived from the mixture analysis and were consistent with the CAA. The F range ($\bar{f}$) was set to ages 2-4. Details regarding the configuration of the XSA control object are shown on **Appendix 5**.

Regarding the base run, estimates of recruitment, SSB, catch and fishing mortality are shown in **Figure 8**, while stock number and F -at-age estimates by year are provided in **Appendix 5**. Results indicate that recruitment follows a decreasing trend, particularly in the last decade while current SSB levels are about 35% of those observed at the beginning of the period. Fishing mortality in the most recent years is slightly lower than previously observed. **Figure 9** shows the XSA estimates by CPUE series, while the retrospective analyses is shown in **Figure 10**. Apart from some discrepancies observed in recruitment, there is not any particular pattern in the retrospective plots. Various diagnostic plots indicating the goodness of fit of the CPUE residuals are shown in **Appendix 5**. Those include (a) plots of the residuals against fitted values to check the variance, (b) plots of the residuals against year to check for systematic patterns that may indicate a poor fit, (c) calibration regression plots to compare the fits to the observations for ages 2, 3 and 4, respectively, (d) plots checking for autocorrelation that may introduce bias, (e) QQ plots aiming to check for log-normality and (f) the relative weighting for each terminal year N_s by CPUE observation (XSA uses inverse variance weighting, in that CPUE series with poor fits are down-weighted in the fit).

Results of the discard run are shown in **Figure 11**, while stock number and F-at-age estimates by year are provided in **Appendix 5**. Results indicate that recruitment follows a decreasing trend in the last decade while current SSB levels are less than half of those observed at the beginning of the period. Fishing mortality fluctuates throughout the examined period, but without any specific overall trend. **Figure 12** shows the XSA estimates by CPUE series, while the retrospective analyses is shown in **Figure 13**. Similarly to the base run, there is not any particular pattern in the retrospective plots apart from some discrepancies observed in recruitment. As in the case of the base run, a series of diagnostic plots are shown in **Appendix 5**.

Comparison of the results of the two runs is shown in **Figure 14**. Overall patterns are quite similar, but recruitment and mortality estimates for the more recent years are higher in the case of the discard run.

5.1.2 Statistical catch-at-age model: a4a Assessment for all

The Group reviewed the results, provided by the document (SCRS/2020/078) for preliminary assessment runs using a4a statistical catch – at – age model. Four runs were presented as preliminary, one assuming constant natural mortality ($M = 0.2$), one assuming a natural mortality vector calculated using Lorenzen formulation and two runs with the abovementioned mortality vectors including estimated discards obtained from SCRS/2020/028. Each model structure kept the same among all runs and can be found in the SCRS/2020/078, a smoother was added to the catchability of Ligurian surface longline. Diagnostic tests in terms of residuals presented and some problematic patterns in recruitment residuals were apparent in all cases. Retrospective plots showed no pattern in harvest, SSB and Catch although a slight pattern in the terminal years appeared in the recruitment.

Following the recommendation of the Group and in line with the XSA runs, the assessments assuming a constant natural mortality considered adequate to assess the status of the stock. The Group requested for two final a4a runs, taking into consideration an additional standardized CPUE index, the one of the Ligurian surface longliners, expressed in biomass.

The final a4a runs, presented in the document SCRS/P/2020/030 used CAA data from 1985 to 2018 like the preliminary runs. Five standardized CPUE biomass indices were considered, Greek longliners (SCRS/2020/021), Moroccan longliners (SCRS/2020/026), EU-Spain longliners (SCRS/2020/043), Ligurian mesopelagic longliners (SCRS/2020/027), Sicilian longliners (Tserpes *et al.* 2011) and the historic Ligurian surface longliners (Fulvio *et al.*, 2015) as suggested by the Group. All indices were considered representative of ages 2-4. The standardized CPUE indices are shown in **Figure 15**. Each model was configured the same way as in the preliminary runs and can be found in the **Appendix 6**. Age plus group was set to 5 while the F range was set to ages 2-4. The results of the two different runs can be found in **Figures 16** and **17**, respectively.

The results among the runs were very close, besides the estimated recruitment in recent years where the discards run estimation was a bit higher. Moreover, the uncertainty around estimates of the recruitment appeared high in both cases. The trajectory of SSB revealed a slight declining trend and after the mid-2000s fluctuated around 7,500 t. Diagnostic tests were performed for both CAA and standardized CPUE indices residuals and are presented in **Appendix 6**. A negative pattern in the recruitment residuals is present in both runs, where it should be noted that this was probably the result of lack of a tuning index for age 0. Retrospective analysis conducted for both cases, did not show any particular pattern except for the recruitment where some discrepancies were observed. Retrospective analysis for each run is presented in **Figures 18** and **19**. MCMC runs were performed for the two final runs as an alternative to the maximum likelihood estimation (MLE) that is being used as a default estimation procedure in the assessment. Comparisons of the results between the two approaches are presented in the **Figure 20**.

5.1.3 Bayesian Surplus Production model JABBA

The Group reviewed the results (SCRS/2020/082) obtained with JABBA Bayesian surplus production model. This document presents details on the model diagnostics and stock status estimates for two preliminary scenarios. For the 'Reference' model it was used an existing prior distribution for r which was derived from a Leslie matrix model approach with Monte-Carlo simulations during the 2014 Mediterranean Swordfish Stock Assessment meeting (Anon., 2015), while for the 'ASEM' model it was derived a new r prior from an Age-structured Equilibrium Model (ASEM) with Monte-Carlo simulations. Results for r prior distributions and median shape parameter with corresponding B_{MSY}/K values, are included also for comparison, the r prior distributions generated from the two M assumptions into a single joint r prior are shown in **Table 10** and **Figure 21**. For the 'Reference' model the r prior was $\log(r) \sim N(\log(0.45), 0.46)$ with a fixed input value of $B_{MSY}/K = 0.5$ (Schaefer model-type) and for 'ASEM' model the r prior with $\log(r) \sim N(\log(0.206), 0.2)$ and a fixed input value of $B_{MSY}/K = 0.38$ (Pella-Tomlinson model type) (**Figure 21**).

The model fits and run tests conducted on the log-residuals to each of the four standardized CPUE LL indices are shown in **Figures 22 and 23**. Both models appeared to fit CPUE data reasonably well, and run tests indicated no evidence to reject the hypothesis of randomly distributed residual patterns for all four indices. The goodness-of-fit was very similar for the 'Reference' model (RMSE = 28.4%; **Figure 24**) and the 'ASEM' model (RMSE = 28.7%; **Figure 24**). JABBA residual diagnostic plots indicated a conflict between positive residuals for EU-Spain LL CPUE fits and negative residuals for the other three CPUE indices for the last two years 2017-2018 (**Figure 24**). Analysis of process error deviates show a negative trend in most recent years (**Figure 24**), which might be partially explained by the association of the decreasing trend in abundance with decrease in landings in recent years.

Marginal posterior distributions along with prior densities for both models are shown in **Figure 25**. The medians of marginal posteriors for r were 0.414 and 0.188 for the 'Reference' and the 'ASEM' models, respectively (**Table 11**). The estimated median of marginal posterior for K was 135,017 tonnes for the 'Reference' model and 194,523 tonnes for the 'ASEM' model. Estimates of MSY showed similar values between models (13,811 tonnes for the 'Reference' model and 12,931 tonnes for the 'ASEM' model, **Table 11**). The marginal posterior median for B_{MSY} varied between 67,509 tonnes ('Reference' model) and 73,928 tonnes ('ASEM' model), while F_{MSY} median estimates were slightly higher for the 'Reference' model (0.207) than the 'ASEM' model (0.176) (**Table 11**).

In general, both models showed similar trends for the medians of B/B_{MSY} and F/F_{MSY} over time, and the discrepancy of values between the models became less since the 1990s, with an overall decreasing trend of biomass from 1970 to the most recent year (**Figure 26**). The F/F_{MSY} trajectory showed a gradual increasing trend between 1970 and the mid-1980s, a sharp increase in the late-1980s (around 0.5 to 1.0 in a few years), and the relatively stable afterwards (**Figure 26**). The estimated biomass has been less than the MSY level since the mid-1990s for the 'Reference' model ($B_{2018}/B_{MSY}=0.650$), whereas it has dropped under the MSY level since the mid-2010s for the 'ASEM' model ($B_{2018}/B_{MSY}=0.777$). Since the late 1980s after the sharp increase, the estimated fishing mortality have been fluctuated at over MSY level for the 'Reference' model ($F_{2018}/F_{MSY}=0.990$) and at around MSY level for the 'ASEM' model ($F_{2018}/F_{MSY}=0.880$) (**Table 11**).

A retrospective analysis for five years indicates no evidence of strong patterns with Mohn's rho statistic within the acceptable range of -0.15 and 0.20 (**Figures 27 and 28; Table 12**). However, the 'Reference' model indicated slightly stronger retrospective patterns with regards to stock status trajectories B/B_{MSY} , F/F_{MSY} and B/B_0 for the retrospective runs through in 2013 and 2014 (**Figure 27**), which may also explain the notably smaller retrospective bias for these quantities in the 'ASEM' model (**Figure 28**).

The Jackknife sensitivity analysis of CPUE indices showed that Greek and the EU-Spain LL CPUE were highly influential with regards to stock status trajectories and MSY (**Figures 29 and 30**). Removing the Greek LL index resulted in much more optimistic stock status trajectories, with biomass level well above B_{MSY} . Removing the EU-Spain LL index, would result in considerably more pessimistic stock trajectories, estimating that the stock was overfished since the mid-1990s. The 'ASEM' model was generally slightly less sensitive to the Jackknife index analysis when compared to the 'Reference' model.

The second sensitivity analysis explored the robustness to various levels of under reporting prior to 1987 by multiplying the early catches from 1950 to 1986 by factors of 1.2, 1.5, 2 and 3, (i.e. assumed underreporting of 20%, 50%, 100% and 200%, **Figure 31**). The motivation of this sensitivity analysis was primarily related to the conflicting stock status results between JABBA, and the age-structure models XSA and a4a. For these sensitivity model runs the increasing of the historical catch time series resulted in a systematic increase in the estimates of K and MSY and the decline in stock biomass between 1970 and the late 1980s (**Figure 32 and 33**). Only by raising the historical catch by a factor of three (200%) would result in a decrease of the stock biomass to levels about 50% of B/B_{MSY} by 1990, which would be roughly similar to the results from the 2016 XSA assessment model results. If this historic catch (1950-1986) were correct, it would imply that the Mediterranean swordfish stock surpass the historic catches of both North Atlantic and South Atlantic swordfish stocks, something that the Group considered were unlikely for that time period.

However, it is important to point out that the minimum size regulations by some CPCs, technological creeping associated to changes in the fishing practices targeting Mediterranean swordfish, as reflected by the changes on market and consumption of this species could potentially causes under reporting and uncertainty in the early period of catch time series. Hence, all these factors combined should be considered for better understanding the catch evolution for this stock.

JABBA surplus production phase plots for the ‘Reference’ and ‘ASEM’ models are shown in **Figure 34**. In general, it revealed similar patterns for both models. The peak in catches in 1982 concurred with the onset of an extended period of overfishing associated with continuous declines in stock biomass and eventually led to an overfished stock. Accordingly, Kobe biplots show the typically anti-clockwise pattern with the stock status moving from underexploited through a period of unsustainable fishing to the overexploited phase (**Figure 34**). The resulting stock status posteriors for 2018 from each model would however have somewhat different implications for management actions. The ‘ASEM’ model is more optimistic with regards the current fishing levels, F_{2018}/F_{MSY} , with a cumulative probability of over 60% (yellow + green) that current fishing mortality is sufficiently low enough to facilitate stock rebuilding. The ‘Reference’, by contrast, suggests that there is a more than 50% probability that stock remains overfished and that overfishing is still occurring (**Figure 34**).

5.2 Final results and Synthesis of Stock Status

The Group reviewed two XSA runs (constant M with/without discards, SCRS/P/2020/029), two a4a runs (constant M with/without discards, SCRS/P/2020/030), and two JABBA runs (Reference and ASEM models, SCRS/P/2020/028).

An important difference between the two age-structured models, XSA and a4a, and the surplus production model JABBA was that the whole catch series from 1950 to 2018 was used as input into JABBA, whereas both XSA and a4a could only be initiated in 1985, thus omitting the catch information for the period 1950-1984. With regards to the JABBA model, the Group discussed the assumption that relative stock biomass was close to unfished level in 1950 (~ 99% of the carrying capacity). The Group agreed that factors such as the limited and localized number of fisheries at that time, their artisanal character (boats did not even have an engine), and the slowdown in fishing activity due to the Second World War, would suggest this assumption is reasonable and in agreement with the expert knowledge of scientists well familiar with the Mediterranean swordfish fisheries. The Group noted that this early period is now considerably more reliable due to a number of Task 1 revisions that lead improvement of the historic catch data (see details below).

The Group specifically discussed the differences in the stock status between XSA (including discards) and JABBA models in 1985 (i.e. the first year considered in XSA). The XSA final run including discards estimated that SSB in 1985 was at 54.1% of SSB_{MSY} and 9.67% of unfished SSB_0 , whereas the joint results from the two JABBA models (‘Reference’ and ‘ASEM’) estimated that the stock levels were still sustainable by 1985, with $B/B_{MSY} = 1.59$ and $B/B_0 = 0.70$ (**Figure 35**). The Group then examined the catch time series relative to the estimates of MSY from XSA ($MSY = 16,300$ t) and JABBA (joint- $MSY = 13,325$ t), which showed that catches remained always below MSY for the period 1950-1985 in the case of both models (**Figure 35**). However, overfishing of a previously underexploited stock can theoretically only occur once the catches start exceeding levels at MSY (see green shaded area in **Figure 35**), and even then, fishing mortality may initially remain below F_{MSY} until biomass is fished down and approaches B_{MSY} (c.f **Figure 34** in section 5.1.3 of this report). Furthermore, XSA predicted that despite very low stock levels in 1985, MSY could still be exceeded over the next four years 1986-1989, and support catches over the next two decades (1990’s and 2000’s) above 80% of MSY despite a decreasing stock biomass (**Figure 35**).

The Group therefore agreed that it is biologically implausible that the Mediterranean swordfish stock could have been overfished to low biomass levels of less than 60% SSB_{MSY} and less than 10% of SSB_0 as estimated by the XSA model, considering that total catches never had exceeded 14,000 t prior to 1985. The presented a4a model results were broadly comparable with XSA results, and hence produced the same conflicts between the catch history and the initial low stock biomass in 1985. Considering all evidence, the Group decided to provide the scientific advice for the Mediterranean swordfish stock based on both JABBA models (‘Reference’ and ‘ASEM’).

However, the Group noted that the JABBA assessment runs showed a systematically negative pattern in the process error variation of biomass over the period 2005-2016 (**Figure 36**), which was also observed in the form of a strong negative trend in recruitment residuals in both XSA and a4a. Possible causes may be linked to environmental factors, but may also be relate to other factors such as unaccounted fishing mortality of undersized fish, changes in selectivity, or a combination thereof. Irrespective of the underlying cause, all models indicate that stock’s productivity has been below average in the last decade. The Group discussed that this is of particular relevance when projecting the future stock status based on an average stock productivity from 2019 onwards, which is how projections are currently implemented in all three modelling platforms (JABBA, XSA, and a4a). The Group noted that approaches exist to account for such serial correlation in process error deviations and that this is inherently associated with increased uncertainty about the future (Chang *et al.*, *in press*; background paper). The Group recommended that this and comparable approaches for age-structured models should be further explored in future and agreed that the current projections for Mediterranean swordfish are associated with a risk to be overly optimistic and should therefore be interpreted with caution.

The Group also discussed the resulting differences in the benchmark estimates (Reference Points) of the current stock assessment in 2020 with respect to the previous one in 2016 (Anon., 2017). It was noted that since the 2016 assessment there have been several changes both in the fisheries operations and in the data available as in input to the assessment models, which have undergone substantial revisions and the integration of new data for the 2020 evaluation. Briefly, some of the new data related to these changes would be:

1. A general improvement in the information available for the Mediterranean swordfish stock, including:
 - (a) A comprehensive review of Task 1 nominal catches, with the inclusion of the EU-Italy GILL catches between 1972 and 1983 (Figure 1 in Anon., 2020, *in press*, in March SWO report);
 - (b) A significant increase in information related to the size distributions of the fish, that provided a new full and revised CAS estimation.
2. Change in the models used for the assessment of the stock:
 - (a) Until 2016, the assessment advice was based on an age-structured approach for providing the management advice. However due to lack of Indices of abundance for the earlier period (prior to 1987), the start time for this model input was 1985, when the stock was already under high exploitation with the highest historic catch occurring in 1987. Therefore, the model could only be informed by a declining trend and giving the significant uncertainty in the aging of the catch, the model was unable to properly estimate stock productivity (e.g. lack of contrast in the catch data).
 - (b) In 2020, instead this evaluation included a Bayesian Surplus production model that started in 1950 and was able to use all the historic catch information available, in addition the model used updated biological information to construct better parameter priors more consistent with the expected population dynamics of the Mediterranean swordfish.

Both JABBA models considered different production functions (Schaefer and Pella-Tomlinson model type) and incorporated previously considered as well as the most recent biological information into the r prior distributions. The Group agreed that combining the results of both production models is desirable to better account for model structural uncertainties. Error uncertainty in model fit results is characterized by running Monte-Carlo Markov Chain (MCMC) posteriors of biomass and fishing mortality developed from 30,000 MCMC iterations in total (three MCMC chains of 5,000 iterations in each model).

The trajectory of B/B_{MSY} in the joint marginal posterior distributions showed a relatively stable pattern between 1950 and 1970 followed by a sharp decrease until the mid-1990s to an overfished status (**Figure 37** and **Table 13**). Since the early 2000s the relative biomass had remained stable at levels below B_{MSY} until 2010 where it started to decrease again. The biomass in 2018 was estimated to be 0.72 relative to B_{MSY} with 95% credibility intervals (CI): 0.38-1.28 (**Table 14**). The F/F_{MSY} trajectory showed an increasing trend since the beginning of time series as the fishery has been developed, crossing F_{MSY} in the middle of 1980s. Since the late 1980s after the sharp increase, the estimated fishing mortality has fluctuated at around MSY level ($F_{2018}/F_{MSY}=0.929$) (**Figure 37** and **Table 13**).

The medians and 95% CI of the joint marginal posterior distributions for the reference points are shown in **Table 14**. The estimated median of marginal posterior for B_0 was 169,231 tonnes (85,506- 274,312 t), while estimates of MSY was 13,325 tonnes (10,899-17,346 t). The joint marginal posterior median for B_{MSY} varied between 71,319 tonnes and the F_{MSY} median estimates was 0.186 (**Table 13**).

Finally, a Kobe phase plot is presented to provide multi-model inference based on combined of both JABBA models (**Figure 38**), which predicts with 86.7% probability that stock biomass remains below levels that can produce MSY in 2018, with a 41.1% probability that the stock is overfished and overfishing is still occurring (red) and a 45.6% probability that the stock is overfished but overfishing is not occurring (yellow). In summary, the current Mediterranean swordfish biomass (B_{2018}) remained below B_{MSY} , while the current fishing mortality rate is being close to and/or below the sustainable level (F_{MSY}) that would allow rebuilding to biomass levels that support MSY in the short- to medium term.

6. Projections

For future projections, the Group agreed to use a combination of projection results from both JABBA models ('Reference' and 'ASEM') to produce the advice recommendations, including the Kobe-2-Strategy Matrices. Uncertainty is characterized in the form of Monte-Carlo Markov Chain (MCMC) posteriors of B/B_{MSY} and F/F_{MSY} , which are stochastically forward projected over the range of alternative fixed catch scenarios within the JABBA model using JAGS. Each model was run 15,000 iterations using three MCMC chains of 5,000 each. Thus, the joint marginal posterior distributions of the projections were constructed with 30,000 MCMC iterations in total. In accordance with the Group's recommendations, the projections were conducted for a range constant catch scenarios, including a reference scenario of zero catch and then covering a range from 9,000 t to 15,000 t at specific intervals and for a period of 10 years (2019-2028). Projections were not carried out beyond 2028 due to uncertainty in recent recruitment. The catches for 2019 and 2020 were set to be 9,879 t and 9,583 t, which corresponds to the TAC set for 2019 and 2020, respectively [Rec. 16-05, paragraph 4].

The projections of biomass (**Figure 39**) show that with catches as high as 10,000 t the stock can recover to B_{MSY} by the end of the projection period (2028) with 60% probability [Rec. 16-05, paragraph 1]. Note that there is a one-year lag effect between the catch removal with an instant effect on fishing mortality and the biomass response in the following year. Therefore, implementing the TAC in 2020 is instantly affecting F/F_{MSY} in 2020, but this affects the estimate for B/B_{MSY} in the following year. Given that the 2018 biomass is estimated by the joint model to be below sustainable biomass levels ($B_{2018}/B_{MSY} = 0.72$, see **Table 14** in Section 5.2 of this report) that could produce an estimated MSY of 13,325 tons (10,899-17,346), it would require the total catch to be below 8,000 tons or below 10,000 tons to rebuild the stock to B_{MSY} by 2025 or 2028, respectively, with a probability of at least 60% (**Tables 15 and 17**).

Current rate of exploitation was estimated to be at $F_{2018}/F_{MSY} = 0.93$ for 2018, which indicates that current fishing mortality by targeting fisheries is below the reference value of F_{MSY} . Accordingly, projections of fishing mortality (**Figure 39**) show that catches up to 9,000 or 10,000 t would result in probabilities higher than 60% for not expecting overfishing by 2021 or 2022, respectively (**Table 16**).

However, it is important to note that the JABBA assessment runs showed a systematically negative pattern in the process error variation of biomass (2005-2016), which increases uncertainty in current stock status and immediate stock projections. If stock productivity were to remain below average, this would lead to over-optimistic predictions for the near future. Hence, the Group recommends that these projections should be interpreted with precaution.

7. Recommendations

7.1 Recommendations with financial implications

Data recovery plan

The Group has noted important improvements in historical T1 and T2 data when comparing to the information available in the 2016 assessment (Anon., 2017). However, the available CPUE data for the earlier period are still limited. Therefore, the early period of the fisheries cannot be fully accounted in the stock assessment models. As such, the Group recommended conducting a recovery of historical data, so that the entire history of the fishery is taken into account when assessing the stock. Particular effort should be dedicated to collecting available information from the major fisheries of the early years, with focus in fisheries with limited data. [Estimated cost: €10,000; Priority: medium given that will be used for next assessment (priority level to be revised)].

7.2 Recommendations without financial implications

7.2.1 Recommendations on research and statistics

Fisheries

- The Group noted that very few studies on longline selectivity were carried out in the past in the Mediterranean; moreover, they were generally limited in time and space and mainly focusing on the evaluation of the by-catch components of the swordfish fishery. Considering the differences showing up in terms of catch composition, CPUE, and size distribution of the swordfish catches, among the various longline types, it is recommended the development of selectivity studies by CPCs, in order to identify practices (gear design, hook size and bait type) and fishing strategies that can reduce undersized swordfish discards.
- Though the monthly probability to catch undersized swordfish, or the monthly discard rate has been examined in certain Mediterranean swordfish fisheries, there is no recent estimation of the monthly proportion of recruits and spawners in the Mediterranean swordfish catches. The Group recommended that monthly estimation of spawner and recruit proportion in the catches on a fine spatial scale, could facilitate management decisions for spatio-temporal restrictions.
- The Group agreed that data from the domestic observer programs are essential for assessment and management purposes, as they can provide fine resolution information on undersized catches and discard rates by fishery. Regarding the reporting ST09 form for domestic observer program data the Group recommends: (a) to include the mesopelagic and American style longline in the gear selection list, (b) to clarify better the selection of depth range for the fishing operations, (c) to have all form to be completed without exclusion [remove the "optional" from sub-form C in ST09] and this data should be used exclusively for scientific purposes in line with Rec. [16-14].
- The Group recommends that all ICCAT CPCs revise and replace the provisional dead discards estimations here adopted, using the best available information (port sampling, domestic observer data, etc.) at the National level. For that purpose, each CPC should allow their national scientists to have access to all the pertinent information.
- The Group reiterated the recommendation made by the SCRS in 2019 to obtain size and biological data to better characterize the discards of Mediterranean swordfish:

To the SCRS and the ICCAT Commission on allowing sampling on undersized swordfish: Currently there are Minimum Sizes established for Atlantic swordfish (Recs 17-02 and 17-03) and Mediterranean swordfish [Rec. 16-05]. Those "minimum sizes" refer to either "taking and landing" or "catching and retaining on board", depending on each specific Recommendation or paragraph. In order to allow the collection of biological samples during commercial fishing operations on undersized swordfish (e.g., vertebrae, tissue, reproductive tracts, stomachs) the SCRS recommends that the Commission considers establishing a new ICCAT recommendation allowing such procedures. The sampling on undersized swordfish would only be carried out if:

1. Specimens are dead at the haulback;
2. Samples are collected by a fishery observer and
3. The biological samples are taken in the framework of a research project notified, endorsed and carried out within the priorities of the Swordfish Species Group and the SCRS.

Abundance indicators

- Given the clear differences between the longline gears targeting Mediterranean swordfish (e.g. traditional surface longline, American style longline and mesopelagic longline) the Group recommended that the CPCs provide catch-effort data by gear category, as well as information on the proportion of their fleet operating in each of these categories. This information is necessary for estimating standardized indices of abundance from fisheries statistics.

- The Group recommends to consider in the standardization procedures important oceanographic changes that have occurred recently in the Mediterranean Sea (e.g. eastern Mediterranean transient) and may have impacted the availability of the stock to some fisheries, and/or the recruitment success of the population.
- The Group noted important oceanographic changes may be affecting recruitment success in the population and availability of the stock to some fisheries and recommends that the Sub-committee on Ecosystems identify indicators of the oceanographic pressures and status of the abundance of swordfish larvae.
- The Group recommends the inclusion of discards in the standardization of catch and effort data as they represent part of the catch.
- Although CPUE by age is the usual input for the age-structured analyses, the Group recognized that this must be based on an increased level of sampling, not merely substitution of the current data. Therefore, it is recommended that increased ageing sampling takes place, so that age-length keys or catch at age and CPUE by age can be developed. To achieve this goal, the Group noted that it is important to collect size and hard parts together with the catch and effort data to provide meaningful CPUEs.

Assessment

- The Group agreed on the increasing importance of the Mediterranean swordfish discards in reference to the total catch, and that part of these discards are due to minimum catch size of 100 cm LJFL [Rec. 16-05, paragraphs 15 and 16]. The Group recommends that for better inclusion of those discards in the assessment models, a more comprehensive reporting of swordfish discards at sea is necessary in both directed and other large pelagic fisheries in the Mediterranean. Similarly, it is recommended to explore integrated assessment models with more fleet, selectivity and environmental options to better model and evaluate the impact of discards, environment and or selectivity modifications/regulations in the dynamics of the stock and its recovery status.
- The Group recommended that the next stock assessment for Mediterranean swordfish should be carried out not before 2024 in order to give more time for additional data to be collected that will allow evaluation of the management measures adopted through Rec. 16-05 and the progress on stock rebuilding. A data preparatory meeting should be conducted in advance to analyze and prepare data for the stock assessment. Nonetheless, the Group should review in 2022 the available fisheries indicators (catch, indices of abundance, etc.) to monitor the trend of the stock status. If, there is a change in stock status indicators during the interim period, as for example a dramatic drop in nominal catches or in average sizes, then the stock assessment should be carried out before 2024.

7.3 Recommendations on management

- Over the last 50 years stock biomass shows declining trends, starting with the period around 1970-1990, when the fishery was in a strong developing phase. In the following period until about 2010, declining trends were rather modest accompanied by small-scale fluctuations. In the most recent period, the stock biomass has continued to decline. As expected, fishing mortality followed an opposite trend with sharper increases during the 1980s. Current stock biomass is about 30% lower than that corresponding to MSY, while fishing mortality is around F_{MSY} . According to the Commission objectives the stock requires rebuilding and relevant scenarios were simulated assuming different levels of quota. Analysis indicated that the probability of stock rebuilding within the next five years (2025) is slightly over 60% if quota equal to 8,000 t are adopted. The probability increases if lower quota levels are selected. As there are uncertainties on stock productivity these estimates may be over-optimistic and should be interpreted with caution.
- The Group noted that since the establishment of minimum catching sizes, particularly after the recent increase imposed through Rec. 16-05 the discard levels of undersized swordfish are increasing at least for certain fisheries and are largely dead. However, discards are not being reported for all fleets. Though an attempt has been made to statistically estimate discard levels and consider them in stock assessment models, the real volume of total discards is unknown due to this under-reporting. Such under-reporting leads to false estimates of the overall catch volume and consequently bias stock status estimates and projections of future stock size under different management measures.

8. Other matters

8.1 Executive Summary

The Group also revised and updated the Mediterranean Swordfish Executive Summary. However, the final version including figures, tables and minor text additions related to the State of the Stock will be updated during the Species Group meeting in September.

9. Adoption of the report and closure

The report was adopted during the meeting. The Chair and the Secretariat thanked all the participants for their efforts to work effectively and efficiently throughout the meeting. The meeting was adjourned.

References

- Anon. 2015. Report of the 2014 ICCAT Mediterranean Swordfish Stock Assessment meeting (Heraklion, Greece, 21-25 July 2014). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 71 (5): 1870-1979
- Anon. 2017. Report of the Mediterranean Swordfish Stock Assessment session (Casablanca, Morocco, 11-16 July 2016). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 73 (3): 1005-1096
- Anon. 2020. *In press*. Report of the Swordfish Species Group intersessional meeting (Online, 16-19 March 2020): 41 p.
- Chang, Y.J., Winker, H., Sculley, M., Hsu, J., 2019. Evaluation of the status and risk of overexploitation of the Pacific billfish stocks considering non-stationary population processes. Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr. in press. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2019.104707>
- Jardim, E., Millar, C.P., Mosqueira, I., Scott, F., Osio, G.C., Ferretti, M., Alzorriz, N., Orio, A., 2015. What if stock assessment is as simple as a linear model? The a4a initiative. ICES J. Mar. Sci. 72, 232–236.
- Kell, L.T., Mosqueira, I., Grosjean, P., Fromentin, J., Garcia, D., Hillary, R., Jardim, E., Mardle, S., Pastoors, M.A., Poos, J.J., Scott, F., Scott, R.D., 2007. FLR : an open-source framework for the evaluation and development of management strategies. ICES J. Mar. Sci. 64, 640–646.
- Marisaldi, L., Basili, D., Candelma, M., Sesani, V., Pignalosa, P., Gioacchini, G., and Carnevali, O., 2020. The challenge to assign maturity stages: development of a histology-validated macroscopic criteria based on the GI. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 76(3): 304-314.
- Mohn, R., 1999. The retrospective problem in sequential population analysis: An investigation using cod fishery and simulated data. ICES J. Mar. Sci. 56, 473–488. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1999.0481>
- Winker, H., Carvalho, F., Kapur, M., 2018. JABBA: Just Another Bayesian Biomass Assessment. Fish. Res. 204, 275–288. <https://doi.org/http://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.03.01>
- Winker, H., Mourato, B., Chang, Y. 2020. Unifying parameterizations between age-structured and surplus production models: an application to Atlantic white marlin (*kajikia albida*) with simulation testing. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 76(4): 219-234.

RAPPORT DE LA RÉUNION ICCAT D'ÉVALUATION DU STOCK D'ESPADON DE LA MÉDITERRANÉE DE 2020

(en ligne, 25 mai- 2 juin 2020)

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

La réunion s'est tenue en ligne en raison de l'épidémie de coronavirus (COVID-19) qui touchait particulièrement Madrid et a obligé le Secrétariat de l'ICCAT à fermer. Par conséquent, il a été décidé d'organiser une réunion en ligne du 25 mai au 2 juin 2020. Le Dr George Tserpes (UE-Grèce), coordinateur du Groupe d'espèces sur l'espadon (« le Groupe ») et président de la réunion, a ouvert la réunion et souhaité la bienvenue aux participants. Le Dr Miguel Neves dos Santos (Secrétaire exécutif adjoint de l'ICCAT) a souhaité la bienvenue aux participants et les a remerciés pour les efforts déployés pour assister à la réunion à distance. Il a également remercié le Dr Henning Winkle d'assister à la réunion en tant qu'expert invité et de partager son expertise avec le Groupe.

Le Secrétariat a fourni des informations sur l'utilisation de la plate-forme en ligne pour la réunion (Microsoft TEAMS). Le Président a procédé à l'examen de l'ordre du jour qui a été adopté avec plusieurs modifications (**appendice 1**).

La liste des participants se trouve à l'**appendice 2**. La liste des documents et des présentations de la réunion est jointe à l'**appendice 3**. Les résumés de tous les documents et présentations SCRS fournis à la réunion sont joints à l'**appendice 4**. Les personnes suivantes ont assumé les fonctions de rapporteur :

<i>Points</i>	<i>Rapporteur</i>
Points 1, 9	M. Neves dos Santos
Point 2.1, 2.2, 2.3	C. Palma, A. Kouadri-Krim
Point 2.4	D. Macias
Point 2.5, 2.6	F. Garibaldi, A. Di Natale
Point 4	A. Kimoto, J. Urbina, M. Ortiz
Point 5	G. Tserpes, D. Mantopoulou, B. Mourato, H. Winker, J. Ortiz de Urbina, A. Kimoto, M. Ortiz
Point 6	G. Tserpes, D. Mantopoulou, B. Mourato, H. Winker, M. Ortiz, A. Kimoto
Point 7	G. Tserpes, R. Coelho
Point 8	G. Tserpes, M. Neves dos Santos

2. Résumé des données disponibles soumises conformément aux délais de la réunion intersessions du Groupe d'espèces sur l'espadon

La grande majorité des statistiques et des informations biologiques sur la pêche à l'espadon en Méditerranée (SWO-M) utilisées dans l'évaluation actuelle des stocks a été révisée et mise à jour lors de la réunion intersessions du Groupe d'espèces sur l'espadon de l'ICCAT de 2020 (Anon, 2020, sous presse). Au cours de la réunion, un calendrier a été établi pour réviser et mettre à jour quelques jeux de données en suspens prévoyant les estimations des matrices de prise par taille (CAS) et de prise par âge (CAA). Dans l'ensemble, toutes les échéances ont été correctement respectées.

Dans cette section, plusieurs documents ont été présentés sur les statistiques de pêche (SCRS/2020/028, SCRS/2020/076) et les informations biologiques (SCRS/2020/043, SCRS/2020/058 et SCRS/2020/074).

2.1 Prises

Depuis 2008, suite à l'interdiction des filets maillants en Méditerranée, plus de 95 % de la prise totale de SWO-M est associée à la pêche à la palangre (LL). Huit CPC (par ordre décroissant d'importance : UE-Italie, UE-Espagne, UE-Grèce, Maroc, Tunisie, Algérie, UE-Malte et Turquie) représentent la majorité de ces captures. Cette information, disponible dans la tâche 1 officielle de l'ICCAT des prises nominales (T1NC), ne contient pas (à l'exception de UE-Grèce et UE-Espagne de certaines années) les rejets morts de la composante des séries de captures de spécimens sous-tailles. Le Secrétariat a rappelé que les estimations des rejets morts et vivants sont des données obligatoires à déclarer dans le cadre de la T1NC.

Le document SCRS/2020/028 présentait des estimations préliminaires des rejets morts de poissons sous-taille capturés à la palangre (LL), obtenues en utilisant les fréquences de taille de la tâche 2 (T2SZ) de trois flottilles (UE-Espagne, UE-Grèce, UE-Malte) qui ont déclaré, dans le cadre de leurs jeux de données T2SZ, des poissons dont la taille est inférieure à la taille minimale des débarquements (90 cm en 2014 et mise à jour à 100 cm en 2017) fixée par la réglementation de l'ICCAT. Pour ces trois flottilles, aucune estimation des rejets morts n'a été faite, dès lors qu'il a été postulé (le Secrétariat devrait demander à chaque CPC concernée une confirmation de cette situation) que les rejets de poissons n'ayant pas la taille requise étaient inclus dans les prises déclarées de T1NC. L'estimation des rejets morts a été faite pour les 5 flottilles palangrières restantes (UE-Italie, Maroc, Tunisie, Algérie et Turquie) qui n'ont pas déclaré de poissons de moins de 100 cm dans T2SZ depuis 2010. L'estimation des rejets morts obtenue représente globalement environ 12 à 14 % du total des captures réalisées à la palangre entre 2008 et 2017 et est passée à 24 % en 2017-2018, lorsque la taille minimale actuelle a été mise en œuvre.

Le Groupe a discuté de ces estimations préliminaires et a noté que les captures d'espadons n'ayant pas la taille requise dépendent de la saison de pêche et de la sélectivité des engins, caractéristiques qui devraient être prises en compte pour améliorer à l'avenir les estimations des rejets morts. Il a également été noté que, depuis 1999, certaines CPC sont passées de la palangre de surface traditionnelle (L1-surf) ciblant l'espadon à la palangre dite « américaine » (LLAM) et à la palangre méso-pélagique (LLMESO). Le Groupe a recommandé à plusieurs reprises aux CPC de l'ICCAT de réviser les statistiques déclarées (tâches 1 et 2) en tenant compte de la discrimination des types d'engins LL au fil du temps. Aucun progrès majeur n'a été réalisé dans ce domaine au cours des deux dernières années.

Les observations effectuées au cours des dix dernières années (2010-2019) en mer de Ligurie par les observateurs embarqués à bord de palangriers italiens utilisant les deux engins différents, la palangre mésopélagique (LLMESO) et la palangre « américaine » (LLAM), démontrent que les captures de poissons sous-taille sont strictement liées au type d'engin, à la sélectivité et au caractère saisonnier. La LLMESO est principalement utilisée de fin mai à début octobre avec un taux de rejet d'environ 6,3% en nombre et 1,6% en poids, et même si elle est utilisée en automne, les captures de poissons sous-taille sont extrêmement faibles. La LLAM est principalement utilisée au cours du dernier trimestre de l'année. En combinant les effets dus au déploiement en surface, à l'utilisation d'appâts légers et à la saison, lorsque les jeunes espadons sont pleinement recrutés par l'engin, les captures rejetées sont plus élevées, atteignant 41,0 % en nombre et 17,2 % en poids du total des captures d'espadons.

Finalement, le Groupe a adopté les estimations préliminaires des rejets morts présentées dans le document SCRS/2020/028, pour inclusion en tant que « meilleures estimations du SCRS » dans la base de données T1NC. Toutefois, le Groupe a noté que ces estimations devraient être considérées comme provisoires et être correctement remplacées à l'avenir par les estimations des CPC.

Le Groupe a noté à nouveau que les informations des programmes d'observateurs nationaux ne sont pas disponibles pour la plupart des CPC. Le Groupe considère que ces informations (depuis 2019, officiellement connues sous le nom de « programmes d'observateurs internes » des CPC de l'ICCAT, données à déclarer obligatoirement dans le formulaire ST09) sont cruciales pour améliorer les estimations des prises sous-taille et des rejets morts/vivants d'espadon. Toutefois, l'état actuel des données liées au ST09 actuellement compilées par le Secrétariat (structures très incomplètes et hétérogènes, et actuellement en cours de révision complète) ne permet pas d'utiliser ces données dans le contexte ci-dessus. Les détails de la feuille de route établie pour réviser entièrement et utiliser cet important jeu de données sont décrits dans le rapport de la réunion intersessions du Groupe d'espèces sur l'espadon de l'ICCAT de 2020 (Anon, 2020, sous presse).

Les prises totales de T1NC (débarquements et rejets morts), présentées dans le **tableau 1** (la composante des rejets morts incluse dans T1NC est illustrée dans la **figure 1**), sont considérées comme les meilleures estimations scientifiques des prises totales de SWO-M à utiliser dans l'évaluation actuelle du stock.

2.2 Compositions des tailles

Les données de taille (T2SZ) disponibles sont principalement déclarées par les CPC, mais comprennent également des données provenant des programmes d'observateurs spéciaux de l'ICCAT, des initiatives d'échantillonnage des CPC et des projets de récupération des données financés par l'ICCAT. Au cours des dernières années, une partie raisonnable des informations de T2SZ a été récupérée et révisée pour inclure une résolution spatio-temporelle plus élevée. Toutes les mises à jour ont été analysées lors de la réunion intersessions du Groupe d'espèces sur l'espadon de l'ICCAT de 2020 (Anon, 2020, sous presse).

Parmi les récupérations importantes de la T2SZ, on peut citer : (a) le projet de récupération des données de l'ICCAT (SCRS/2020/020) qui a compilé les opérations de pêche très détaillées de trois flottilles italiennes (harpons, filets maillants et palangres) opérant dans le détroit de Messine et dans le sud de la mer Tyrrhénienne, avec les poids individuels des prises de SWO entre 1972 et 1989, et (b) la révision complète de la T2SZ de la flottille palangrière de surface de l'UE-Grèce entre 2003 et 2017.

Toutes les informations de T2SZ disponibles sur le SWO-M ont été utilisées pour estimer les matrices de prise par taille (CAS) et de prise par âge (CAA). Le **tableau 2** présente le catalogue du SCRS pour le SWO-M pour la période 1989 à 2018, montrant les jeux de données de T2SZ existants (DSet=t2, cellules avec « b ») utilisés dans les estimations de la CAS.

En ce qui concerne les espadons sous-taille non déclarés à l'ICCAT dans les jeux de données de T2SZ, le Groupe a réitéré la nécessité que chaque CPC révise ces jeux de données, en particulier après 2008, en incluant les spécimens sous-taille disponibles par type d'engin.

2.3 Données de prise par taille/par âge

Les échantillons de taille de la tâche II (T2SZ) et la prise par taille de la tâche II (T2CS) du stock d'espadon de la Méditerranée ont été régulièrement soumis par les principales flottilles de pêche au cours des deux dernières décennies. Les deux jeux de données sur la taille (T2SZ, T2CS) ont été utilisés dans le passé (Anon. 2017 ; Anon 2015) pour estimer les matrices globales de CAS et de CAA. Conformément aux recommandations du plan de travail pour l'espadon de la Méditerranée de 2019, le Secrétariat a procédé à une mise à jour complète des matrices de CAS et de CAA pour la période 1972-2018, y compris toutes les révisions apportées à la fois à T1NC et à T2SZ au cours des quatre dernières années. Les détails sont présentés dans le document SCRS/2020/076.

Matrice de la CAS

La matrice globale finale de la CAS obtenue est présentée dans le **tableau 3**. Comme dans les estimations précédentes de la CAS de SWO-M, le même ensemble de règles de substitution a été utilisé, en tant que règles de remplacement des données de T2SZ ou T2CS manquantes. Toutefois, compte tenu des importantes récupérations de T2SZ au cours des trois dernières années, une grande partie des extrapolations sont couvertes par T2SZ et T2CS. Cela peut être observé dans la **figure 2**, où la majorité des années (sauf 1982 et 1983) disposent des captures totales (T1NC) couvertes par au moins 50% des données de taille correspondantes (T2CS ou T2SZ). En ce qui concerne les deux dernières décennies, les prises de T1NC sont généralement couvertes par près de 70% des données de taille correspondantes, les 30% restants étant constitués de substitutions.

La **figure 3** présente les estimations de poids moyen pondéré (par flottille et par engin) (kg) obtenues à partir des nouvelles estimations de la CAS. Les poids moyens obtenus à partir de la CAS de l'évaluation des stocks d'espadon de 2016 (Anon., 2017) ont été inclus à titre de comparaison. Dans l'ensemble, les deux séries ont montré des tendances similaires à long terme, passant d'environ 30 kg depuis les années 70 à environ 25 kg à la fin des années 90, oscillant autour de 25 kg jusqu'en 2010 et augmentant à 30-35 kg jusqu'en 2018. Les dernières estimations du poids moyen sont plus cohérentes (moins de variation) d'une année à l'autre.

Matrice de la CAA

La CAS a été convertie en CAA en utilisant deux approches. La première approche consiste à décomposer la distribution de taille globale par année, en postulant qu'elle représente la combinaison des distributions de taille de plusieurs classes d'âge, ou une distribution mixte de taille par âge (Kell et Kell, 2011). Cette méthode, utilisée dans l'évaluation des stocks de 2016, nécessite des distributions a priori pour la moyenne et la variance pour chaque classe d'âge, qui ont été estimées à partir du modèle de croissance actuel de von Bertalanffy pour l'espadon de Méditerranée (Tserpes et Tsimenides, 1995). La deuxième approche est le découpage traditionnel par âge qui estime l'âge de chaque classe de taille en utilisant l'équation inverse de croissance de von Bertalanffy.

Les deux estimations de la CAA (**tableaux 4 et 5**, respectivement) incluent les rejets morts estimés des quatre flottilles palangrières, qui postulaient la même distribution de la CAS pour les flottilles qui ont déclaré des rejets (UE-Espagne et UE-Grèce). La **figure 4** montre les proportions d'âge relatives des deux approches de découpage utilisées (découpage et distribution du mélange, respectivement).

La CAA estimée par l'approche de mélange a été utilisée dans les modèles de structure d'âge (XSA et a4a) comme décidé par le Groupe.

2.4 Indices d'abondance

Un nouvel indice d'abondance a été présenté au Groupe lors de la réunion. Le document SCRS/2020/043 faisait état des taux de capture standardisés de la pêche palangrière espagnole en Méditerranée occidentale, pour la période 1988-2018. Les taux de capture d'espadon en nombre de poissons et en biomasse ont été analysés au moyen d'une approche de modélisation linéaire généralisée postulant une distribution d'erreur binomiale négative et log-normale, respectivement. Les deux séries présentaient des fluctuations annuelles importantes mais aucune tendance claire ne se dégageait pour la période étudiée.

Le Groupe a souhaité en savoir plus sur l'utilisation des données provenant uniquement de la palangre de surface ou des deux, des séries de la palangre de surface et de la palangre mésopélagiques, dans la standardisation. L'orateur a répondu que les deux séries ont été utilisées dans ce document. Le Groupe a souligné que, lors de la réunion précédente, il avait été convenu de traiter les deux séries (palangres de surface et mésopélagiques) ensemble.

2.5 Biologie

Le document SCRS/2020/058 présentait une liste supplémentaire de bibliographie annotée relative aux auteurs italiens, incluant un aperçu de tous les documents. La liste complète comprend maintenant environ 700 documents dont le contenu peut être exploré grâce aux annotations. Le transfert de cette bibliographie annotée vers une base de données plus avancée avec des métadonnées électroniques, qui est déjà à l'étude, a été discuté. Le Groupe a également abordé la possibilité d'avoir des liens directs vers tous les documents en format pdf, mais cela impliquera une charge de travail énorme et des coûts importants, en raison également de la difficulté de manipuler des documents historiques. La discussion a fait ressortir le fait qu'une bibliographie annotée permet également d'éviter toute duplication inutile des efforts et des études, et le Secrétariat a proposé de recommander à tous les scientifiques de fournir éventuellement des bibliographies annotées similaires pour chaque CPC.

Le document SCRS/2020/074 abordait l'étape 2 de l'échelle de maturité gonadique pour l'espadon, un point soulevé par une présentation (SCRS/P/2020/005) fournie lors de la précédente réunion intersessions du Groupe d'espèces sur l'espadon de l'ICCAT (Anon., 2020, sous presse). Le document précisait que toutes les échelles de maturité gonadique existantes, tant macroscopiques qu'histologiques, fixent le stade 2 comme étant en développement et jamais comme étant mature ; par conséquent, les études précédentes utilisaient des classifications cohérentes.

La discussion a mis en évidence les différences entre l'échelle macroscopique et l'échelle histologique, en soulignant que l'on pouvait également trouver de grandes femelles adultes (matures sexuellement) au stade 2, non seulement pendant le développement annuel initial des gonades, mais également en train de se rétablir après une activité de frai antérieure. Il a été souligné que le stade de maturité macroscopique 2 peut être observé soit chez des juvéniles sexuellement immatures (c'est-à-dire des poissons qui sont en train de mûrir pour la première fois, qui techniquement pourraient devenir sexuellement matures en raison du développement des gonades) et des adultes pouvant être sexuellement matures (c'est-à-dire des poissons qui ont déjà frayé). Il a été précisé à nouveau que cela est lié à la classification correcte de l'étape 2 selon l'échelle la plus acceptée et que cela est particulièrement important pour le calcul de la L50. Un atelier dans le cadre du projet d'échantillonnage biologique a été prévu pour la fin de l'année 2020, avec pour principaux objectifs d'établir des ensembles de référence pour la détermination de l'âge et l'histologie.

Le Groupe a également discuté des aspects de la reproduction de l'espadon en relation avec le processus de maturation et le pourcentage de femelles matures à différents âges. Des différences peuvent exister entre les zones de la Méditerranée et il serait très utile de disposer d'échantillonnages représentatifs dans toutes les parties de la Méditerranée, l'espadon de la Méditerranée étant une population panmictique unique, mais en évitant de partir de zéro, car de nombreuses données sont déjà disponibles dans des études antérieures. L'espadon pourrait atteindre L50 à une taille inférieure dans certaines zones et en particulier dans la mer Levantine, en raison des conditions océanographiques différentes et de la structure de taille de la population locale et il a été noté que, pour les mêmes raisons, L50 semble plus élevée dans la mer de Ligurie. On a également souligné qu'il était nécessaire de standardiser les méthodes utilisées pour le calcul de la L50.

Au cours de la réunion intersessions, le Groupe a convenu que la L50 adoptée dans la dernière évaluation des stocks de 2016 et des évaluations précédentes (de la Serna et al., 1995) était trop élevée (142,2 cm) et pourrait ne pas représenter la situation réelle dans l'ensemble du bassin méditerranéen. La possibilité d'adopter une progression différente pour les femelles (0% mature à l'âge 1, 15% mature à l'âge 2, 65% mature à l'âge 3 et 100% mature à l'âge 4) pour la présente évaluation de stock a été proposée par le Président. Il a été décidé de ne pas adopter la valeur L50 de Marisaldi et al. 2020, notant que ces documents présentent divers problèmes dans le calcul de la L50 et qu'il faudrait donc mieux les vérifier avant de les examiner.

Considérant que ce paramètre est crucial pour l'évaluation et qu'il est particulièrement pertinent lors de l'utilisation du découpage, il a été proposé d'approfondir la question lors d'un futur atelier qui se tiendra prochainement dans le cadre du projet de l'ICCAT sur l'espadon.

2.6 Autres données pertinentes

Aucun autre document n'a été présenté au titre de ce point de l'ordre du jour, et aucune discussion supplémentaire n'a donc été nécessaire.

3. Indices d'abondance relative : aperçu des indices susceptibles d'être utilisés sur la base des résultats obtenus lors de la réunion intersessions du Groupe d'espèces sur l'espadon

Lors de la réunion intersessions du Groupe d'espèces sur l'espadon, plusieurs indices d'abondance disponibles pour le stock méditerranéen ont été examinés (cf. point 7.2 dans Anon., 2020, sous presse). Des informations supplémentaires sont fournies au point 2.4 du présent rapport. Le Groupe a brièvement passé en revue trois indices d'abondance de la palangre grecque, de la palangre ligurienne italienne et de la palangre marocaine ciblant l'espadon. Le Groupe a décidé d'inclure l'indice palangrier de l'UE-Grèce et du Maroc tel qu'il a été présenté et a recommandé des révisions pour l'indice de la palangre ligurienne italienne, en divisant l'indice entre la palangre mésopélagique et la palangre de surface « américaine », car elles sont très différentes en termes d'effort de pêche et d'opérations, et il est peu probable que ces différences soient prises en considération dans le modèle de standardisation. Le Groupe a également convenu d'un plan de travail intersessions demandant que les autres CPC fournissent des indices d'abondance avant la réunion d'évaluation afin de le prendre en considération. Le Groupe a également noté que les variations des taux de rejets au cours des séries temporelles peuvent avoir affecté les estimations des tendances globales pour tous les indices.

Le document SCRS/2020/043 présentait l'indice standardisé de la pêche palangrière espagnole ciblant l'espadon entre 1988 et 2018 opérant principalement dans la région de la Méditerranée occidentale. L'indice utilisait des informations sur la prise et l'effort, sortie par sortie, recueillies par les observateurs et consignées dans les rapports de pêche. L'indice comprenait des facteurs de zone, de trimestre et leurs interactions. Les diagnostics, les ajustements et les résultats ont été présentés à la fois en nombres et en indices de biomasse. Le Groupe les a jugés appropriés et a recommandé d'utiliser l'indice de biomasse car les diagnostics indiquaient un meilleur ajustement dans l'ensemble.

Il a été demandé si l'indice prenait en compte les facteurs susceptibles d'avoir affecté la capturabilité et si les données incluaient les rejets. Les auteurs ont indiqué qu'aucun autre facteur n'était disponible pour la standardisation et qu'une partie des informations sur la prise et l'effort provenait du programme d'observateurs internes.

Le document SCRS/2020/027 qui a été présenté lors de la réunion intersessions du Groupe d'espèces sur l'espadon de l'ICCAT de mars 2020 (Anon., 2020, sous presse) a été mis à jour pour cette réunion et une présentation a été donnée avec les résultats actualisés conformément aux recommandations du Groupe. L'indice pour la palangre mésopélagique entre 2010 et 2019 de la mer de Ligurie a été choisi comme indice d'abondance pour cette pêche. Le modèle incluait l'année, le mois, le type d'appât et le temps d'immersion comme variables de prédiction dans le processus de standardisation. Les résultats, tant en nombre qu'en biomasse, ont indiqué une tendance générale à la baisse de l'indice depuis 2010, atteignant en 2018 sa valeur la plus basse.

L'auteur a souligné que les opérations à la palangre mésopélagique ne sont pas comparables à celles de la palangre de surface ; par exemple, l'engin est laissé en mer pendant plusieurs jours (jusqu'à trois) contrairement à la palangre de surface, où une opération d'une seule journée est la norme. Elles utilisent des hameçons et des types d'appâts différents (appâts naturels et artificiels) et opèrent à des périodes différentes de l'année (principalement fin mai-début octobre) par rapport aux palangriers de surface utilisant la palangre « américaine » (octobre-décembre). En outre, les plus grands navires utilisant la palangre mésopélagique en Méditerranée peuvent déployer plusieurs palangres au cours d'une sortie, tout en intercalant le mouillage et la remontée entre les engins mouillés.

Par la suite, le Groupe a examiné les indices standardisés disponibles pour l'espadon de la Méditerranée (**tableau 6**) et a mis à jour le tableau d'évaluation (**tableau 7**). Le Groupe a convenu d'inclure les quatre indices suivants pour les modèles d'évaluation : a) l'indice palangrier de l'UE-Grèce (1987 - 2018), b) l'indice palangrier mésopélagique de la mer de Ligurie de l'UE-Italie (2010-2018), c) l'indice palangrier marocain (2012-2018), et d) l'indice palangrier de l'UE-Espagne (1988 - 2018). Trois de ces indices étaient disponibles à la fois en nombre et

en biomasse. Le Groupe a recommandé d'utiliser les indices de biomasse pour les modèles de production excédentaire et, lorsque cela est possible, les indices en nombre pour les modèles structurés par âge, bien qu'ils ne soient pas disponibles par classe d'âge (**figures 5 et 6**). Les indices d'abondance utilisés dans les évaluations précédentes, tels que l'indice des filets maillants du Maroc (1999-2011), l'indice de la palangre de Sicile (1991-2009), l'indice des filets maillants de Sicile (1990-2009) et l'indice de la surface de la palangre de Ligurie (1990-2009) ont été considérés comme des indices d'abondance historiques. Il a été noté que pour le modèle XSA, les indices historiques ne sont pas pertinents, car le modèle nécessite des informations sur la période la plus récente. Dans l'ensemble, le Groupe a uniquement envisagé d'utiliser l'indice historique des palangriers de surface de la mer de Ligurie dans le modèle a4a comme cas de sensibilité.

Il a été noté que les récentes réglementations en matière de gestion (Rec. 13-04 et Rec. 16-05 concernant la mise en œuvre de la taille minimale) peuvent avoir affecté la tendance des indices, car les rejets en mer ne sont probablement pas toujours inclus dans les séries temporelles de la prise et de l'effort. Le Groupe a recommandé que les CPC intensifient leurs efforts pour collecter des informations sur les rejets d'espadons sous-taille, tant dans leurs pêcheries ciblées que dans d'autres pêcheries à la palangre qui captureraient des espadons juvéniles, comme les pêcheries palangrières ciblant le germon et le thon rouge. Le Groupe a également recommandé d'améliorer la collecte des données halieutiques pour les différents types de flottilles palangrières opérant actuellement en mer Méditerranée afin de tenir compte des différences de sélectivité et/ou de capturabilité dans le cadre de la standardisation des données de prise et d'effort.

4. Méthodes et autres données pertinentes pour l'évaluation basée sur les résultats de la réunion intersessions du Groupe d'espèces sur l'espadon

4.1. Modèles d'évaluation et scénarios préliminaires

Le Groupe a convenu d'appliquer deux modèles structurés par âge (XSA et a4a) et un modèle bayésien de production état-espace (JABBA). Cette décision fait suite aux décisions prises lors de la réunion de préparation des données tenue en mars 2020 (Anon, 2020, sous presse). Compte tenu des limites de temps et de la nature de la réunion (en ligne), il n'a pas été possible d'appliquer des approches supplémentaires, telles qu'ASPIC ou des modèles particuliers pauvres en données. Au cours de la réunion, une analyse provisoire du modèle reposant uniquement sur la prise a été réalisée sur la base des résultats de JABBA.

Le Groupe a discuté de manière générale de l'utilisation des rejets estimés dans les modèles d'évaluation (cf. point 2.3). Dans les scénarios préliminaires (cf. point 5), deux modèles structurés par âge ont montré les résultats avec/sans les rejets estimés, tandis que JABBA ne fournissait que le scénario avec les rejets. Le Groupe a estimé que les informations actuellement disponibles sur les rejets déclarés par les CPC ne reflètent pas pleinement les espadons de la Méditerranée sous-taille rejetés morts. Toutefois, il a également été noté que l'approche actuelle pourrait être réexaminée par les CPC (par exemple, il semble y avoir moins de rejets dans certaines pêcheries méso-pélagiques). En revanche, les rejets d'espadons sous-taille qui peuvent exister dans diverses pêcheries de germon ou de thon rouge n'ont pas été pris en compte dans l'estimation actuelle des rejets. Enfin, le Groupe a convenu d'inclure les rejets estimés dans la série temporelle de la prise totale utilisée comme données d'entrée de l'évaluation actuelle.

4.1.1 XSA (Analyse étendue des survivants)

Le document SCRS/2020/077 présentait les évaluations préliminaires du stock d'espadon de la Méditerranée réalisées au moyen de l'« analyse étendue des survivants » (XSA) mise en œuvre dans FLR (Kell et al., 2007). La méthode a été utilisée précédemment pour fournir un avis sur le stock d'espadon de la Méditerranée (ICCAT, 2015 ; 2017). Les données de capture par taille (CAS) disponibles couvraient la période 1985-2018 et les données de prise par âge (CAA) utilisées dans les évaluations ont été générées en utilisant une approche statistique. L'analyse comprenait cinq scénarios du modèle :

- (a) Scénario de continuité ; application des mêmes spécifications et utilisation des séries de CPUE des mêmes flottilles utilisées pour calibrer l'évaluation de 2016, c'est-à-dire une mortalité naturelle constante $M=0,2$ et les indices de CPUE des palangriers grecs, espagnols et marocains. Les spécifications de contrôle de XSA sont disponibles dans le **tableau 8**.
- (b) Scénario potentiel n° 1 ; en postulant une M constante, sans rejets et en considérant tous les indices de calibrage récents disponibles, c'est-à-dire les CPUE standardisées échelonnées des palangriers grecs, espagnols, marocains et ceux opérant en mer de Ligurie. Les spécifications de contrôle de XSA sont disponibles dans le **tableau 8**.

- (c) Scénario potentiel n° 2 ; en postulant une M de Lorenzen sans rejets. Hormis le vecteur M modifié, toutes les autres données et spécifications étaient similaires au scénario potentiel n° 1.
- (d) Scénario potentiel n° 3 ; en postulant une M constante, avec des rejets. Semblable au scénario potentiel n°1, mais avec des rejets, estimé sur la base du SCRS/2020/028
- (e) Scénario potentiel n°4 ; M de Lorenzen, avec des rejets. Similaire au scénario potentiel n° 2, mais avec des rejets.

Le document SCRS/2020/077 comprenait des estimations détaillées du recrutement, de la biomasse, de la SSB et de la mortalité par pêche, ainsi que plusieurs diagrammes diagnostiques et analyses rétrospectives pour chaque scénario.

Il a été précisé que la XSA traite tous les indices fournis en nombres pour des âges donnés et qu'elle doit idéalement fournir des indices spécifiques à l'âge s'ils sont disponibles. En ce qui concerne les spécifications du modèle, il a été expliqué que les options de rétrécissement étaient préférables, car les essais préliminaires ont indiqué une meilleure performance du modèle.

Le Groupe a noté des différences mineures entre les scénarios utilisant la M constante ou la M de Lorenzen et a suggéré l'adoption de la M constante pour les scénarios finaux, c'est-à-dire les scénarios potentiels 1 et 3. Il a également été suggéré d'inclure l'indice d'abondance espagnol en nombre pour les scénarios finaux, au lieu de celui de la biomasse utilisé dans le document, bien qu'aucun changement majeur ne soit escompté compte tenu du schéma généralement similaire des deux indices.

4.1.2. a4a (« Évaluation pour tous »)

Le document SCRS/2020/078 présentait les résultats préliminaires de l'évaluation du stock au moyen d'un modèle statistique de prise par âge développé dans le cadre de l'initiative « Évaluation pour tous » (a4a) du Centre commun de recherche de la Commission européenne (Jardim et al., 2015). La méthode a4a utilise les données de prise par âge pour calculer des estimations de la taille historique de la population et de la mortalité par pêche et, contrairement à la méthode XSA, les paramètres du modèle sont estimés en avant dans le temps alors que les analyses ne nécessitent pas le postulat selon lequel les ponctions de la pêche sont connues sans erreur.

Les principaux paramètres du modèle des quatre scénarios sont les suivants:

- données sur la prise par âge depuis 1985
- utilisation des cinq CPUE (palangre grecque, marocaine, espagnole, ligurienne et sicilienne) considérées comme étant représentatives de la tranche d'âge 2-4 ans.
- groupe d'âge 5 ans et plus
- maturité : 15 %, 65 %, 100 % à 2, 3 et plus de 4 ans
- Les autres spécifications techniques des paramètres sont indiquées dans le **tableau 9**.

Les quatre scénarios étaient les suivants:

- 1 : M constante, sans rejets
- 2 : M de Lorenzen, sans rejets
- 3 : M constante, avec des rejets
- 4 : M de Lorenzen, avec des rejets

Le document présentait les ajustements aux indices, le recrutement estimé, la biomasse, la SSB et la mortalité par pêche, ainsi qu'une analyse rétrospective pour chaque scénario.

Les auteurs ont apporté plusieurs clarifications techniques aux questions posées par le Groupe. Il a été précisé que le modèle n'utilisait pas de relation stock-recrutement pour estimer le recrutement, que a4a est un calcul vers l'avant et que le modèle n'a pas besoin de postuler les conditions avant de lancer le modèle, comme dans le cas de Stock Synthesis. L'unité de tous les indices était la biomasse et a4a peut traiter correctement l'unité de l'indice dans le modèle.

Après les présentations et les discussions générales sur les scénarios du modèle, le Groupe a demandé que des analyses supplémentaires soient réalisées pour incorporer les palangriers de surface de la mer de Ligurie de 1991 à 2009 et a demandé que des points de référence lui soit fournis. Les auteurs ont fourni des résultats qui étaient cohérents avec les scénarios préliminaires.

4.1.3. Modèle de production état-espace de type bayésien JABBA

Le SCRS/2020/082 présentait les résultats préliminaires de l'évaluation du stock en appliquant le modèle de production état-espace de type bayésien JABBA (Winker et al., 2018) à l'ensemble de la série temporelle de capture disponible (1950-2018), y compris les rejets estimés, en ajustant quatre indices de CPUE (en poids) standardisés pour les flottilles palangrières grecques, marocaines, liguriennes et espagnoles.

Les auteurs ont décrit le développement de deux modèles potentiels, qui utilisent des postulats alternatifs concernant le taux de croissance intrinsèque (r) et la forme de la fonction de production. En ce qui concerne le modèle de référence, nous avons postulé une distribution a priori de r avec une moyenne de 0,47 et un CV de 0,49 ($\log.sd = 0,46$) qui a été dérivée d'une approche de modèle matriciel de Leslie utilisant des simulations Monte-Carlo, comme cela a été fait lors de la réunion d'évaluation des stocks d'espadon de 2014 (Anon., 2015) et mise à jour avec les paramètres biologiques actuels. Comme scénario alternatif, les auteurs ont récemment développé une distribution a priori de r avec un paramètre de forme associé d'une fonction de production de Pella-Tomlinson à partir d'un modèle structuré par âge en conditions d'équilibre (ASEM) avec des simulations Monte-Carlo (Winker, 2020). En ce qui concerne les deux postulats de M (M constante et M de Lorenzen), les distributions a priori de r générées séparément ont été combinées en une seule distribution a priori de r .

En conséquence, les deux modèles potentiels ont été spécifiés comme suit:

- (1) Modèle de référence : avec $\log(r) \sim N(\log(0,45), 0,46)$ et une valeur d'entrée fixe de BPME/K = 0,5 (Schaefer)
- (2) Modèle ASEM : avec $\log(r) \sim N(\log(0,206), 0,2)$ et une valeur d'entrée fixe de BPME/K = 0,38

Les deux modèles ont en commun le fait que l'épuisement initial de la biomasse en 1950, qui était considéré comme proche d'un état non exploité en postulant une distribution a priori lognormale ($\phi = B_{1950}/K$) avec une moyenne = 1 et un CV de 10%. Tous les paramètres de capturabilité ont été formulés comme des distributions a priori uniformes non informatives, tandis que les variances d'observation supplémentaires ont été estimées pour l'indice en postulant des distributions a priori gamma inverses afin de permettre de pondérer la variance interne du modèle. Au lieu de cela, l'erreur de processus logarithmique (By) de l'année y a été estimée « librement » par le modèle en utilisant une distribution gamma inverse non informative avec les deux paramètres d'échelle fixés à 0,001. Chaque modèle a été exécuté avec trois chaînes Monte-Carlo Markov (MCMC), comprenant chacune 30.000 itérations qui ont été échantillonnées avec une période de rodage de 5.000 pour chaque chaîne et un filtrage de cinq itérations. En conséquence, les distributions a posteriori marginales ont été représentées par un total de 15.000 itérations pour chaque modèle.

Pour évaluer les ajustements de la CPUE, les indices de CPUE prévus par le modèle ont été comparés aux CPUE observées et des tests du scénario ont été effectués sur les valeurs logarithmiques résiduelles pour chaque indice de CPUE afin d'évaluer quantitativement le caractère aléatoire des valeurs résiduelles et d'identifier éventuellement une spécification erronée du modèle. En outre, une analyse de type *jackknife* sur l'influence des indices de CPUE a également été effectuée. Pour vérifier l'absence de biais systématique dans les estimations de l'état des stocks, nous avons également effectué une analyse rétrospective pour chaque modèle, en retirant une année de données à la fois de manière séquentielle ($n = 5$), en réajustant le modèle et en comparant les quantités d'intérêt (c'est-à-dire la biomasse, la mortalité par pêche, B/BPME , F/FPME , B/B_0 et PME) au modèle de référence qui est ajusté aux séries temporelles complètes. Pour comparer le biais entre les modèles, on a calculé la statistique rho (ρ) de Mohn (1999).

En outre, les auteurs ont étudié la robustesse à différents niveaux de la sous-déclaration avant 1987 (c'est-à-dire la première année des données de capture qui ont été incluses dans le modèle XSA de 2016). Quatre scénarios de sensibilité ont été examinés en multipliant les premières captures de 1950 à 1986 par des facteurs de 1,2, 1,5, 2 et 3 (c'est-à-dire une sous-déclaration de 20 %, 50 %, 100 % et 200 %).

4.2. Nouvelles informations pour l'évaluation (données historiques)

En 2020, et suite aux recommandations des évaluations précédentes, les données d'entrée et les informations auxiliaires se sont considérablement améliorées pour l'évaluation actuelle du stock d'espadon de la Méditerranée. Le point 2 du présent rapport fournit des détails spécifiques sur chaque élément nouveau ou mis à jour en ce qui concerne les données d'entrée halieutiques et biologiques. En résumé, la série de captures 1950-2018 a été mise à jour et revue en profondeur en ajoutant les prises historiques pour la période 1972-1983, en réaffectant une partie importante des captures historiques (années 1970-1980) qui ont été déclarées sans spécification d'engin dans la

classification d'engin de pêche appropriée, et en incluant des estimations des rejets pour la pêche à la palangre des dernières années (2008-2018). En outre, les informations relatives à la taille et à la CAS ont été revues de manière approfondie et mises à jour pour la période 1972-1989, ce qui a permis de prolonger l'estimation de la CAA jusqu'en 1972. En outre, les recherches biologiques récentes sur l'espadon de la Méditerranée ont été intégrées et les paramètres biologiques d'entrée des modèles ont été mis à jour, ce qui a permis d'améliorer l'estimation et la robustesse d'importants paramètres des modèles d'évaluation tels que r .

Néanmoins, d'autres données et informations sont encore incertaines, notamment en ce qui concerne la détermination de l'âge des captures. Deux approches ont été utilisées pour estimer la CAA, mais elles reposent exclusivement sur un modèle de croissance et présentent de grandes différences dans les estimations de la CAA (SCRS/2020/076). Le manque d'échantillons dont l'âge a été déterminé ou de clés âge-taille a fortement limité la précision de l'estimation de la CAA, de plus les séries temporelles limitées (1985 - 2018) disponibles pour les modèles structurés par âge ont fortement limité la capacité des modèles à saisir pleinement la gamme historique de capture et de productivité de ce stock.

5. Résultats de l'état des stocks

5.1 Résultats

5.1.1 XSA (Extended Survivors Analysis)

Le Groupe a noté des différences mineures entre les scénarios utilisant le M constant ou de Lorenzen comme présenté dans le document SCRS/2020/077 (voir section 4) et a suggéré l'adoption du M constant pour les scénarios finaux, c'est-à-dire similaires aux scénarios candidats 1 et 3 du SCRS/2020/077. Il a également été suggéré d'inclure l'indice d'abondance espagnol en chiffres pour les scénarios finaux, au lieu de celui de la biomasse utilisé dans les scénarios préliminaires, bien qu'aucun changement majeur ne soit attendu étant donné le schéma généralement similaire des deux indices.

Conformément aux considérations ci-dessus, dans les deux scénarios finaux ("Base" et "Rejet") présentés dans le SCRS/P/2020/029, le M constant = 0,2 a été postulé et l'indice de la palangre espagnole a été exprimé en termes de chiffres. Les données de prise par âge couvraient la période 1985-2017 et quatre séries de CPUE standardisées allant jusqu'aux dernières années ont été utilisées : Palangriers grecs (SCRS/2020/021), palangriers marocains (SCRS/2020/026), palangriers espagnols (SCRS/2020/043) et palangriers liguriens (SCRS/2020/027). Les indices de CPUE standardisés n'ont pas été différenciés par âge et ont été considérés comme représentatifs des abondances des groupes d'âge 2-4 (**figure 7**). On a postulé que la capturabilité de la flottille était indépendante de la taille de la cohorte pour toutes les années terminales. En ce qui concerne la maturité, il a été supposé que 15% et 65% de la maturité avait lieu aux âges 2 et 3 respectivement. On considérait que la pleine maturité était atteinte à partir de l'âge 4. Les poids par âge ont été obtenus de l'analyse mixte et concordaient avec la CAA. La gamme de F ($\bar{f}$) a été fixée aux âges 2-4. Les détails concernant la configuration de l'objet de contrôle XSA sont présentés à l'**appendice 5**.

En ce qui concerne le scénario du cas de base, les estimations du recrutement, de la SSB, de la capture et de la mortalité par pêche sont présentées à la **figure 8**, tandis que les estimations du nombre de stocks et de F par âge par année sont fournies à l'**appendice 5**. Les résultats indiquent que le recrutement suit une tendance à la baisse, en particulier au cours de la dernière décennie, alors que les niveaux actuels de SSB sont d'environ 35% de ceux observés au début de la période. La mortalité par pêche des dernières années est légèrement inférieure à celle observée précédemment. La **figure 9** montre les estimations de XSA par série de CPUE, tandis que les analyses rétrospectives sont présentées à la **figure 10**. Hormis quelques divergences observées dans le recrutement, il n'y a pas de schéma particulier dans les diagrammes rétrospectifs. Divers diagrammes de diagnostic indiquant la qualité de l'ajustement des valeurs résiduelles de la CPUE sont présentés à l'**appendice 5**. Il s'agit (a) de diagrammes des valeurs résiduelles par rapport à des valeurs ajustées pour vérifier la variance, (b) de diagrammes de valeurs résiduelles par rapport à l'année pour vérifier les schémas systématiques qui pourraient indiquer un mauvais ajustement, (c) de diagrammes de régression de calibrage pour comparer les ajustements aux observations pour les âges 2, 3 et 4, respectivement, (d) de diagrammes vérifiant l'autocorrélation qui pourrait introduire un biais, (e) de diagrammes QQ visant à vérifier la log-normalité et (f) de la pondération relative pour chaque année terminale N_t par l'observation de la CPUE (XSA utilise une pondération de variance inverse, en ce sens que les séries de CPUE ayant de mauvais ajustements sont pondérées vers le bas dans l'ajustement).

Les résultats du scénario de rejets sont présentés à la **figure 11**, tandis que les estimations du nombre de stocks et de F par âge par année sont fournies à l'**appendice 5**. Les résultats indiquent que le recrutement suit une tendance à la baisse au cours de la dernière décennie, alors que les niveaux actuels de la SSB sont inférieurs de plus de la moitié à ceux observés au début de la période. La mortalité par pêche fluctue tout au long de la période examinée, mais sans tendance globale spécifique. La **figure 12** présente les estimations de XSA par série de CPUE, tandis que les analyses rétrospectives sont présentées à la **figure 13**. Tout comme pour le scénario du cas de base, il n'y a pas de schéma particulier dans les diagrammes rétrospectifs, à l'exception de quelques divergences observées dans le recrutement. Comme dans le cas du scénario du cas de base, une série de diagrammes de diagnostic est présentée à l'**appendice 5**.

La comparaison des résultats des deux scénarios est présentée à la **figure 14**. Les schémas généraux sont assez similaires, mais les estimations de recrutement et de mortalité pour les années les plus récentes sont plus élevées dans le cas du scénario de rejets.

5.1.2 Modèle statistique de prise par âge : Évaluation pour tous (Assessment for all a4a)

Le Groupe a examiné les résultats, fournis par le document SCRS/2020/078, des scénarios d'évaluations préliminaires utilisant le modèle statistique de prise par âge a4a. Quatre scénarios ont été présentés à titre préliminaire, un supposant une mortalité naturelle constante ($M = 0,2$), un postulant un vecteur de mortalité naturelle calculé à l'aide de la formulation de Lorenzen et deux scénarios avec les vecteurs de mortalité susmentionnés, y compris les rejets estimés obtenus du SCRS/2020/028. La structure de chaque modèle est restée la même pour tous les scénarios et peut être trouvée dans le SCRS/2020/078, un lissage a été ajouté à la capturabilité de la palangre de surface ligurienne. Des tests de diagnostic en termes de valeurs résiduelles ont été présentés et certains schémas problématiques de valeurs résiduelles du recrutement ont été observés dans tous les cas. Les diagrammes rétrospectifs n'ont montré aucun schéma dans la ponction, la SSB et la capture, bien qu'un léger schéma dans les années terminales soit apparu dans le recrutement.

Suivant la recommandation du Groupe et conformément aux scénarios XSA, les évaluations postulant une mortalité naturelle constante ont été jugées adéquates pour évaluer l'état du stock. Le Groupe a demandé deux scénarios finaux a4a, en tenant compte d'un indice de CPUE standardisé supplémentaire, celui des palangriers de surface liguriens, exprimé en biomasse.

Les scénarios finaux a4a, présentés dans le SCRS/P/2020/030, ont utilisé les données de la CAA de 1985 à 2018 comme les scénarios préliminaires. Cinq indices de biomasse de CPUE standardisés ont été considérés, à savoir les palangriers grecs (SCRS/2020/021), les palangriers marocains (SCRS/ 2020/026), les palangriers espagnols (SCRS/2020/043), les palangriers mésopélagiques liguriens (SCRS /2020/027), les palangriers siciliens (Tserpes *et al.* 2011) et les palangriers de surface liguriens historiques (Fulvio *et al.*, 2015), comme suggéré par le Groupe. Tous les indices ont été considérés comme représentatifs des âges 2 à 4. La **figure 15** illustre les indices de CPUE standardisés. Chaque modèle a été configuré de la même manière que lors des scénarios préliminaires et se trouve à l'**appendice 6**. Le groupe d'âge plus a été fixé à 5 ans, tandis que la fourchette de F a été fixée à 2-4 ans. Les résultats des deux différents scénarios sont présentés respectivement dans les **figures 16 et 17**.

Les résultats entre les scénarios ont été très proches, le recrutement estimé ces dernières années avec l'estimation du scénario de rejets était un peu plus élevé. En outre, l'incertitude entourant les estimations du recrutement est apparue élevée dans les deux cas. La trajectoire de la SSB a révélé une légère tendance à la baisse et, après le milieu des années 2000, a fluctué autour de 7.500 t. Des tests diagnostiques ont été effectués pour les valeurs résiduelles des indices standardisés de CPUE et la CAA et sont présentés à l'**appendice 6**. Un schéma négatif dans les valeurs résiduelles du recrutement est présent dans les deux scénarios, où il convient de noter que cela est probablement dû à l'absence d'un indice de calibrage pour l'âge 0. L'analyse rétrospective effectuée pour les deux cas n'a pas révélé de schéma particulier, sauf en ce qui concerne le recrutement, où quelques divergences ont été observées. L'analyse rétrospective de chaque scénario est présentée dans les **figures 18 et 19**. Des scénarios MCMC ont été effectués pour les deux scénarios finaux comme alternative à l'estimation de vraisemblance maximale (MLE) qui est utilisée comme procédure d'estimation par défaut dans l'évaluation. Les comparaisons des résultats entre les deux approches sont présentées dans la **figure 20**.

5.1.3 Modèle de production excédentaire bayésien (JABBA)

Le Groupe a examiné les résultats (SCRS/2020/082) obtenus avec le modèle de production excédentaire bayésien JABBA. Ce document présente des détails sur les diagnostics du modèle et les estimations de l'état des stocks pour deux scénarios préliminaires. Pour le modèle de "référence", on a utilisé une distribution a priori existante de r qui

a été dérivée d'une approche de modèle matriciel de Leslie avec des simulations de Monte-Carlo lors de la réunion d'évaluation du stock d'espadon méditerranéen de 2014 (Anon., 2015), alors que pour le modèle ASEM, un nouveau prior r a été obtenu d'un modèle en conditions d'équilibre structuré par âge (ASEM) avec des simulations de Monte-Carlo. Les résultats des distributions a priori de r et du paramètre de forme médian avec les valeurs B_{PME}/K correspondantes, sont également inclus pour comparaison, les distributions a priori de r générées à partir des deux postulats de M en un seul prior conjoint r sont présentés dans le **tableau 10** et la **figure 21**. Pour le modèle de "référence", le prior r était $\log(r) \sim N(\log(0,45), 0,46)$ avec une valeur d'entrée fixe de $B_{PME}/K = 0,5$ (type de modèle de Schaefer) et pour le modèle "ASEM" le prior r avec $\log(r) \sim N(\log(0,206), 0,2)$ et une valeur d'entrée fixe de $B_{PME}/K = 0,38$ (type de modèle de Pella-Tomlinson) (**figure 21**).

Les **figures 22** et **23** montrent les ajustements du modèle et les tests des scénarios effectués sur les valeurs résiduelles logarithmiques de chacun des quatre indices palangriers de la CPUE standardisée. Les deux modèles semblaient s'ajuster raisonnablement bien aux données de la CPUE, et les tests des scénarios effectués n'ont pas permis de rejeter l'hypothèse d'une distribution aléatoire des schémas résiduels pour les quatre indices. La qualité de l'ajustement était très similaire pour le modèle de "référence" (RMSE = 28,4% ; **figure 24**) et le modèle "ASEM" (RMSE = 28,7% ; **figure 24**). Les diagrammes de diagnostic des valeurs résiduelles de JABBA ont indiqué un conflit entre les valeurs résiduelles positives pour les ajustements de la CPUE palangrière espagnole et les valeurs résiduelles négatives pour les trois autres indices de la CPUE pour les deux dernières années 2017-2018 (**figure 24**). L'analyse des écarts d'erreur de processus montre une tendance négative au cours des dernières années (**figure 24**), qui pourrait s'expliquer en partie par l'association de la tendance à la baisse de l'abondance avec la diminution des débarquements au cours des dernières années.

Les distributions marginales a posteriori ainsi que les densités a priori pour les deux modèles sont présentées à la **figure 25**. Les médianes des distributions a posteriori marginales de r étaient de 0,414 et 0,188 pour les modèles de référence et ASEM, respectivement (**tableau 11**). La médiane estimée de la distribution a posteriori marginale de K était de 135.017 t pour le modèle de référence et de 194.523 t pour le modèle ASEM. Les estimations de la PME montrent des valeurs similaires entre les modèles (13.811 t pour le modèle de "référence" et 12.931 t pour le modèle ASEM, **tableau 11**). La médiane de la distribution a posteriori marginale de B_{PME} variait entre 67.509 t (modèle de référence) et 73.928 t (modèle ASEM), tandis que les estimations de la médiane de F_{PME} étaient légèrement plus élevées pour le modèle de référence (0,207) que pour le modèle ASEM (0,176) (**tableau 11**).

En général, les deux modèles ont montré des tendances similaires pour les médianes de B/B_{PME} et F/F_{PME} dans le temps, et la divergence des valeurs entre les modèles s'est réduite depuis les années 1990, avec une tendance globale à la baisse de la biomasse de 1970 à l'année la plus récente (**figure 26**). La trajectoire de F/F_{PME} a montré une tendance à la hausse progressive entre 1970 et le milieu des années 1980, une forte augmentation à la fin des années 1980 (environ 0,5 à 1,0 en quelques années), et une relative stabilité par la suite (**figure 26**). La biomasse estimée était en-dessous du niveau de la PME depuis le milieu des années 1990 pour le modèle de « référence » ($B_{2018}/B_{PME}=0,650$), alors qu'elle est tombée en-dessous du niveau de la PME depuis le milieu des années 2010 pour le modèle « ASEM » ($B_{2018}/B_{PME}=0,777$). Depuis la fin des années 1980, après la forte augmentation, la mortalité par pêche estimée a fluctué au-dessus du niveau de la PME pour le modèle de "référence" ($F_{2018}/F_{PME}=0,990$) et autour du niveau de la PME pour le modèle ASEM ($F_{2018}/F_{PME}=0,880$) (**tableau 11**).

Une analyse rétrospective sur cinq ans n'indique aucune preuve de schémas forts, la statistique rho de Mohn se situant dans la fourchette acceptable de -0,15 et 0,20 (**figures 27** et **28** ; **tableau 12**). Toutefois, le modèle de "référence" indiquait des schémas rétrospectifs légèrement plus forts en ce qui concerne les trajectoires de l'état des stocks B/B_{PME} , F/F_{PME} et B/B_0 pour les scénarios rétrospectifs de 2013 et 2014 (**figure 27**), ce qui pourrait également expliquer le biais rétrospectif nettement plus faible pour ces quantités dans le modèle "ASEM" (**figure 28**).

L'analyse de sensibilité Jackknife des indices de CPUE a montré que les CPUE palangrières grecques et espagnoles avaient une grande influence sur les trajectoires de l'état des stocks et la PME (**figures 29** et **30**). La suppression de l'indice palangrier grec a entraîné des trajectoires beaucoup plus optimistes de l'état des stocks, avec un niveau de biomasse bien au-dessus de B_{PME} . La suppression de l'indice palangrier espagnol entraînerait des trajectoires de stocks beaucoup plus pessimistes, estimant que le stock était surpêché depuis le milieu des années 1990. Le modèle "ASEM" était généralement légèrement moins sensible à l'analyse de l'indice Jackknife que le modèle de "référence".

La deuxième analyse de sensibilité a examiné la robustesse à divers niveaux de sous-déclaration avant 1987 en multipliant les premières captures de 1950 à 1986 par des facteurs de 1,2, 1,5, 2 et 3 (c'est-à-dire une sous-déclaration postulée de 20%, 50%, 100% et 200%, **figure 31**). La motivation de cette analyse de sensibilité était principalement liée aux résultats contradictoires de l'état des stocks entre JABBA et les modèles structurés par âge XSA et a4a. Pour ces scénarios de modèles de sensibilité, l'augmentation des séries temporelles de captures historiques a entraîné une hausse systématique des estimations de K et de la PME et la diminution de la biomasse du stock entre 1970 et la fin des années 1980 (**figures 32 et 33**). Ce n'est qu'en multipliant par trois (200%) les prises historiques que l'on parviendrait à réduire la biomasse du stock à des niveaux correspondant à environ 50% de B/B_{PME} d'ici 1990, ce qui serait à peu près similaire aux résultats du modèle d'évaluation XSA de 2016. Si cette prise historique (1950-1986) était correcte, cela signifierait que le stock d'espadon de la Méditerranée dépasse les prises historiques des stocks d'espadon de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud, ce que le Groupe a considéré comme peu probable pour cette période.

Toutefois, il est important de souligner que la réglementation sur la taille minimale par certaines CPC, les dérives technologiques associées aux changements des pratiques de pêche ciblant l'espadon de la Méditerranée, comme le reflètent les changements sur le marché et la consommation de cette espèce, pourraient potentiellement entraîner une sous-déclaration et une incertitude dans la première période des séries temporelles de capture. Par conséquent, tous ces facteurs combinés devraient être pris en compte pour mieux comprendre l'évolution des captures de ce stock.

La **figure 34** montre les diagrammes de phases de production excédentaire de JABBA pour les modèles de "référence" et "ASEM". En général, elle révélait des schémas similaires pour les deux modèles. Le pic des captures en 1982 a coïncidé avec le début d'une longue période de surpêche associée à un déclin continu de la biomasse du stock et a finalement conduit à un stock surpêché. De ce fait, les bidiagrammes de Kobe révèlent le schéma typique allant dans le sens inverse des aiguilles d'une montre, l'état du stock passant de sous-exploité, traversant une période de pêche non soutenable, jusqu'à la phase surexploitée (**figure 34**). Les distributions a posteriori résultantes de l'état des stocks pour 2018 qui résulteraient de chaque modèle auraient toutefois des implications quelque peu différentes pour les mesures de gestion. Le modèle "ASEM" est plus optimiste en ce qui concerne les niveaux de pêche actuels, F_{2018}/F_{PME} , avec une probabilité cumulative de plus de 60% (jaune + vert) que la mortalité par pêche actuelle est suffisamment faible pour faciliter le rétablissement des stocks. Le modèle de "référence", en revanche, suggère qu'il y a plus de 50% de chances que le stock reste surpêché et que la surpêche se poursuive (**figure 34**).

5.2 Résultats finaux et synthèse de l'état des stocks

Le Groupe a examiné deux scénarios XSA (M constant avec/sans rejets, SCRS/P/2020/029), deux scénarios a4a (M constant avec/sans rejets, SCRS/P/2020/030), et deux scénarios JABBA (modèles de référence et ASEM, SCRS/P/2020/028).

Une différence importante entre les deux modèles structurés par âge, XSA et a4a, et le modèle de production excédentaire JABBA était que toute la série de captures de 1950 à 2018 a été utilisée comme donnée d'entrée dans JABBA, alors que XSA et a4a n'ont pu être lancés qu'en 1985, omettant ainsi les informations sur les captures de la période 1950-1984. En ce qui concerne le modèle JABBA, le Groupe a discuté du postulat selon lequel la biomasse relative du stock était proche du niveau non exploité en 1950 (~ 99% de la capacité de charge). Le Groupe a convenu que des facteurs tels que le nombre limité et localisé de pêcheries à l'époque, leur caractère artisanal (les bateaux n'avaient même pas de moteur) et le ralentissement de l'activité de pêche dû à la Seconde Guerre mondiale, suggèrent que cette hypothèse est raisonnable et en accord avec les connaissances spécialisées de scientifiques connaissant bien les pêcheries d'espadon de la Méditerranée. Le Groupe a noté que cette première période est maintenant considérablement plus fiable grâce à un certain nombre de révisions de la tâche I qui ont conduit à l'amélioration des données de captures historiques (voir détails ci-dessous).

Le Groupe a spécifiquement discuté des différences dans l'état des stocks entre les modèles XSA (y compris les rejets) et JABBA en 1985 (c'est-à-dire la première année considérée dans XSA). Le scénario final de XSA incluant les rejets a estimé que la SSB en 1985 était de 54,1% de la SSB_{PME} et de 9,67% de la SSB_0 non pêchée, alors que les résultats conjoints des deux modèles JABBA ("référence" et "ASEM") ont estimé que les niveaux de stock étaient encore soutenables en 1985, avec $B/B_{PME} = 1,59$ et $B/B_0 = 0,70$ (**figure 35**). Le Groupe a ensuite examiné les séries temporelles de captures par rapport aux estimations de la PME par XSA ($PME = 16.300$ t) et par JABBA (PME conjointe = 13.325 t), qui ont montré que les captures sont toujours restées inférieures à la PME pendant la période 1950-1985 dans le cas des deux modèles (**figure 35**). Toutefois, la surpêche d'un stock précédemment sous-exploité ne peut théoriquement se produire que lorsque les captures commencent à dépasser les niveaux

correspondant à la PME (voir la zone ombrée en vert dans la **figure 35**), et même alors, la mortalité par pêche pourrait initialement rester en-dessous de F_{PME} jusqu'à ce que la biomasse soit réduite et se rapproche de B_{PME} (cf **figure 34** dans la section 5.1.3 du présent rapport). En outre, XSA a prédit que malgré les niveaux de stock très bas en 1985, la PME pourrait encore être dépassée au cours des quatre prochaines années (1986-1989), et appuie des captures au cours des deux prochaines décennies (1990 et 2000) supérieures à 80% de la PME malgré une biomasse de stock en baisse (**figure 35**).

Le Groupe a donc convenu qu'il est biologiquement improbable que le stock d'espadon de la Méditerranée ait pu être surexploité à des niveaux de biomasse faibles, de moins de 60% de la SSB_{PME} et de moins de 10% de la SSB_0 , comme l'estime le modèle XSA, étant donné que les prises totales n'ont jamais dépassé 14.000 t avant 1985. Les résultats présentés du modèle a4a étaient largement comparables aux résultats de XSA, et ont donc produit les mêmes conflits entre l'historique des captures et la faible biomasse initiale du stock en 1985. Au vu de tous les éléments, le Groupe a décidé de fournir l'avis scientifique pour le stock d'espadon de la Méditerranée sur la base des deux modèles JABBA ("référence" et "ASEM").

Toutefois, le Groupe a noté que les scénarios d'évaluation de JABBA ont montré un schéma systématiquement négatif dans la variation des erreurs de processus de la biomasse sur la période 2005-2016 (**figure 36**), qui a également été observé sous la forme d'une forte tendance négative dans les valeurs résiduelles du recrutement à la fois dans XSA et a4a. Les causes possibles pourraient être liées à des facteurs environnementaux, mais aussi à d'autres facteurs tels que la mortalité par pêche non comptabilisée des poissons sous-taille, les changements de sélectivité, ou une combinaison de ces facteurs. Indépendamment de la cause sous-jacente, tous les modèles indiquent que la productivité du stock a été inférieure à la moyenne au cours de la dernière décennie. Le Groupe a estimé que cela était particulièrement pertinent pour la projection de l'état futur des stocks sur la base d'une productivité moyenne des stocks à partir de 2019, ce qui correspond à la manière dont les projections sont actuellement mises en œuvre dans les trois plateformes de modélisation (JABBA, XSA et a4a). Le Groupe a noté qu'il existe des approches pour tenir compte de cette corrélation en série dans les écarts d'erreurs de processus et que cela est intrinsèquement associé à une incertitude accrue quant à l'avenir (Chang *et al.* sous presse; document de référence). Le Groupe a recommandé que cette approche et des approches comparables pour les modèles structurés par âge soient étudiées plus avant à l'avenir et a convenu que les projections actuelles pour l'espadon de la Méditerranée sont associées à un risque d'être trop optimistes et devraient donc être interprétées avec prudence.

Le Groupe a également discuté des différences qui en résultent dans les estimations des paramètres (points de référence) de l'évaluation actuelle des stocks de 2020 par rapport à la précédente évaluation de 2016 (Anon., 2017). Il a été noté que depuis l'évaluation de 2016, il y a eu plusieurs changements à la fois dans les opérations des pêcheries et dans les données disponibles en entrée des modèles d'évaluation, qui ont subi des révisions substantielles et l'intégration de nouvelles données pour l'évaluation de 2020. En bref, voici quelques-unes des nouvelles données liées à ces changements :

1. Une amélioration générale des informations disponibles pour le stock d'espadon de la Méditerranée, notamment :
 - a. Un examen complet des prises nominales de la tâche 1, avec l'inclusion des prises italiennes de GILL entre 1972 et 1983 (Figure 1 dans Anon., 2020, sous presse, dans le rapport SWO de mars) ;
 - b. Une augmentation significative des informations relatives à la distribution par taille des poissons, qui a permis d'obtenir une nouvelle estimation complète et révisée de la CAS.
2. Modification des modèles utilisés pour l'évaluation du stock :
 - a. Jusqu'en 2016, l'avis d'évaluation était basé sur une approche structurée par âge pour fournir l'avis de gestion. Toutefois, en raison du manque d'indices d'abondance pour la période antérieure (avant 1987), le début de cette entrée de modèle a été 1985, lorsque le stock était déjà fortement exploité, la plus grande prise historique ayant eu lieu en 1987. Par conséquent, le modèle ne pouvait être informé que par une tendance à la baisse et, compte tenu de l'incertitude importante quant à la détermination de l'âge des prises, le modèle n'a pas pu estimer correctement la productivité du stock (par exemple, le manque de contraste dans les données de capture).

- b. En 2020, cette évaluation a plutôt inclus un modèle de production excédentaire de type bayésien qui a commencé en 1950 et qui a pu utiliser toutes les informations de captures historiques disponibles ; en outre le modèle a utilisé des informations biologiques mises à jour pour construire de meilleures distributions a priori de paramètres plus cohérents avec la dynamique escomptée de la population d'espadon de la Méditerranée.

Les deux modèles de JABBA ont pris en compte différentes fonctions de production (modèle de type Schaefer et Pella-Tomlinson) et ont incorporé les informations biologiques les plus récentes dans les distributions a priori de r qui avaient été auparavant considérées. Le Groupe a convenu qu'il est souhaitable de combiner les résultats des deux modèles de production afin de mieux tenir compte des incertitudes structurelles des modèles. L'incertitude quant aux erreurs des résultats de l'ajustement du modèle est caractérisée par l'exécution de la distribution a posteriori de la Monte-Carlo Markov Chain (MCMC) de la biomasse et de la mortalité par pêche développée à partir de 30.000 itérations MCMC au total (trois chaînes MCMC de 5.000 itérations dans chaque modèle).

La trajectoire de la B/B_{PME} dans les distributions marginales a posteriori conjointes a montré un schéma relativement stable entre 1950 et 1970, suivi d'une forte diminution jusqu'au milieu des années 1990, jusqu'à un état de surpêche (**figure 37** et **tableau 13**). Depuis le début des années 2000, la biomasse relative est restée stable à des niveaux inférieurs à B_{PME} jusqu'en 2010 où elle a commencé à diminuer à nouveau. La biomasse en 2018 a été estimée à 0,72 par rapport à B_{PME} avec des intervalles de crédibilité (CI) de 95% : 0,38 - 1,28 (**tableau 14**). La trajectoire de F/F_{PME} a montré une tendance à la hausse depuis le début des séries temporelles au fur et à mesure du développement de la pêcherie, en traversant F_{PME} au milieu des années 1980. Depuis la fin des années 1980, après la forte augmentation, la mortalité par pêche estimée a fluctué autour du niveau correspondant à la PME ($F_{2018}/F_{PME}=0,929$) (**figure 37** et **tableau 13**).

Les médianes et le CI de 95% des distributions marginales conjointes a posteriori pour les points de référence sont indiqués dans le **tableau 14**. La médiane estimée de la distribution marginale a posteriori de B_0 était de 169.231 t (85.506-274.312 t), tandis que les estimations de la PME étaient de 13.325 t (10.899-17.346 t). La médiane de la distribution marginale a posteriori conjointe de B_{PME} variait entre 71.319 t et les estimations de la médiane de F_{PME} étaient de 0,186 (**tableau 13**).

Enfin, un diagramme de phase de Kobe est présenté pour fournir une inférence multi-modèle basée sur la combinaison des deux modèles JABBA (**figure 38**), qui prévoit avec une probabilité de 86,7% que la biomasse du stock reste en dessous des niveaux pouvant produire la PME en 2018, avec une probabilité de 41,1% que le stock soit surpêché et que la surpêche se poursuive (rouge) et une probabilité de 45,6% que le stock soit surpêché mais que la surpêche ne se produise pas (jaune). En résumé, la biomasse actuelle de l'espadon de la Méditerranée (B_{2018}) est restée en-dessous de B_{PME} , tandis que le taux actuel de mortalité par pêche est proche et/ou en-dessous du niveau soutenable (F_{PME}) qui permettrait de rétablir la biomasse à des niveaux qui soutiennent la PME à court et moyen terme.

6. Projections

Pour les projections futures, le Groupe a accepté d'utiliser une combinaison de résultats de projection des deux modèles de JABBA (« référence » et « ASEM ») pour produire les recommandations d'avis, y compris les matrices de stratégie de Kobe 2. L'incertitude est caractérisée sous la forme des distributions a posteriori de la Monte-Carlo Markov Chain (MCMC) de B/B_{PME} et F/F_{PME} , qui sont projetées stochastiquement vers l'avant sur la gamme des scénarios alternatifs de prises fixes dans le modèle JABBA en utilisant JAGS. Chaque modèle a été exécuté avec 15.000 itérations en utilisant trois chaînes MCMC de 5.000 chacune. Ainsi, les distributions a posteriori marginales conjointes des projections ont été construites avec 30.000 itérations MCMC au total. Conformément aux recommandations du Groupe, les projections ont été réalisées pour une gamme de scénarios de prises constantes, comprenant un scénario de référence de prise zéro et couvrant ensuite une gamme de 9.000 t à 15.000 t à des intervalles spécifiques et pour une période de 10 ans (2019-2028). Les projections n'ont pas été réalisées au-delà de 2028 en raison de l'incertitude du recrutement récent. Les captures pour 2019 et 2020 ont été fixées à 9.879 t et 9.583 t, ce qui correspond au TAC fixé pour 2019 et 2020, respectivement [Rec. 16-05, paragraphe 4].

Les projections de la biomasse (**figure 39**) montrent qu'avec des captures atteignant 10.000 t, le stock peut se rétablir jusqu'à atteindre la B_{PME} d'ici la fin de la période de projection (2028) avec une probabilité de 60% [Rec. 16-05, paragraphe 1]. Il faut noter qu'il y a un décalage d'un an entre la ponction des captures avec un effet instantané sur la mortalité par pêche et la réponse de la biomasse l'année suivante. Par conséquent, la mise en œuvre du TAC en 2020 affecte instantanément la F/F_{PME} en 2020, mais cela affecte l'estimation de la B/B_{PME}

l'année suivante. Étant donné que la biomasse de 2018 est estimée par le modèle conjoint comme étant en-dessous des niveaux de la biomasse soutenable ($B_{2018}/B_{PME} = 0,72$, voir **tableau 14** dans la section 5.2 du présent rapport) qui pourrait produire une *PME* estimée à 13.325 t (10.899 - 17.346), il faudrait que le total des captures soit inférieur à 8.000 t ou en-dessous de 10.000 t pour rétablir le stock à B_{PME} d'ici 2025 ou 2028, respectivement, avec une probabilité d'au moins 60% (**tableaux 15 et 17**).

Le taux d'exploitation actuel a été estimé à $F_{2018}/F_{PME} = 0,93$ pour 2018, ce qui indique que la mortalité par pêche actuelle en ciblant les pêcheries est en-dessous de la valeur de référence de F_{PME} . En conséquence, les projections de la mortalité par pêche (**figure 39**) montrent que des captures allant jusqu'à 9.000 ou 10.000 t entraîneraient des probabilités supérieures à 60% de ne pas s'attendre à une surpêche d'ici 2021 ou 2022, respectivement (**tableau 16**).

Toutefois, il est important de noter que les scénarios d'évaluation de JABBA ont montré un schéma systématiquement négatif dans la variation de l'erreur de processus de la biomasse (2005-2016), ce qui augmente l'incertitude de l'état actuel des stocks et des projections immédiates des stocks. Si la productivité des stocks devait rester inférieure à la moyenne, cela conduirait à des prévisions trop optimistes pour le proche avenir. Le Groupe recommande donc d'interpréter ces projections avec précaution.

7. Recommandations

7.1 Recommandations qui ont des implications financières

Plan de récupération des données

Le Groupe a constaté d'importantes améliorations dans les données historiques de la tâche I et II par rapport aux informations disponibles dans l'évaluation de 2016 (Anon., 2017). Toutefois, les données de CPUE disponibles pour la période antérieure sont encore limitées. C'est pourquoi les modèles d'évaluation des stocks ne peuvent pas tenir pleinement compte de la période de début des pêcheries. Ainsi, le Groupe a recommandé de réaliser une récupération des données historiques afin que l'historique complet de la pêche soit pris en considération dans les modèles d'évaluation des stocks. Un effort devrait tout particulièrement être consacré à la collecte d'informations disponibles provenant des principales pêcheries des premières années, en se concentrant sur les pêcheries ayant des données limitées. [Coûts estimés : 10.000€ ; Priorité : moyenne, étant donné que cela sera utilisé pour la prochaine évaluation (niveau de priorité à réviser)].

7.2 Recommandations ayant des implications financières

7.2.1 Recommandations sur la recherche et les statistiques

Pêcheries

- Le Groupe a noté que très peu d'études sur la sélectivité des palangres ont été réalisées dans le passé en Méditerranée ; en outre, elles étaient généralement limitées dans le temps et l'espace et se concentraient principalement sur l'évaluation des composantes des prises accessoires de la pêche d'espadon. Compte tenu des différences qui apparaissent en termes de composition des captures, de CPUE et de distribution par taille des prises d'espadon, entre les différents types de palangre, il est recommandé que les CPC réalisent des études de sélectivité afin d'identifier les pratiques (conception des engins, taille des hameçons et type d'appât) et les stratégies de pêche susceptibles de réduire les rejets d'espadons sous-taille.
- Même si la probabilité mensuelle de capturer des espadons sous-taille, ou le taux mensuel de rejet, a été examiné(e) dans quelques pêcheries ciblant l'espadon de la Méditerranée, il n'existe aucune estimation récente de la proportion mensuelle des recrues et des reproducteurs dans les prises d'espadon de la Méditerranée. Le Groupe a recommandé d'utiliser l'estimation mensuelle de la proportion des reproducteurs et des recrues dans les prises sur une échelle spatiale fine afin de faciliter les décisions de gestion en matière de restrictions spatio-temporelles.
- Le Groupe a convenu que les données des programmes d'observateurs nationaux sont essentielles à des fins d'évaluation et de gestion, car elles peuvent fournir des informations à fine résolution sur les prises sous-taille et les taux de rejet par pêche. En ce qui concerne le formulaire de déclaration ST09 pour les données du programme d'observateurs nationaux, le Groupe recommande : (a) d'inclure la palangre mésopélagique et la

palangre de type américain dans la liste de sélection des engins, (b) de mieux préciser la sélection de la gamme de profondeur pour les opérations de pêche, (c) de faire en sorte que tous les formulaires soient remplis sans exclusion [supprimer le terme « facultatif » du sous-formulaire C dans le ST09] et que ces données soient utilisées exclusivement à des fins scientifiques conformément à la Rec. 16-14.

- Le Groupe recommande que toutes les CPC de l'ICCAT révisent et remplacent les estimations provisoires des rejets morts adoptées ici, en utilisant les meilleures informations disponibles (échantillonnage au port, données des observateurs nationaux, etc.) au niveau national. À cette fin, chaque CPC devrait permettre à ses scientifiques nationaux d'avoir accès à toutes les informations pertinentes.
- Le Groupe a réitéré la recommandation formulée par le SCRS en 2019 d'obtenir des données de taille et des données biologiques pour mieux caractériser les rejets d'espadon de la Méditerranée :

Au SCRS et à la Commission de l'ICCAT pour permettre l'échantillonnage d'espadons sous-taille :
Actuellement, des tailles minimales sont établies pour l'espadon de l'Atlantique (Recs 17-02 et 17-03) et l'espadon de la Méditerranée (Rec. 16-05). Ces "tailles minimales" désignent soit la "prise et le débarquement", soit la "capture et la rétention à bord", en fonction de chaque recommandation ou paragraphe spécifique. Afin de permettre la collecte d'échantillons biologiques pendant les opérations de pêche commerciale sur l'espadon sous-taille (par exemple, vertèbres, tissus, organes de reproduction, estomacs), le SCRS recommande à la Commission d'envisager d'établir une nouvelle recommandation de l'ICCAT permettant de telles procédures. L'échantillonnage de l'espadon sous-taille ne se ferait que si :

1. Les spécimens sont morts à la remontée ;
2. Les échantillons sont prélevés par un observateur des pêcheries ; et
3. Les échantillons biologiques sont prélevés dans le cadre d'un projet de recherche notifié, entériné et s'inscrivant dans les priorités du Groupe d'espèces sur l'espadon et du SCRS.

Indicateurs d'abondance

- Compte tenu des différences évidentes entre les engins palangriers ciblant l'espadon de la Méditerranée (par exemple, la palangre de surface traditionnelle, la palangre de style américain et la palangre mésopélagique), le Groupe a recommandé que les CPC fournissent des données de capture et d'effort par catégorie d'engin, ainsi que des informations sur la proportion de leur flottille opérant dans chacune de ces catégories. Ces informations sont nécessaires pour estimer des indices d'abondance standardisés à partir des statistiques des pêcheries.
- Le Groupe recommande de tenir compte, dans les procédures de standardisation, des changements océanographiques importants qui se sont produits récemment en mer Méditerranée (par exemple, les changements océanographiques dans la Méditerranée orientale) et qui pourraient avoir eu un impact sur la disponibilité du stock pour certaines pêcheries, et/ou sur le succès du recrutement de la population.
- Le Groupe a noté que d'importants changements océanographiques pourraient affecter le succès du recrutement dans la population et la disponibilité du stock pour certaines pêcheries et recommande que le Sous-comité des écosystèmes identifie des indicateurs des pressions océanographiques et de l'état de l'abondance des larves d'espadon.
- Le Groupe recommande l'inclusion des rejets dans la standardisation des données de capture et d'effort car ils représentent une partie de la capture.
- Même si la CPUE par âge est la valeur d'entrée habituelle pour les analyses structurées par âge, le Groupe a reconnu que cette technique doit se baser sur un niveau d'échantillonnage accru, et pas seulement sur une simple substitution des données actuelles. Il est donc recommandé d'augmenter l'échantillonnage pour la détermination de l'âge, de manière à pouvoir élaborer des clés d'âge-longueur ou des prises par âge et des CPUE par âge. À cette fin, le Groupe a constaté qu'il était important de recueillir des données de taille et des pièces dures conjointement avec des données de prise et d'effort afin de fournir des CPUE significatives.

Évaluation

- Le Groupe s'est accordé sur l'importance croissante des rejets d'espadon de la Méditerranée par rapport au total des captures, et sur le fait qu'une partie de ces rejets est due à la taille minimale de capture de 100 cm LJFL [Rec. 16-05, paragraphes 15 et 16]. Le Groupe recommande, pour mieux inclure ces rejets dans les modèles d'évaluation, d'établir une déclaration plus complète des rejets d'espadon en mer, tant dans les pêcheries dirigées que dans les autres grandes pêcheries pélagiques de la Méditerranée. De même, il est recommandé d'explorer des modèles d'évaluation intégrée avec davantage d'options en matière de flottille, de sélectivité et d'environnement afin de mieux modéliser et évaluer l'impact des rejets, de l'environnement et/ou des modifications ou réglementations de la sélectivité sur la dynamique du stock et son état de rétablissement.
- Le Groupe a recommandé que la prochaine évaluation du stock d'espadon de la Méditerranée ne soit pas effectuée avant 2024 afin de donner plus de temps pour la collecte de données supplémentaires qui permettront d'évaluer les mesures de gestion adoptées par le biais de la Rec. 16-05 et les progrès réalisés dans le rétablissement du stock. Une réunion de préparation des données devrait être tenue suffisamment à l'avance afin d'analyser et de préparer les données à utiliser dans l'évaluation des stocks. Néanmoins, le Groupe devrait revoir en 2022 les indicateurs des pêcheries disponibles (captures, indices d'abondance, etc.) pour suivre la tendance de l'état des stocks. Si un changement survient entre temps dans les indicateurs de l'état des stocks, par exemple une baisse soudaine des prises nominales ou des tailles moyennes, l'évaluation des stocks devrait être réalisée avant 2024.

7.3 Recommandations en matière de gestion

- Au cours des 50 dernières années, la biomasse des stocks a affiché des tendances à la baisse, à commencer par la période autour de 1970-1990, lorsque la pêcherie était dans une phase de fort développement. Dans la période suivante, jusqu'en 2010 environ, les tendances à la baisse ont été plutôt modestes, accompagnées de fluctuations à petite échelle. Au cours de la période la plus récente, la biomasse des stocks a continué à diminuer. Comme prévu, la mortalité par pêche a suivi une tendance opposée avec des augmentations plus importantes au cours des années 1980. La biomasse actuelle des stocks est inférieure d'environ 30% à celle correspondant à la PME, tandis que la mortalité par pêche se situe autour de F_{PME} . Selon les objectifs de la Commission, le stock doit être rétabli et des scénarios pertinents ont été simulés en postulant différents niveaux de quotas. L'analyse a indiqué que la probabilité de rétablissement des stocks dans les cinq prochaines années (2025) est légèrement supérieure à 60% si un quota de 8.000 t est adopté. La probabilité augmente si l'on choisit des niveaux de quotas inférieurs. Comme il existe des incertitudes sur la productivité des stocks, ces estimations pourraient être trop optimistes et devraient être interprétées avec prudence.
- Le Groupe a noté que depuis l'établissement de tailles minimales de capture, notamment après la récente augmentation imposée par la Rec. 16-05, les niveaux de rejets d'espadons sous-taille augmentent au moins pour certaines pêcheries et sont en grande partie morts. Toutefois, les rejets ne sont pas déclarés pour toutes les flottilles. Bien qu'une tentative ait été faite pour estimer statistiquement les niveaux de rejets et les prendre en compte dans les modèles d'évaluation des stocks, le volume réel du total des rejets est inconnu en raison de cette sous-déclaration. Une telle sous-déclaration conduit à de fausses estimations du volume global des captures et, par conséquent, biaise les estimations de l'état des stocks et les projections de la taille future des stocks dans le cadre de différentes mesures de gestion.

8. Autres questions

8.1 Résumé exécutif

Le Groupe a également révisé et mis à jour le résumé exécutif consacré à l'espadon de la Méditerranée. Toutefois, la version finale comprenant les figures, les tableaux et des ajouts mineurs au texte relatifs à l'état du stock sera actualisée lors de la réunion du Groupe d'espèces en septembre.

9. Adoption du rapport et clôture

Le rapport a été adopté pendant la réunion. Le Président et le Secrétariat ont remercié tous les participants pour leurs efforts afin de travailler de manière efficace et efficiente tout au long de la réunion. La réunion a été levée.

Bibliographie

- Anon. 2015. Report of the 2014 ICCAT Mediterranean Swordfish Stock Assessment meeting (Heraklion, Greece, 21-25 July 2014). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 71 (5): 1870-1979
- Anon. 2017. Report of the Mediterranean Swordfish Stock Assessment session (Casablanca, Morocco, 11-16 July 2016). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 73 (3): 1005-1096
- Anon. 2020. *In press*. Report of the Swordfish Species Group intersessional meeting (Online, 16-19 March 2020): 41 p.
- Chang, Y.J., Winker, H., Sculley, M., Hsu, J., 2019. Evaluation of the status and risk of overexploitation of the Pacific billfish stocks considering non-stationary population processes. Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr. in press. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2019.104707>
- Jardim, E., Millar, C.P., Mosqueira, I., Scott, F., Osio, G.C., Ferretti, M., Alzorriz, N., Orio, A., 2015. What if stock assessment is as simple as a linear model? The a4a initiative. ICES J. Mar. Sci. 72, 232–236.
- Kell, L.T., Mosqueira, I., Grosjean, P., Fromentin, J., Garcia, D., Hillary, R., Jardim, E., Mardle, S., Pastoors, M.A., Poos, J.J., Scott, F., Scott, R.D., 2007. FLR : an open-source framework for the evaluation and development of management strategies. ICES J. Mar. Sci. 64, 640–646.
- Marisaldi, L., Basili, D., Candelma, M., Sesani, V., Pignalosa, P., Gioacchini, G., and Carnevali, O., 2020. The challenge to assign maturity stages: development of a histology-validated macroscopic criteria based on the GI. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 76(3): 304-314.
- Mohn, R., 1999. The retrospective problem in sequential population analysis: An investigation using cod fishery and simulated data. ICES J. Mar. Sci. 56, 473–488. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1999.0481>
- Winker, H., Carvalho, F., Kapur, M., 2018. JABBA: Just Another Bayesian Biomass Assessment. Fish. Res. 204, 275–288. <https://doi.org/http://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.03.01>
- Winker, H., Mourato, B., Chang, Y. 2020. Unifying parameterizations between age-structured and surplus production models: an application to Atlantic white marlin (*kajikia albida*) with simulation testing. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 76(4): 219-234.

INFORME DE LA REUNIÓN ICCAT DE 2020 DE EVALUACIÓN DEL STOCK DE PEZ ESPADA DEL MEDITERRÁNEO

(On line, 25 de mayo - 2 de junio de 2020)

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

La reunión se celebró on line debido a la epidemia de coronavirus (COVID-19), que ha afectado especialmente a Madrid, lo que obligó a la Secretaría de ICCAT a cerrar. Por tanto, se decidió establecer una reunión on line, del 25 de mayo al 2 de junio de 2020. El Dr. George Tserpes (UE-Grecia), relator del Grupo de especies de pez espada del Mediterráneo (“el Grupo”) y presidente de la reunión, inauguró la reunión y dio la bienvenida a los participantes. El Dr. Miguel Neves dos Santos (Secretario ejecutivo adjunto de ICCAT) dio la bienvenida a los participantes y agradeció los esfuerzos realizados por todos los participantes para asistir a esta reunión on line. Asimismo, dio las gracias al Dr. Henning Winkle por asistir a la reunión como experto invitado y compartir su experiencia con el Grupo.

La Secretaría proporcionó información sobre la forma de utilizar la plataforma on line para la reunión (Microsoft TEAMS). El presidente revisó el orden del día, que se adoptó con varios cambios (**Apéndice 1**).

La lista de participantes se incluye en el **Apéndice 2**. La lista de documentos y presentaciones de la reunión se adjunta como **Apéndice 3**. Los resúmenes de todos los documentos y presentaciones SCRS presentados a la reunión se adjuntan en el **Apéndice 4**. Los siguientes participantes actuaron como relatores:

Sección	Relatores
Puntos 1, 9	M. Neves dos Santos
Puntos 2.1, 2.2, 2.3	C. Palma, A. Kouadri-Krim
Punto 2.4	D. Macias
Puntos 2.5, 2.6	F. Garibaldi, A. di Natale
Punto 4	A. Kimoto, J. Urbina, M. Ortiz
Punto 5	G. Tserpes, D. Mantopoulou, B. Mourato, H. Winker, J. Ortiz de Urbina, A. Kimoto, M. Ortiz
Punto 6	G. Tserpes, D. Mantopoulou, B. Mourato, H. Winker, M. Ortiz, A. Kimoto
Punto 7	G. Tserpes, R. Coelho
Punto 8	G. Tserpes, M. Neves Santos

2. Resumen de los datos disponibles presentados de conformidad con los plazos para la reunión intersesiones del grupo de especies de pez espada

La gran mayoría de la información biológica y estadísticas de pesquerías del pez espada del Mediterráneo (SWO-M) utilizada en esta evaluación de stock fue revisada y actualizada durante la reunión intersesiones de 2020 del grupo de especies de pez espada del Mediterráneo (Anón. 2020 *in press*). Durante la reunión, se estableció un calendario para revisar y actualizar algunos conjuntos de datos pendientes con las estimaciones de las matrices de captura por talla (CAS) y captura por edad (CAA). En general, todos los plazos se cumplieron debidamente.

En esta sección se presentaron diversos documentos sobre estadísticas pesqueras (SCRS/2020/028, SCRS/2020/076) y sobre información biológica (SCRS/2020/043, SCRS/2020/058 y SCRS/2020/074).

2.1 Capturas

Después de la prohibición de las redes de enmalle en el Mediterráneo, más del 95 % de las capturas totales de pez espada del Mediterráneo están asociadas desde 2008 con pesquerías de palangre (LL). Ocho CPC (orden de importancia descendente: UE-Italia, UE-España, UE-Grecia, Marruecos, Túnez, Argelia, UE-Malta y Turquía) responden de la mayoría de estas capturas. En esta información, disponible en las capturas nominales oficiales de ICCAT de Tarea 1 (T1NC), falta casi en su totalidad (excepciones: UE-Grecia y UE-España en algunos años) el componente de la serie de captura de descartes de ejemplares muertos de peces espada de talla inferior a la regulada. La Secretaría recordó que las estimaciones de descartes tanto muertos como vivos son requisitos de datos obligatorios, que deben comunicarse en la T1NC.

El documento SCRS/2020/028 presentaba las estimaciones preliminares de los descartes muertos de palangre de peces de talla inferior a la regulada, obtenidos usando las frecuencias de talla de Tarea 2 (T2SZ) de tres flotas (UE-España, UE-Grecia y UE-Malta) que comunicaron en sus conjuntos de datos de T2SZ peces por debajo de la talla mínima regulada de ICCAT en los desembarques (90 cm en 2014, y actualizada a 100 cm en 2017). Para estas tres flotas no se hicieron estimaciones de descartes muertos, una vez que se asumió (la Secretaría debería pedir a cada CPC afectada una confirmación de esta situación) que los descartes de peces de talla inferior a la regulada estaban incluidos en las capturas de T1NC declaradas. Se hizo la estimación de los descartes de ejemplares muertos para las 5 flotas restantes de palangre (UE-Italia, Marruecos, Túnez, Argelia y Turquía), que no habían declarado en T2SZ peces por debajo de 100 cm desde 2010. Los descartes de ejemplares muertos estimados obtenidos representan en conjunto, de las capturas totales de palangre, aproximadamente del 12 % al 14% entre 2008 y 2017 y aumentaban al 24 % en 2017-2018, cuando la talla mínima actual se implementó.

El Grupo discutió estas estimaciones preliminares e indicó que las capturas de pez espada de talla inferior a la regulada dependen de la temporada de pesca y la selectividad del arte, características que deberían tenerse en cuenta en futuras mejoras de las estimaciones de descartes muertos. Se observó también que, desde 1999, algunas CPC habían experimentado una transición desde el palangre de superficie tradicional dirigido al pez espada (Ll-surf) hacia el llamado palangre estilo americano (LLAM) y el palangre mesopelágico (LLMESO). El Grupo ha recomendado varias veces a las CPC de ICCAT la necesidad de revisar las estadísticas declaradas (Tarea 1 y Tarea 2) teniendo en cuenta la discriminación del tipo de palangre a lo largo del tiempo. En los últimos dos años no se han realizado grandes progresos en este tema.

Las observaciones realizadas en los últimos diez años (2010-2019) en mar de Liguria por observadores a bordo de los palangreros italianos que usaban dos artes diferentes, palangre mesopelágico (LLMESO) y palangre estilo americano (LLAM), demuestran que las capturas de peces de talla inferior a la regulada dependen estrictamente del tipo de arte, la selectividad y la estacionalidad. El LLMESO se utiliza principalmente desde finales de mayo a principios de octubre, con una tasa de descarte de aproximadamente el 6,3 % en números y el 1,6 % en peso, e incluso si se usa en otoño, las capturas de peces de talla inferior a la regulada son extremadamente bajas. El LLAM se utiliza principalmente en el último trimestre del año. Combinando los efectos debidos al despliegue superficial, el uso de carnada ligera y la temporada, cuando los peces espada jóvenes están siendo plenamente reclutados para el arte, las capturas descartadas son mayores, ascendiendo hasta el 41,0 % en números y el 17,2 % en peso de las capturas totales de pez espada.

Por último, el Grupo adoptó las estimaciones preliminares de descartes muertos presentadas en el documento SCRS/2020/028 para su inclusión como «mejores estimaciones del SCRS» en la base de datos de T1NC. Sin embargo, el Grupo señaló que estas estimaciones deberían considerarse provisionales y ser adecuadamente reemplazadas en el futuro por las estimaciones de las propias CPC.

El Grupo señaló de nuevo que la información de los programas de observadores nacionales no está disponible para la mayoría de las CPC. El Grupo considera que esta información (desde 2019 oficialmente conocida como «programas de observadores internos» de las CPC de ICCAT, un requisito obligatorio que se comunica en el formulario ST09) es crucial para mejorar las estimaciones tanto de las capturas de pez espada de talla inferior a la regulada como de los descartes muertos/vivos. Sin embargo, el estado actual de los datos relacionados con el ST09 actualmente recopilados por la Secretaría (estructuras muy incompletas, heterogéneas y actualmente objeto de una revisión completa) no permite la utilización de estos datos en el contexto anterior. Los detalles de la hoja de ruta establecida para revisar completamente y utilizar este importante conjunto de datos se describen en el informe de la reunión intersesiones de 2020 del Grupo de especies de pez espada (Anón. 2020 *in press*).

Las capturas totales de T1NC (desembarques y descartes muertos), presentadas en la **Tabla 1** (el componente de descartes muertos incluido en T1NC se muestra en la **Figura 1**), son consideradas las mejores estimaciones científicas de las extracciones totales de pez espada del Mediterráneo para usar en la actual evaluación del stock.

2.2 Composiciones de tallas

Los datos de tallas (T2SZ) disponibles los declaran principalmente las CPC, pero incluyen también datos de los programas especiales de observadores de ICCAT, de iniciativas de muestreo de las CPC y de proyectos de recuperación de datos financiados por ICCAT. Durante años recientes, se ha recuperado y revisado una parte razonable de la información de T2SZ para incluir una resolución temporal-espacial superior. Todas las actualizaciones fueron analizadas en la reunión intersesiones del Grupo de especies de pez espada de 2020 (Anón. 2020, *in press*).

Recuperaciones importantes de T2SZ incluyen: (a) el proyecto de recuperación de datos de ICCAT (SCRS/2020/020), que recopiló operaciones de pesca altamente detalladas de tres flotas italianas (arpón, redes de enmalle y palangre) que operaban en el estrecho de Messina y el mar Tirreno meridional, con pesos individuales del pez espada capturado entre 1972 y 1989 y (b) la revisión completa de la T2SZ de la flota de palangre de superficie de UE-Grecia entre 2003 y 2017.

Toda la información disponible de T2SZ sobre pez espada del Mediterráneo se utilizó para estimar las matrices de captura por talla (CAS) y las matrices de captura por edad (CAA). La **Tabla 2** presenta el catálogo del SCRS para el pez espada del Mediterráneo para el periodo 1989-2018, mostrando los conjuntos de datos existentes de T2SZ (DSet=t2, celdas con “b”) utilizadas en las estimaciones de la CAS.

En relación con el pez espada de talla inferior a la regulada no declarado en los conjuntos de datos T2SZ presentados a ICCAT, el Grupo reiteró la necesidad de que cada CPC revise estos conjuntos de datos, en particular después de 2008, incluyendo el pez espada de talla inferior a la regulada disponible por tipo de arte.

2.3 Datos de captura por talla/edad

Las muestras de talla de Tarea 2 (T2SZ) y de captura por talla de Tarea 2 (T2CS) para el stock de pez espada del Mediterráneo han sido presentadas de forma regular por las principales flotas pesqueras en las dos últimas décadas. Ambos conjuntos de datos (T2SZ, T2CS) han sido usado en el pasado (Anón. 2017, Anón. 2015) para estimar las matrices totales de CAS y de CAA. Siguiendo las recomendaciones del plan de trabajo para el pez espada del Mediterráneo de 2019, la Secretaría hizo una actualización completa de las matrices de CAS y CAA para el periodo 1972-2018, incluyendo todas las revisiones realizadas tanto a T1NC como a T2SZ a lo largo de los cuatro últimos años. En el documento SCRS/2020/076 se presentan los detalles.

Matriz de CAS

En la **Tabla 3** se presenta la matriz final global de CAS obtenida. Como en estimaciones anteriores de la CAS del pez espada del Mediterráneo, se usó el mismo conjunto de normas de sustitución, como normas de sustitución para los datos que faltaban de T2SZ o T2CS. Sin embargo, dadas las grandes recuperaciones de T2SZ a lo largo de los últimos tres años, una gran parte de las extrapolaciones están cubiertas por T2SZ y T2CS. Esto puede observarse en la **Figura 2**, donde la mayoría de los años (excepto 1982 y 1983) tienen el total de capturas (T1NC) cubiertas por al menos el 50 % de los datos de talla correspondientes (T2CS o T2SZ). En las dos últimas décadas, las capturas de T1NC están generalmente cubiertas por aproximadamente el 70 % de los datos de talla correspondientes, estando el restante 30 % basado en sustituciones.

La **Figura 3** presenta las estimaciones del peso medio ponderado (kg) (por flota y arte) obtenido a partir de las nuevas estimaciones de CAS. Se incluyen con fines de comparación los pesos medios obtenidos a partir de la CAS de la evaluación del stock de pez espada de 2016 (Anón. 2017). En general, ambas series muestran tendencias a largo plazo similares, descendiendo desde aproximadamente 30 kg en los setenta hasta aproximadamente 25 kg a finales de los noventa, oscilando en aproximadamente 25 kg hasta 2010 y aumentando a 30-35 kg hasta 2018. Las últimas estimaciones de pesos medios muestran más coherencia (menos variación) entre años.

Matriz de CAA

Las CAS se convirtió a CAA usando dos enfoques. El primero, descompone la distribución por tallas global por año, asumiendo que representan la combinación de distribución por tallas de múltiples clases de edad, o una distribución mixta de la talla por edad (Kell y Kell, 2011). Este método, usado en la evaluación de stock de 2016, requiere distribuciones a priori para la media y la varianza para cada clase de edad, que fueron estimadas a partir del modelo actual de crecimiento de von Bertalanffy para el pez espada del Mediterráneo (Tserpes y Tsimenides, 1995). El segundo, es el tradicional método de separación de edades, que estima la edad de cada clase de talla usando la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy inversa.

Ambas estimaciones de CAA (**Tablas 4 y 5**, respectivamente) incluyen los descartes muertos estimados de las cuatro flotas de palangre, que asumían la misma distribución de CAS para las flotas que han declarado descartes (UE-España y UE-Grecia). La **Figura 4** muestra las proporciones de edad relativas de los dos enfoques de separación de edades utilizados (separación de edades y distribución mixta, respectivamente).

La CAA estimada por el enfoque mixto se utilizó en los modelos estructurados por edad (XSA y a4a), como decidió el Grupo.

2.4 Índices de abundancia

Durante la reunión, se presentó al Grupo un nuevo índice de abundancia. El documento SCRS/2020/043 presentaba las tasas de captura estandarizadas para la pesquería de palangre española en el Mediterráneo occidental para el periodo 1988-2018. Las tasas de captura de pez espada expresadas en número de peces y biomasa fueron analizadas mediante un enfoque de modelación lineal generalizado asumiendo una distribución de error binomial negativa y lognormal, respectivamente. Ambas series presentaban notables fluctuaciones anuales sin ninguna tendencia definida para el periodo que se estaba estudiando.

El Grupo preguntó acerca del uso de los datos procedentes solo del palangre de superficie o de ambos, las series del palangre de superficie y mesopelágico en la estandarización. El ponente respondió que en este documento se usaron ambas series. El Grupo señaló que, en la reunión anterior, el acuerdo general fue tratar ambas series (palangre de superficie y mesopelágico) juntas.

2.5 Biología

El documento SCRS/2020/058 presentaba una lista adicional de bibliografía anotada relacionada con autores italianos, incluida la visión general de todos los documentos. La lista completa incluye ahora cerca de 700 documentos y los contenidos pueden explorarse gracias a las anotaciones. Se discutió la oportunidad de transferir esta bibliografía anotada a una base de datos más avanzada con metadatos electrónicos que está actualmente en estudio. Se discutió también la posibilidad de tener enlaces directos a todos los documentos en pdf, pero esto implicaría una importante carga de trabajo y costes importantes, debido también a la dificultad que supone manipular también documentos históricos. En la discusión se señaló que una bibliografía anotada facilita también el marco para evitar cualquier duplicación inútil de los esfuerzos y estudios, y la Secretaría propuso recomendar a todos los científicos que proporcionen bibliografías anotadas similares para cada CPC.

El documento SCRS/2020/074 discutía la etapa 2 de la escala de madurez gonadal para el pez espada, un punto planteado por una presentación (SCRS/P/2020/005) realizada en la reunión intersesiones del Grupo de especies de pez espada previa (Anón. 2020, *in press*). El documento aclaraba que todas las escalas de madurez gonadal existentes, tanto macroscópicas como histológicas, establecen la etapa 2 como en desarrollo y nunca como madura, por lo tanto, los estudios previos usaban clasificaciones coherentes.

En la discusión se señalaron las diferencias entre la escala macroscópica y la escala histológica, destacando que en la etapa 2 también pueden hallarse grandes hembras adultas (maduras sexualmente), no solo durante el desarrollo gonadal inicial anual, sino también recuperándose de una actividad reproductiva previa. Se destacó que la etapa 2 de madurez macroscópica puede hallarse en juveniles inmaduros sexualmente (es decir, peces que están madurando por primera vez, que técnicamente podrían convertirse en sexualmente maduros a causa del desarrollo gonadal) y en adultos potencialmente sexualmente maduros (es decir, peces han desovado previamente). Se aclaró de nuevo que esto está relacionado con la clasificación correcta de la etapa 2 de acuerdo con la escala más aceptada y que esto es especialmente importante para el cálculo de L_{50} . Se ha planificado celebrar un taller, más adelante en 2020, en el marco del proyecto de muestreo biológico, con los objetivos principales de establecer conjuntos de referencia de histología y determinación de la edad.

El Grupo también debatió los aspectos reproductivos del pez espada en relación con el proceso de maduración y el porcentaje de hembras maduras a diferentes edades. Pueden existir diferencias entre las zonas del Mediterráneo y sería muy útil contar con muestreos representativos en todas las partes del Mediterráneo, siendo la del pez espada del Mediterráneo una población única panmíctica, pero evitando empezar desde el principio ya que muchos datos están disponibles ya en estudios anteriores. El pez espada puede alcanzar L_{50} con una talla menor en algunas zonas y particularmente en el mar de Levante, debido a las diferentes condiciones oceanográficas y a la estructura de tallas de la población local, y se indicó que, por las mismas razones, L_{50} parece mayor en el mar de Liguria. Se destacó también la necesidad de una estandarización de los métodos empleados para el cálculo de L_{50} .

Durante la reunión intersesiones, el Grupo acordó que la L_{50} adoptada en la última evaluación de stock y en la de 2016 (de la Serna *et al.*, 1995) era demasiado elevada (142,2 cm) y posiblemente no representativa de la situación real en toda la cuenca del Mediterráneo. El presidente propuso posibilidad de adoptar para esta evaluación del stock una progresión diferente para las hembras (0 madurez en la etapa 1, 15 % madurez en la etapa 2, 65 % madurez en la etapa 3 y 100 % madurez en la etapa 4). No se decidió adoptar el valor L_{50} de Marisaldi *et al.* 2020, indicando que estos documentos presentan varios problemas en los cálculos de L_{50} y, por tanto, deberían ser comprobados antes de considerarlos.

Considerando que este parámetro es crucial para la evaluación y que es particularmente importante al utilizar la separación de edades, se propuso profundizar en la materia en un taller futuro que se celebrará bajo el paraguas del proyecto ICCAT de pez espada en un futuro cercano.

2.6 Otros datos pertinentes

No se presentaron más documentos en este punto del orden del día, por lo que no era necesaria más discusión.

3. Índices de abundancia relativa: visión general de los índices a utilizar potencialmente basados en el resultado de la reunión intersesiones del Grupo de especies de pez espada

Durante la reunión intersesiones del Grupo de especies de pez espada, se discutieron varios de los índices de abundancia disponibles para el stock del Mediterráneo (véase la sección 7.2 en Anón. 2020). Puede consultarse información adicional en la sección 2.4 de este informe. Brevemente, el Grupo revisó tres índices de abundancia de las pesquerías de palangre griego, de palangre italiano de Liguria y de palangre marroquí dirigidas al pez espada. El Grupo decidió incluir el índice de palangre de UE-Grecia y Marruecos tal y como fue presentado, y recomendó revisiones para el índice italiano de Liguria, separando el índice para los artes de palangre mesopelágico y de superficie «estilo americano» ya que son muy diferentes en términos de esfuerzo pesquero y operaciones, y es improbable que el modelo de estandarización refleje estas diferencias. El Grupo acordó también un plan de trabajo intersesiones solicitando que otras CPC proporcionaran índices de abundancia con antelación a la reunión de evaluación para su consideración. El Grupo señaló también que los cambios en las tasas de descartes a lo largo de la serie temporal podrían haber afectado a las estimaciones de las tendencias globales para todos los índices.

El documento SCRS/2020/043 presentaba el índice estandarizado de la flota española de palangre dirigida al pez espada entre 1988 y 2018 que opera principalmente en la región occidental del Mediterráneo. El índice usaba información basada en mareas sobre las capturas y el esfuerzo pesquero recopilada por observadores e informes de pesca. El índice incluía factores como área, trimestre y sus interacciones. Se presentaron los diagnósticos, ajustes y resultados tanto en números como en índices de biomasa, el Grupo los consideró adecuados y recomendó utilizar el índice de biomasa ya que los diagnósticos indicaban un mejor ajuste en general.

Se preguntó si el índice consideraba factores que podrían haber afectado a la capturabilidad y si los datos incluían descartes. Los autores indicaron que no había otros factores disponibles para la estandarización y que parte de la información sobre captura y esfuerzo procedía del programa de observadores interno.

El documento SCRS/2020/027, que había sido presentado durante la reunión intersesiones del Grupo de especies de pez espada de marzo (Anón., 2020, *in press*), fue actualizado para esta reunión y se realizó una presentación con los resultados actualizados siguiendo las recomendaciones del Grupo. El índice del palangre mesopelágico entre 2010-2019 del mar de Liguria fue seleccionado como índice de abundancia para esta pesquería. El modelo incluía año, mes, tipo de carnada y tiempo de inmersión como predictores en el proceso de estandarización. Los resultados, tanto en números como en biomasa, indicaban una tendencia general decreciente en el índice desde 2010, alcanzando en 2018 su menor valor.

El autor destacó que las operaciones del palangre mesopelágico no son comparables con las del palangre de superficie, por ejemplo, el arte se deja varios días en el mar (hasta tres) a diferencia del palangre de superficie, donde la norma es una operación de un día. Utiliza diferente anzuelo y tipo de carnada (carnada natural y artificial) y opera en diferentes momentos del año (principalmente finales de mayo-principios de octubre) en comparación con la flota de palangre de superficie que utiliza el palangre estilo americano (octubre-diciembre). Además, los buques de palangre mesopelágico, más grandes, pueden calar varios palangres en una marea en el Mediterráneo, mientras intercalan el calado y la virada entre los artes calados.

Posteriormente, el Grupo revisó los índices estandarizados disponibles para el pez espada del Mediterráneo (**Tabla 6**) y actualizó la tabla de evaluación (**Tabla 7**). El Grupo acordó incluir los siguientes cuatro índices para los modelos de evaluación: a) índice de palangre griego (1987-2018), b) índice de palangre mesopelágico del mar de Liguria italiano (2010-2018), c) índice del palangre marroquí (2012-2018) y d) índice de palangre español (1988-2018). Tres de estos índices estaban disponibles tanto en números como en biomasa y el grupo recomendó utilizar los índices de biomasa para los modelos de producción excedente y, cuando fuera posible, los índices en números para los modelos estructurados por edad, aunque no estaban disponibles por clases de edad (**Figuras 5 y 6**). Finalmente, se consideraron índices históricos de abundancia utilizados en evaluaciones anteriores como el índice de redes de enmalle de Marruecos (1999-2011), el índice de palangre de Sicilia (1991-2009), el índice de redes de

enmalle de Sicilia (1990-2009) y el índice de palangre de superficie de Liguria (1990-2009). Se indicó que para el modelo XSA los índices históricos no eran relevantes, ya que el modelo requiere información del periodo más reciente. En general, el Grupo solo consideró utilizar el índice histórico del palangre de superficie de Liguria en el modelo a4a como caso de sensibilidad.

Se observó que las reglamentaciones de ordenación recientes (implementaciones de la talla mínima, Rec. 13-04 y Rec. 16-05) podrían haber afectado a la tendencia de los índices ya que probablemente los descartes en el mar no están siempre incluidos en la serie temporal de captura y esfuerzo. El Grupo recomendó que las CPC intensifiquen sus esfuerzos para recopilar información sobre descartes de pez espada de talla inferior a la regulada tanto en las pesquerías que se dirigen al pez espada como en otras pesquerías de palangre donde se ha comunicado la captura de pez espada juvenil, como las pesquerías de palangre de atún blanco y atún rojo. El Grupo recomendó también mejorar la recopilación de datos pesqueros para los diferentes tipos de flotas de palangre que operan en el Mediterráneo para reflejar las diferencias en la selectividad o la capturabilidad dentro de la estandarización de los datos de captura y esfuerzo.

4. Métodos y otros datos pertinentes para la evaluación basados en el resultado de la reunión intersesiones del Grupo de especies de pez espada

4.1 Modelos de evaluación y ensayos preliminares

El Grupo acordó aplicar dos modelos estructurados por edad (XSA y a4a) y un modelo de producción bayesiano de estado-espacio (JABBA). Esto era conforme a las decisiones tomadas en la reunión de preparación de datos de marzo de 2020 (Anón., 2020, *in press*). Considerando las limitaciones temporales y la naturaleza de la reunión (on line), no era viable aplicar enfoques adicionales como ASPIC o modelos particulares pobres en datos. Durante la reunión, se realizó un análisis provisional del modelo de solo captura basado en los resultados de JABBA.

El Grupo discutió de forma general el uso de los descartes estimados en los modelos de evaluación (véase la sección 2.3). En los ensayos preliminares (véase la sección 5), 2 modelos estructurados por edad demostraron los resultados con/sin los descartes estimados, mientras que JABBA solo proporcionó el escenario con los descartes. El Grupo consideró que la información sobre descartes actualmente disponible comunicada por las CPC, no refleja plenamente los peces espada de talla inferior a la regulada descartados muertos. Sin embargo, se indicó también que las CPC podrían revisar el enfoque actual (por ejemplo, en ciertas pesquerías mesopelágicas parecen existir menos descartes). Por el contrario, en la actual estimación de los descartes no se han considerado los descartes de pez espada de talla inferior a la regulada que podrían existir en diversas pesquerías de atún blanco o atún rojo. Por último, el Grupo acordó incluir los descartes estimados dentro de la serie temporal de captura total utilizada como dato de entrada en la actual evaluación.

4.1.1 XSA (Extended Survivors Analysis)

El documento SCRS/2020/077 proporcionaba las evaluaciones preliminares del stock de pez espada del Mediterráneo realizadas mediante el *Extended Survivors Analysis* (XSA) implementado en FLR (Kell *et al.*, 2007). El método había sido previamente utilizado para formular el asesoramiento para el stock de pez espada del Mediterráneo (ICCAT, 2015, 2017). Los datos disponibles de captura por talla (CAS) cubrían el periodo 1985-2018 y los datos de captura por edad (CAA) usados en las evaluaciones se generaron utilizando un enfoque estadístico. El análisis incluía cinco ensayos del modelo:

- (a) Ensayo de continuidad: con las mismas especificaciones y usando las series de CPUE de las mismas flotas utilizadas para calibrar la evaluación de 2016, es decir, mortalidad natural constante $M=0,2$ e índices de CPUE de palangre griegos, españoles y marroquíes. Las especificaciones de control del XSA están disponibles en la **Tabla 8**.
- (b) Ensayo candidato 1: asumiendo M constante, sin descartes y considerando todos los índices de calibración disponibles recientes, es decir, las CPUE estandarizadas escaladas de las pesquerías de palangre de UE-Grecia, UE-España, Marruecos y Liguria. Las especificaciones de control del XSA estaban disponibles en la Tabla 8.
- (c) Ensayo candidato 2: asumiendo M Lorenzen, sin descartes. Aparte del vector M modificado, todos los demás datos y especificaciones eran similares al ensayo candidato 1.
- (d) Ensayo candidato 3: asumiendo M constante, con descartes. Similar al ensayo candidato 1, pero incluyendo descartes, estimados a partir del SCRS/2020/028.
- (e) Ensayo candidato 4: asumiendo M Lorenzen, con descartes. Similar al ensayo candidato 2, pero incluyendo descartes.

El documento SCRS/2020/077 incluía estimaciones detalladas de reclutamiento, biomasa, SSB, y mortalidad por pesca, así como varios diagramas de diagnóstico y análisis retrospectivos para cada ensayo.

Se aclaró que XSA trata todos los índices facilitados como números para determinadas edades e, idealmente, es necesario proporcionar índices específicos de la edad si están disponibles. Respecto a las especificaciones del modelo, se explicó que eran preferibles las opciones de constricción, ya que los ensayos preliminares indicaban un mejor funcionamiento del modelo.

El Grupo observó pequeñas diferencias entre los ensayos que utilizaban M constante o M Lorenzen y sugirió la adopción de M constante para los ensayos finales, es decir, los ensayos candidatos 1 y 3. Se sugirió también incluir el índice de abundancia español en números para los ensayos finales, en lugar del de biomasa usado en el documento, aunque no se prevén grandes cambios dado el patrón generalmente similar de ambos índices.

4.1.2. a4a (*Assessment for All*)

El documento SCRS/2020/078 presentaba los resultados preliminares de la evaluación de stock usando un modelo estadístico de captura por edad: desarrollado en el marco de la iniciativa *Assessment for All* (a4a) del Centro de Investigación conjunta de la Comisión Europea (Jardim *et al.*, 2015). El método a4a utiliza datos de captura por edad para derivar estimaciones del tamaño histórico de la población y la mortalidad por pesca y, a diferencia de XSA, los parámetros del modelo son estimados hacia adelante en el tiempo, mientras que los análisis no requieren el supuesto de que las extracciones de la pesquería se conocen sin errores.

Las especificaciones clave del modelo en los cuatro ensayos son las siguientes:

- Datos de captura por edad desde 1985.
- Usa 5 CPUE (palangre de UE-Grecia, Marruecos, UE-España, Liguria y Sicilia) consideradas representativas del grupo de edad 2-4.
- Grupo edad 5 plus
- Madurez: 15 %, 65 %, 100 % en las edades 2, 3, y más de 4
- Otras especificaciones técnicas sobre parámetros se muestran en la **Tabla 9**.

Los cuatro ensayos eran:

- 1: M constante, sin descartes
- 2: M Lorenzen, sin descartes
- 3: M constante, con descartes
- 4: M Lorenzen, con descartes

El documento presentaba los ajustes a los índices, el reclutamiento estimado, la biomasa, la SSB y la mortalidad por pesca, así como análisis retrospectivos para cada ensayo.

Los autores realizaron varias aclaraciones técnicas en respuesta a las preguntas del Grupo. Se aclaró que el modelo no usaba una relación stock-reclutamiento para estimar el reclutamiento, a4a es un cálculo hacia adelante, y el modelo no necesita asumir las condiciones antes de que el modelo empiece, como el modelo Stock Synthesis. La unidad de todos los índices era la biomasa y el a4a puede tratar la unidad del índice correctamente en el modelo.

Después de las presentaciones y discusiones generales sobre los ensayos del modelo, el Grupo solicitó más análisis para incorporar los palangreros de superficie de Liguria entre 1991 y 2009 y que se facilitaran puntos de referencia. Los autores proporcionaron los resultados, que eran coherentes con los ensayos preliminares.

4.1.3 JABBA (*Modelo de producción estado-espacio bayesiano*)

El SCRS/2020/082 presentaba los resultados preliminares de la evaluación del stock aplicando el modelo de producción estado-espacio bayesiano, JABBA (Winker *et al.*, 2018), aplicado a toda la serie temporal de captura disponible (1950-2018), incluidos los descartes estimados, ajustando cuatro índices de CPUE de palangre estandarizados (en peso) para las flotas palangreras de UE-Grecia, Marruecos, Liguria y UE-España.

Los autores describieron el desarrollo de dos modelos candidatos, que usan supuestos alternativos acerca de la tasa de crecimiento intrínseco (r) y la forma de la función de producción. Para el modelo de referencia, asumimos una distribución a priori para r con una media de 0,47 y un CV de 0,49 ($\log.sd = 0,46$) que fue derivada a partir de un enfoque del modelo de matriz Leslie usando simulaciones Monte Carlo como se hizo durante la reunión de

evaluación de 2014 (Anón, 2015) y actualizada con parámetros biológicos actuales. Como escenario alternativo, los autores desarrollaron de nuevo la distribución a priori para r con un parámetro de forma asociado de una función de producción Pella Tomlinson a partir de un Modelo en equilibrio estructurado por edad (ASEM) con simulaciones Monte Carlo (Winker, 2020). Respecto a los dos supuestos de M (M constante y M Lorenzen), las distribuciones a priori para r generadas por separado se combinaron en una única distribución a priori para r conjunta.

Por consiguiente, los dos modelos candidatos se especificaron como:

- (1) Modelo de referencia: con $\log(r) \sim N(\log(0,45), 0,46)$ y un valor de entrada fijado de $B_{RMS}/K = 0,5$ (Schaefer)
- (2) Modelo ASEM: con $\log(r) \sim N(\log(0,206), 0,2)$ y un valor de entrada fijado de $B_{RMS}/K = 0,38$

Algo común a ambos modelos era la merma de la biomasa inicial en 1950, que se consideraba cercana a un estado sin pesca asumiendo una distribución a priori lognormal ($\varphi = B_{1950}/K$) con una media = 1 y un CV del 10 %. Todos los parámetros de capturabilidad fueron formulados como distribuciones a priori uniformes no informativas, mientras que las varianzas de la observación adicional fueron estimadas para el índice asumiendo distribuciones a priori gamma inversas para permitir la ponderación de la varianza interna del modelo. En su lugar, el error de proceso de $\log(B_y)$ en el año y fue estimado «libremente» por el modelo usando una distribución gamma inversa no informativa con ambos parámetros de escalación fijados en 0,001. Cada modelo se ejecutó con tres cadenas Monte Carlo Markov (MCMC), cada una con 30.000 iteraciones que fueron muestreadas con un periodo de entrenamiento de 5.000 para cada cadena y un filtrado de cinco iteraciones. Por consiguiente, las distribuciones a posteriori marginales se representaron mediante un total de 15.000 iteraciones para cada modelo.

Para evaluar los ajustes de la CPUE, los índices de CPUE predichos por el modelo se compararon con la CPUE observada y se realizaron pruebas de ensayos en los valores residuales logarítmicos para cada índice de CPUE para evaluar cuantitativamente la aleatoriedad de los valores residuales e identificar potencialmente la especificación errónea del modelo. Además, se realizó también un análisis Jackknife en la influencia de los índices de CPUE. Para comprobar el sesgo sistemático en las estimaciones del estado del stock, se realizó también un análisis retrospectivo para cada modelo, eliminando un año de datos cada vez secuencialmente ($n = 5$), reajustando el modelo y comparando cantidades de interés (es decir, biomasa, mortalidad por pesca, B/B_{RMS} , F/F_{RMS} , B/B_0 y RMS) con el modelo de referencia que está ajustado a toda la serie temporal. Para comparar el sesgo entre los modelos, se calculó la estadística rho (ρ) de Mohn (1999).

Además, los autores exploraron la robustez ante varios niveles de infradeclaración antes de 1987 (es decir, el primer año de datos de captura que fue incluido en el modelo XSA de 2016). Se examinaron cuatro ensayos de sensibilidad multiplicando las capturas tempranas desde 1950 a 1986 por factores de 1,2, 1,5, 2 y 3 (es decir, infradeclaración del 20 %, 50 %, 100 % y 200 %).

4.2 Nueva información para la evaluación (datos históricos)

En 2020, para esta evaluación del stock de pez espada del Mediterráneo y siguiendo las recomendaciones de evaluaciones anteriores, se han mejorado enormemente los datos de entrada y la información auxiliar. La sección 2 del informe proporciona detalles específicos sobre cada elemento nuevo o actualizado en relación con los datos de entrada biológicos y pesqueros. En breve, la serie de captura de 1950-2018 se ha actualizado y revisado exhaustivamente añadiendo capturas históricas para el periodo 1972-1983, reasignando una parte importante de capturas históricas (de los 70 y 80) que fueron declaradas sin especificación de arte a la clasificación adecuada de arte pesquero, e incluyendo estimaciones de los descartes para la pesquería de palangre para los últimos años (2008-2018). Además, la información sobre tallas y CAS ha sido exhaustivamente revisada y actualizada para el periodo 1972-1989, lo que hizo posible ampliar la estimación de la CAA hasta 1972. Asimismo, se ha incorporado la reciente investigación biológica sobre el pez espada del Mediterráneo y se han actualizado los parámetros biológicos de entrada para los modelos, mejorando la estimación y la robustez de importantes parámetros del modelo de evaluación como r .

No obstante, sigue existiendo incertidumbre en otros datos e información, particularmente en la determinación de la edad de la captura. Se utilizaron dos enfoques para estimar la CAA, pero dependen exclusivamente de un modelo de crecimiento y presentan grandes diferencias en las estimaciones de la CAA (SCRS/2020/076). La falta de muestras con la edad determinada o de claves edad-talla ha limitado en gran medida la precisión de la estimación de la CAA, además, la serie temporal limitada (1985-2018) disponible para los modelos estructurados por edad ha limitado mucho la capacidad de los modelos de capturar en su totalidad el rango histórico de la captura y la productividad de este stock.

5. Resultados del estado del stock

5.1 Resultados

5.1.1 XSA (Extended Survivors Analysis)

El Grupo observó diferencias menores entre los ensayos que utilizan M constante o Lorenzen, tal como se presentan en el documento SCRS/2020/077 (véase la sección 4) y sugirió la adopción de la M constante para los ensayos finales, es decir, similar a los ensayos candidatos 1 y 3 del documento SCRS/2020/077. También se sugirió que se incluyera el índice de abundancia de España en números para los ensayos finales, en lugar del de biomasa que se utilizó en los ensayos preliminares, aunque no se esperan grandes cambios dado el patrón generalmente similar de ambos índices.

De acuerdo con las consideraciones anteriores, en las dos series finales ("Base" y "Descarte") presentadas en SCRS/P/2020/029, se asumió una M constante =0,2 y el índice de palangre español se expresó en número. Los datos de captura por edad abarcaron el período comprendido entre 1985 y 2017 y se utilizaron cuatro series estandarizadas de CPUE que se extienden hasta los años más recientes: Palangreros griegos (SCRS 2020/021), palangreros marroquíes (SCRS 2020/026), palangreros españoles (SCRS 2020/043) y palangreros de Liguria (SCRS 2020/027). Los índices estandarizados de CPUE no se diferenciaron por edad y se consideraron representativos de las abundancias de los grupos de edad de 2 a 4 años (**Figura 7**). Se asumió que la capturabilidad de la flota era independiente del tamaño de la clase anual para todos los años terminales. En cuanto a la madurez, se asumió un 15 % y un 65 % de maduración en las edades 2 y 3, respectivamente. La plena madurez se consideró a partir de la edad 4. Los pesos por edad se derivaron del análisis mixto y fueron coherentes con la CAA. El rango de F ($\bar{f}$) se fijó en las edades de 2 a 4. Los detalles de la configuración del objeto de control XSA se muestran en el **Apéndice 5**.

En cuanto al ensayo del caso base, en la **Figura 8** se muestran las estimaciones de reclutamiento, de la SSB, de la captura y de la mortalidad por pesca, mientras que en el **Apéndice 5** se presentan las estimaciones de número del stock y de F por edad por año. Los resultados indican que el reclutamiento sigue una tendencia decreciente, en particular en la última década, mientras que los niveles actuales de SSB son aproximadamente el 35 % de los observados al comienzo del período. La mortalidad por pesca en los últimos años es ligeramente inferior a la observada anteriormente. En la **Figura 9** se muestran las estimaciones de XSA por series de CPUE, mientras que los análisis retrospectivos se muestran en la **Figura 10**. Aparte de algunas discrepancias observadas en el reclutamiento, no hay ningún patrón particular en los diagramas retrospectivos. En el **Apéndice 5** se muestran varios diagramas de diagnóstico que indican la bondad del ajuste de los valores residuales de la CPUE. Entre ellas figuran: a) diagramas de los valores residuales frente a los valores ajustados para comprobar la varianza, b) diagramas de los valores residuales frente al año para comprobar los patrones sistemáticos que pueden indicar un ajuste deficiente, c) diagramas de regresión de la calibración para comparar los ajustes con las observaciones de las edades 2, 3 y 4, respectivamente, d) diagramas que comprueban la autocorrelación que puede introducir un sesgo, e) diagramas QQ destinados a comprobar la normalidad logarítmica y f) la ponderación relativa de cada año terminal N mediante la observación de la CPUE (XSA utiliza una ponderación de la varianza inversa, en la que las series de CPUE con ajustes deficientes se ponderan a la baja en el ajuste).

Los resultados del ensayo de descartes se muestran en la **Figura 11**, mientras que en el **Apéndice 5** figuran estimaciones del número de stock y de la F por edad y por año. Los resultados indican que el reclutamiento sigue una tendencia decreciente en la última década, mientras que los niveles actuales de SSB son menos de la mitad de los observados al comienzo del período. La mortalidad por pesca fluctúa a lo largo del período examinado, pero sin ninguna tendencia general específica. En la **Figura 12** se muestran las estimaciones de XSA por series de CPUE, mientras que en la **Figura 13** se muestran los análisis retrospectivos. Al igual que en el ensayo del caso base, no hay ningún patrón particular en los diagramas retrospectivos, aparte de algunas discrepancias observadas en el reclutamiento. Como en el caso del ensayo del caso base, en el **Apéndice 5** se muestran una serie de diagramas de diagnóstico.

La comparación de los resultados de los dos ensayos se muestra en la **Figura 14**. Los patrones generales son bastante similares, pero las estimaciones de reclutamiento y mortalidad de los años más recientes son más elevadas en el caso del ensayo de descartes.

5.1.2 Modelo estadístico de captura por edad: Evaluación para todos (Assesment for all - a4a)

El Grupo revisó los resultados, proporcionados por el documento SCRS/2020/078, para los ensayos de evaluación preliminar utilizando el modelo estadístico de captura por edad a4a. Se presentaron cuatro ensayos como preliminares, uno asumiendo una mortalidad natural constante ($M = 0,2$), otro asumiendo un vector de mortalidad natural calculado utilizando la formulación de Lorenzen y dos ensayos con los vectores de mortalidad antes mencionados, que incluyen los descartes estimados obtenidos del SCRS/2020/028. Cada estructura del modelo se mantuvo igual en todos los ensayos y se pueden consultar en el documento SCRS/2020/078, se añadió un suavizador a la capturabilidad del palangre de superficie de Liguria. Se presentaron pruebas de diagnóstico en términos de valores residuales y en todos los casos se observaron algunos patrones problemáticos en los valores residuales del reclutamiento. Los diagramas de valores retrospectivos no mostraron ningún patrón en la extracción, la SSB y la captura, aunque se observó un ligero patrón en el reclutamiento en los años terminales.

Siguiendo la recomendación del Grupo y en consonancia con los ensayos XSA, las evaluaciones que asumen una mortalidad natural constante se consideraron adecuadas para evaluar el estado del stock. El Grupo pidió dos ensayos finales a4a, teniendo en cuenta un índice de CPUE estandarizado adicional, el de los palangreros de superficie de Liguria, expresado en biomasa.

Los ensayos finales a4a, presentados en el documento SCRS/P/2020/030 utilizaron los datos de CAA de 1985 a 2018 como ensayos preliminares. Se consideraron cinco índices de biomasa de CPUE estandarizada: los palangreros griegos (SCRS/2020/021), los palangreros marroquíes (SCRS/2020/026), los palangreros españoles (SCRS 2020/043), los palangreros mesopelágicos de Liguria (SCRS/2020/027), los palangreros sicilianos (Tserpes *et al.* 2011) y los palangreros de superficie históricos de Liguria (Fulvio *et al.*, 2015), tal como sugirió el Grupo. Todos los índices se consideraron representativos de las edades de 2 a 4. Los índices de CPUE estandarizados se muestran en la **Figura 15**. Cada modelo se configuró de la misma manera que en los ensayos preliminares y se puede consultar en el **Apéndice 6**. El grupo de edad plus se fijó en 5, mientras que el rango F se fijó en 2-4 años. Los resultados de los dos ensayos diferentes pueden consultarse en las **Figuras 16 y 17**, respectivamente.

Los resultados de los ensayos fueron muy parecidos, el reclutamiento estimado en los años recientes con una estimación del ensayo de descartes fue un poco más elevado. Además, la incertidumbre en torno a las estimaciones del reclutamiento parecía alta en ambos casos. La trayectoria de la SSB reveló una ligera tendencia a la baja y después de mediados de la década de 2000 fluctuó alrededor de 7.500 t. Se realizaron pruebas diagnósticas tanto para los valores residuales de los índices estandarizados de CPUE como para la CAA, que se presentan en el **Apéndice 6**. En ambos ensayos se observa un patrón negativo en los valores residuales de reclutamiento, donde cabe señalar que este se debió probablemente a la falta de un índice de calibrado para la edad 0. El análisis retrospectivo realizado para ambos casos no mostró ningún patrón particular, salvo en el caso del reclutamiento, en el que se observaron algunas discrepancias. En las **Figuras 18 y 19** se presenta un análisis retrospectivo de cada ensayo. Se realizaron ensayos de MCMC para los dos ensayos finales como alternativa a la estimación de máxima verosimilitud (MLE) que se está utilizando como procedimiento de estimación por defecto en la evaluación. En la **Figura 20** se presentan comparaciones de los resultados entre los dos enfoques.

5.1.3 Modelo de producción excedente bayesiano JABBA

El Grupo examinó los resultados obtenidos con JABBA, un modelo de producción excedente bayesiano (SCRS/2020/082). Este documento presenta detalles sobre los diagnósticos del modelo y las estimaciones del estado del stock para dos escenarios preliminares. Para el modelo «referencia» se utilizó una distribución previa existente para r que se derivó de un enfoque de modelo de matriz de Leslie con simulaciones de Monte-Carlo durante la reunión de evaluación de stock de pez espada del Mediterráneo de 2014 (Anón., 2015), mientras que para el modelo 'ASEM' se derivó una nueva distribución previa para r a partir de un modelo de equilibrio estructurado por edad (ASEM) con simulaciones de Monte-Carlo. Los resultados para las distribuciones previas de r y el parámetro de forma de mediana con los correspondientes valores de B_{RMS}/K , se incluyen también a efectos de comparación. Las distribuciones previas de r generadas a partir de los dos supuestos M en una única distribución previa de r se muestran en la **Tabla 10 y la Figura 21**. Para el modelo 'referencia' la distribución previa de r era $\log(r) \sim N(\log(0,45), 0,46)$ con un valor de entrada fijo de $B_{RMS}/K = 0,5$ (tipo de modelo Schaefer) y para el modelo 'ASEM' la distribución previa de r con $\log(r) \sim N(\log(0,206), 0,2)$ y un valor de entrada fijo de $B_{RMS}/K = 0,38$ (tipo de modelo Pella-Tomlinson) (**Figura 21**).

En las **Figuras 22 y 23** se muestran los ajustes del modelo y las pruebas de ensayo realizadas en valores residuales logarítmicos de cada uno de los cuatro índices CPUE LL estandarizados. Ambos modelos parecían ajustarse razonablemente bien a los datos de la CPUE, y las pruebas de ensayos no mostraron evidencias que rechazaran la hipótesis de los patrones de valores residuales distribuidos aleatoriamente para los cuatro índices. La bondad de ajuste fue muy similar para el modelo "referencia" (RMSE = 28,4 %; **Figura 24**) y el modelo "ASEM" (RMSE = 28,7 %; **Figura 24**). Los diagramas de diagnóstico de valores residuales de JABBA indicaron un conflicto entre los valores residuales positivos para los ajustes de la CPUE de palangre española y los valores residuales negativos para los otros tres índices de CPUE para los últimos dos años, 2017-2018 (**Figura 24**). El análisis de las desviaciones del error de proceso muestra una tendencia negativa en los años más recientes (**Figura 24**), que podría explicarse en parte por la asociación de la tendencia decreciente de la abundancia con la disminución de los desembarques en los últimos años.

Las distribuciones posteriores marginales junto con las densidades previas para ambos modelos se muestran en la **Figura 25**. Las medianas de las distribuciones posteriores marginales para r fueron de 0,414 y 0,188 para los modelos 'referencia' y 'ASEM', respectivamente (**Tabla 11**). La mediana estimada de la distribución posterior marginal para K fue de 135.017 t para el modelo de 'referencia' y 194.523 t para el modelo 'ASEM'. Las estimaciones de RMS mostraron valores similares en los modelos (13.811 t para el modelo de 'Referencia' y 12.931 t para el modelo 'ASEM', **Tabla 11**). La mediana de la distribución posterior marginal para B_{RMS} osciló entre 67.509 t (modelo de 'referencia') y 73.928 t (modelo 'ASEM'), mientras que las estimaciones de la mediana de F_{RMS} fueron ligeramente más altas para el modelo 'referencia' (0,207) que para el modelo 'ASEM' (0,176) (**Tabla 11**).

En general, ambos modelos mostraron tendencias similares para las medianas de B/B_{RMS} y F/F_{RMS} a lo largo del tiempo, y la discrepancia de valores entre los modelos se redujo desde la década de 1990, con una tendencia general decreciente de la biomasa desde 1970 hasta el año más reciente (**Figura 26**). La trayectoria de F/F_{RMS} mostró una tendencia creciente gradual entre 1970 y mediados de la década de 1980, un fuerte aumento a finales de la década de 1980 (alrededor de 0,5 a 1,0 en unos pocos años), y posteriormente una estabilidad relativa (**Figura 26**). La biomasa estimada se situó por debajo del nivel de RMS desde mediados de los años noventa para el modelo 'referencia' ($B_{2018}/B_{RMS}=0,650$), mientras que ha disminuido por debajo del nivel de RMS desde mediados de la década de 2010 para el modelo 'ASEM' ($B_{2018}/B_{RMS}=0,777$). Desde finales de los años ochenta, después del marcado aumento, la mortalidad por pesca estimada ha fluctuado en un nivel superior al RMS para el modelo 'referencia' ($F_{2018}/F_{RMS}=0,990$) y en un nivel cercano al RMS para el modelo 'ASEM' ($F_{2018}/F_{RMS}=0,880$) (**Tabla 11**).

Un análisis retrospectivo de cinco años indica que no hay evidencia de patrones fuertes con la estadística rho de Mohn dentro del rango aceptable de -0,15 y 0,20 (**Figuras 27 y 28; Tabla 12**). Sin embargo, el modelo 'referencia' indicó patrones retrospectivos ligeramente más fuertes con respecto a las trayectorias del estado del stock B/B_{RMS} , F/F_{RMS} y B/B_0 para los ensayos retrospectivos hasta 2013 y 2014 (**Figura 27**), lo que también puede explicar el sesgo retrospectivo notablemente más pequeño para estas cantidades en el modelo 'ASEM' (**Figura 28**).

El análisis de sensibilidad jackknife de los índices de CPUE mostró que las CPUE palangreras griega y la española tenían gran influencia en las trayectorias del estado del stock y el RMS (**Figuras 29 y 30**). La eliminación del índice de palangre griego tuvo como resultado trayectorias mucho más optimistas del estado del stock, con un nivel de biomasa muy por encima de B_{RMS} . La eliminación del índice de palangre español tuvo como resultado unas trayectorias del stock considerablemente más pesimistas, estimando que el stock estaba sobrepecado desde mediados de la década de 1990. El modelo "ASEM" fue en general un poco menos sensible al análisis del índice jackknife que el modelo de "Referencia".

El segundo análisis de sensibilidad exploró la solidez a varios niveles de la infradeclaración antes de 1987 multiplicando las capturas tempranas de 1950 a 1986 por factores de 1,2, 1,5, 2 y 3, (es decir, suponiendo una infradeclaración del 20 %, 50 %, 100 % y 200 %, **Figura 31**). La motivación de este análisis de sensibilidad estaba relacionada principalmente con los resultados conflictivos del estado del stock entre los modelos JABBA, y los modelos estructurados por edad XSA y a4a. Para estos ensayos del modelo de sensibilidad, el aumento de la serie temporal de captura histórica dio lugar a un aumento sistemático de las estimaciones de K y RMS y a la disminución de la biomasa del stock entre 1970 y finales de la década de 1980 (**Figuras 32 y 33**). Sólo multiplicando la captura histórica por tres (200%) se produciría una disminución de la biomasa del stock a niveles cercanos al 50 % de B/B_{RMS} desde ahora hasta 1990, lo que sería aproximadamente similar a los resultados del modelo de evaluación XSA de 2016. Si esta captura histórica (1950-1986) fuera correcta, implicaría que el stock de pez espada del Mediterráneo supera las capturas históricas de los stocks de pez espada tanto del Atlántico norte como del Atlántico sur, algo que el Grupo consideró poco probable para ese período.

Sin embargo, es importante señalar que las reglamentaciones sobre talla mínima de algunas CPC, las mejoras tecnológicas graduales asociadas con los cambios en las prácticas pesqueras dirigidas al pez espada del Mediterráneo, tal y como se refleja en los cambios en el mercado y el consumo de esta especie, podrían ser la causa de la infradeclaración y la incertidumbre en el período inicial de la serie temporal de las capturas. Por lo tanto, se deben considerar todos estos factores combinados para comprender mejor la evolución de la captura para este stock.

Los diagramas de fase de producción de excedente de JABBA para los modelos 'referencia' y 'ASEM' se muestran en la **Figura 34**. En general, revelaron patrones similares para ambos modelos. El pico de las capturas en 1982 coincidió con el inicio de un prolongado período de sobrepesca asociado con las continuas disminuciones de la biomasa del stock y finalmente condujo a un stock sobrepescado. En consecuencia, el bi-diagrama de Kobe revelaba un clásico patrón de movimiento en dirección contraria a las manecillas del reloj; el stock pasó de subexplotado, a atravesar un período de pesca no sostenible y llegar a la fase de sobreexplotación (**Figura 34**). Sin embargo, los resultados del estado del stock posteriores a 2018 de cada modelo tendrían consecuencias algo diferentes para las medidas de ordenación. El modelo 'ASEM' es más optimista con respecto a los niveles actuales de pesca, F_{2018}/F_{RMS} , con una probabilidad acumulada de más del 60 % (amarillo + verde) de que la mortalidad por pesca actual sea lo suficientemente baja como para facilitar la recuperación del stock. El modelo "referencia", por el contrario, sugiere que hay una probabilidad de más del 50 % de que el stock permanezca sobrepescado y que se siga produciendo sobrepesca (**Figura 34**).

5.2 Resultados finales y síntesis del estado del stock

El Grupo revisó dos ensayos XSA (M constante con/sin descartes, SCRS/P/2020/029), dos ensayos a4a (M constante con/sin descartes, SCRS/P/2020/030) y dos ensayos JABBA (modelos de referencia y ASEM, SCRS/P/2020/028).

Una diferencia importante entre los dos modelos estructurados por edad, XSA y a4a, y el modelo de producción excedente JABBA consistía en que toda la serie de capturas de 1950 a 2018 se utilizó como entrada en JABBA, mientras que tanto XSA como a4a sólo podían iniciarse en 1985, con lo que se omitía la información sobre capturas para el período 1950-1984. En lo que respecta al modelo JABBA, el Grupo debatió el supuesto de que la biomasa relativa del stock estaba cerca del nivel de no pesca en 1950 (~ 99 % de la capacidad de carga). El Grupo convino en que factores como el número limitado y localizado de pesquerías en ese momento, su carácter artesanal (los barcos ni siquiera tenían un motor) y la ralentización de la actividad pesquera debido a la Segunda Guerra Mundial, sugerirían que esta hipótesis es razonable y está de acuerdo con los conocimientos especializados de los científicos que están bien familiarizados con las pesquerías de pez espada del Mediterráneo. El Grupo observó que este período inicial es ahora considerablemente más fiable debido a una serie de revisiones de la Tarea I que conducen a la mejora de los datos históricos de captura (véanse los detalles más adelante).

El Grupo examinó específicamente las diferencias en el estado del stock entre los modelos XSA (incluidos los descartes) y JABBA en 1985 (es decir, el primer año considerado en XSA). El ensayo final de XSA, incluidos los descartes, estimó que la SSB en 1985 se situaba en un 54,1 % de la SSB_{RMS} y en un 9,67 % de SSB_0 no pescada, mientras que los resultados conjuntos de los dos modelos JABBA ('referencia' y 'ASEM') estimaron que los niveles de stock eran todavía sostenibles en 1985, con $B/B_{RMS} = 1,59$ y $B/B_0 = 0,70$ (**Figura 35**). A continuación, el Grupo examinó la serie temporal de las capturas en relación con las estimaciones de RMS de XSA ($RMS = 16.300$ t) y JABBA (RMS conjunto = 13.325 t), que mostraba que las capturas se mantuvieron en todo momento por debajo del RMS para el período 1950-1985 en el caso de ambos modelos (**Figura 35**). Sin embargo, la sobrepesca de un stock previamente subexplotado sólo puede ocurrir, en teoría, una vez que las capturas empiezan a superar los niveles de RMS (véase la zona sombreada en verde en la **Figura 35**), e incluso entonces, la mortalidad por pesca puede permanecer inicialmente por debajo de RMS hasta que la biomasa se reduce y se aproxima a B_{RMS} (véase la **Figura 34** en la sección 5.1.3 del presente informe). Además, XSA predijo que, a pesar de los niveles muy bajos del stock en 1985, el RMS todavía podría superarse en los cuatro años siguientes, de 1986 a 1989, y sostener capturas en las dos décadas siguientes (décadas de 1990 y 2000) por encima del 80 % del RMS a pesar de la disminución de la biomasa del stock (**Figura 35**).

Por consiguiente, el Grupo convino en que no era biológicamente plausible que el stock de pez espada del Mediterráneo pudiera haber sido objeto de sobrepesca hasta niveles bajos de biomasa de menos del 60 % de la SSB_{RMS} y menos del 10 % de SSB_0 , según la estimación del modelo XSA, teniendo en cuenta que las capturas totales nunca habían superado las 14.000 t antes de 1985. Los resultados del modelo a4a presentados fueron ampliamente comparables con los resultados de XSA, y por lo tanto produjeron los mismos conflictos entre el historial de capturas y la baja biomasa inicial de stock en 1985. Teniendo en cuenta todas las pruebas, el Grupo decidió proporcionar el asesoramiento científico para el stock de pez espada del Mediterráneo basándose en ambos modelos de JABBA ("referencia" y "ASEM").

Sin embargo, el Grupo observó que los ensayos de evaluación de JABBA mostraban un patrón sistemáticamente negativo en la variación del error del proceso de la biomasa durante el período 2005-2016 (**Figura 36**), que también se observó en forma de una fuerte tendencia negativa en los valores residuales del reclutamiento tanto en XSA como en a4a. Las posibles causas pueden estar vinculadas a factores ambientales, pero también pueden estar relacionadas con otros factores como la mortalidad por pesca no contabilizada de peces de talla inferior a la regulada, los cambios en la selectividad o una combinación de ambos. Al margen de la causa subyacente, todos los modelos indican que la productividad del stock se ha situado por debajo de la media en la última década. El Grupo debatió que esto es de particular importancia al proyectar el estado futuro del stock basándose en una productividad media del stock de 2019 en adelante, que es como se aplican actualmente las proyecciones en las tres plataformas de modelación (JABBA, XSA y a4a). El Grupo observó que existen enfoques para dar cuenta de esa correlación en serie en las desviaciones de errores de proceso y que ello está intrínsecamente asociado a una mayor incertidumbre sobre el futuro (Chang *et al.*, *in press*; documento de contexto). El Grupo recomendó que en el futuro se siguiera estudiando este enfoque y otros comparables para los modelos estructurados por edad, y convino en que las actuales proyecciones para el pez espada del Mediterráneo se asocian con el riesgo de ser demasiado optimistas y, por lo tanto, deben interpretarse con cautela.

El Grupo también examinó las diferencias resultantes en las estimaciones de niveles de referencia (puntos de referencia) de la actual evaluación de stock en 2020 con respecto a la anterior en 2016 (Anón. 2017). Se señaló que desde la evaluación de 2016 se han producido varios cambios tanto en las operaciones de pesca como en los datos disponibles como en las entradas de los modelos de evaluación, que han sido objeto de revisiones sustanciales y la integración de nuevos datos para la evaluación de 2020. Resumiendo, algunos de los datos nuevos relacionados con estos cambios serían los siguientes:

1. Una mejora general de la información disponible sobre el stock de pez espada del Mediterráneo, lo que incluye:
 - a. Una revisión exhaustiva de las capturas nominales de Tarea 1, con la inclusión de las capturas de GILL italianas entre 1972 y 1983 (Figura 1 en Anón., 2020, en el informe SWO de marzo).
 - b. Un aumento significativo de la información relacionada con las distribuciones de tallas de los peces, que proporcionó una nueva estimación completa y revisada de CAS.
2. Cambio en los modelos utilizados para la evaluación de stock:
 - a. Hasta 2016, el asesoramiento de evaluación se basaba en un enfoque estructurado por edad para proporcionar el asesoramiento de ordenación. Sin embargo, debido a la falta de índices de abundancia para el período anterior (antes de 1987), el momento de inicio de esta entrada en el modelo fue 1985, cuando el stock ya estaba sometido a una explotación elevada con la captura histórica más alta en 1987. Por lo tanto, el modelo sólo podía estar informado por una tendencia descendente y, dada la significativa incertidumbre en la determinación de la edad de la captura, el modelo no pudo estimar adecuadamente la productividad del stock (por ejemplo, la falta de contraste en los datos de captura).
 - b. En 2020, en cambio, esta evaluación incluyó un modelo de producción excedente bayesiano que comenzó en 1950 y que pudo utilizar toda la información histórica de captura disponible, además el modelo utilizó información biológica actualizada para construir mejores distribuciones previas de los parámetros más coherentes con la dinámica de población prevista del pez espada del Mediterráneo.

Ambos modelos de JABBA consideraron diferentes funciones de producción (tipo de modelo Schaefer y Pella-Tomlinson) e incorporaron la información biológica previamente considerada, así como la más reciente, en las distribuciones previas de r . El Grupo convino en que era conveniente combinar los resultados de ambos modelos de producción para tener mejor en cuenta las incertidumbres estructurales del modelo. La incertidumbre en cuanto al error en los resultados del ajuste del modelo se caracteriza por la ejecución de las distribuciones posteriores de la cadena de Monte-Carlo Markov (MCMC) de la biomasa y de la mortalidad por pesca desarrollada a partir de 30.000 iteraciones de MCMC en total (tres cadenas de MCMC de 5.000 iteraciones en cada modelo).

La trayectoria del B/B_{RMS} en las distribuciones posteriores marginales conjuntas mostró un patrón relativamente estable entre 1950 y 1970 seguido de una fuerte disminución hasta mediados de la década de 1990 hasta un estado de sobrepesca (**Figura 37** y **Tabla 13**). Desde comienzos de la década de 2000 la biomasa relativa se mantuvo estable en niveles inferiores a B_{RMS} hasta 2010, año en el que comenzó a descender de nuevo. Se estimó que la biomasa en 2018 era de 0,72 con respecto a la B_{RMS} con intervalos de credibilidad (CI) del 95 %: 0,38 - 1,28

(**Tabla 14**). La trayectoria de la F/F_{RMS} mostró una tendencia creciente desde el comienzo de la serie temporal a medida que la pesquería se desarrollaba, atravesando F_{RMS} a mediados de la década de 1980. Desde finales de la década de 1980, tras el fuerte aumento, la mortalidad por pesca estimada ha fluctuado en torno al nivel de RMS ($F_{2018}/F_{RMS}=0,929$) (**Figura 37** y **Tabla 13**).

Las medianas y el CI del 95 % de las distribuciones posteriores marginales conjuntas para los puntos de referencia se muestran en la **Tabla 14**. La mediana estimada de la distribución posterior marginal para B_0 fue de 169.231 t (85.506 - 274.312 t), mientras que las estimaciones de RMS fueron de 13.325 t (10.899 - 17.346 t). La mediana de la distribución posterior marginal conjunta para B_{RMS} osciló entre 71.319 t y la mediana estimada de F_{RMS} fue de 0,186 (**Tabla 13**).

Por último, se presenta un diagrama de fases de Kobe para proporcionar una inferencia multimodal basada en la combinación de ambos modelos JABBA (**Figura 38**), que predice con una probabilidad del 86,7 % que la biomasa del stock sigue estando por debajo de los niveles que pueden producir el RMS en 2018, con una probabilidad de 41,1 % de que el stock esté sobrepescado y siga siendo objeto de sobrepesca (rojo) y una probabilidad del 45,6 % de que el stock esté sobrepescado pero no esté siendo objeto de sobrepesca (amarillo). En resumen, la actual biomasa de pez espada del Mediterráneo (B_{2018}) se mantuvo por debajo de la B_{RMS} , mientras que la actual tasa de mortalidad por pesca se está acercando y/o está por debajo del nivel sostenible (F_{RMS}) que permitiría recuperar los niveles de biomasa que sustentan el RMS a corto y mediano plazo.

6. Proyecciones

Para las proyecciones futuras, el Grupo acordó utilizar una combinación de los resultados de las proyecciones de ambos modelos JABBA ('referencia' y 'ASEM') para producir las recomendaciones de asesoramiento, lo que incluye las matrices de estrategia de Kobe 2. La incertidumbre se caracteriza en forma de distribuciones posteriores de Cadena de Monte-Carlo Markov (MCMC) de B/B_{RMS} y F/F_{RMS} que se proyectan estocásticamente hacia adelante sobre el rango de escenarios alternativos de captura fija dentro del modelo JABBA utilizando JAGS. Cada modelo se ejecutó con 15.000 iteraciones usando tres cadenas de MCMC de 5.000 cada una. Así, las distribuciones posteriores marginales conjuntas de las proyecciones se construyeron con 30.000 iteraciones MCMC en total. De conformidad con las recomendaciones del Grupo, las proyecciones se realizaron para un rango de escenarios de captura constante, incluyendo un escenario de referencia de captura cero y cubriendo luego un rango de 9.000 t a 15.000 t en intervalos específicos y por un período de 10 años (2019-2028). Las proyecciones no se llevaron a cabo más allá de 2028 debido a la incertidumbre en el reclutamiento reciente. Las capturas para 2019 y 2020 se fijaron en 9.879 t y 9.583 t, lo que corresponde al TAC fijado para 2019 y 2020, respectivamente [Rec. 16-05, párrafo 4].

Las proyecciones de biomasa (**Figura 39**) muestran que con capturas de hasta 10.000 t el stock puede recuperarse hasta B_{RMS} al final del período de proyección (2028) con un 60% de probabilidad [Rec. 16-05, párrafo 1]. Cabe señalar que existe un desfase de un año entre la extracción de las capturas con un efecto instantáneo en la mortalidad por pesca y la respuesta de la biomasa en el año siguiente. Por lo tanto, la implementación del TAC en 2020 está afectando instantáneamente a F/F_{RMS} en 2020, pero afecta a la estimación de B/B_{RMS} en el año siguiente. Dado que el modelo conjunto estima que la biomasa de 2018 está por debajo de los niveles de biomasa sostenible ($B_{2018}/B_{RMS} = 0,72$, véase la **Tabla 14** en la sección 5.2 del presente informe) que podría producir un RMS estimado de 13.325 t (10.899 - 17.346), sería necesario que la captura total fuera inferior a 8.000 t o inferior a 10.000 t para que el stock se recupere hasta B_{RMS} en 2025 o 2028, respectivamente, con una probabilidad de al menos el 60 % (**Tablas 15 y 17**).

La tasa actual de explotación se estimó en $F_{2018}/F_{RMS} = 0,93$ para 2018, lo que indica que la mortalidad por pesca actual por pesca dirigida está por debajo del valor de referencia de F_{RMS} . En consecuencia, las proyecciones de la mortalidad por pesca (**Figura 39**) muestran que capturas de hasta 9.000 o 10.000 t darían lugar a probabilidades superiores al 60 % de no esperar sobrepesca desde ahora hasta 2021 o 2022, respectivamente (**Tabla 16**).

Sin embargo, es importante señalar que los ensayos de la evaluación de JABBA mostraban un patrón sistemáticamente negativo en la variación del error de proceso de la biomasa (2005-2016), lo que aumenta la incertidumbre sobre el estado actual del stock y las proyecciones inmediatas del stock. Si la productividad del stock se mantuviera por debajo de la media, ello daría lugar a predicciones demasiado optimistas para el futuro próximo. Por lo tanto, el Grupo recomienda que estas proyecciones se interpreten con cautela.

7. Recomendaciones

7.1. Recomendaciones con implicaciones financieras

Plan de recuperación de datos

El Grupo ha observado importantes mejoras en los datos históricos de T1 y T2 al compararlos con la información disponible en la evaluación de 2016 (Anón. 2017). Sin embargo, los datos de CPUE disponibles para el período anterior siguen siendo limitados. Por lo tanto, el período inicial de las pesquerías no se puede tener plenamente en cuenta en los modelos de evaluación de stock. Por ello, el Grupo recomendó recuperar los datos históricos para que todo el historial de la pesquería sea tenido en cuenta a la hora de evaluar el stock. En particular, deberían dedicarse esfuerzos a recopilar la información disponible de las principales pesquerías para los primeros años, especialmente en pesquerías con datos limitados. [Coste estimado: 10.000 euros; Prioridad media, dado que se utilizará para la próxima evaluación (el nivel de prioridad tendrá que revisarse)].

7.2. Recomendaciones sin implicaciones financieras

7.2.1. Recomendaciones sobre investigación y estadísticas

Pesquerías

- El Grupo observó que en el pasado se habían realizado muy pocos estudios sobre la selectividad de los palangres en el Mediterráneo; además, por lo general estaban limitados en el tiempo y el espacio y se centraban principalmente en la evaluación de los componentes de la captura fortuita de la pesquería de pez espada. Teniendo en cuenta las diferencias que se observan entre los diversos tipos de palangre en cuanto a la composición de la captura, la CPUE y la distribución por tallas de las capturas de pez espada, se recomienda la realización de estudios de selectividad por parte de las CPC, a fin de identificar las prácticas (diseño del arte, tamaño del anzuelo y tipo de cebo) y las estrategias de pesca que pueden reducir los descartes de peces espada de talla inferior a la regulada.
- Aunque se ha examinado la probabilidad mensual de capturar pez espada de talla inferior a la regulada o la tasa mensual de descartes en algunas pesquerías de pez espada del Mediterráneo, no existe una estimación reciente de la proporción mensual de reclutas y reproductores en las capturas de pez espada del Mediterráneo. El Grupo recomendó la estimación mensual de la proporción de reproductores y reclutas en las capturas en una escala espacial fina que podría facilitar las decisiones de ordenación para las restricciones espacio-temporales.
- El Grupo convino en que los datos de los programas nacionales de observadores son esenciales para los fines de evaluación y ordenación, ya que pueden proporcionar información de resolución fina sobre las capturas de ejemplares de talla inferior a la regulada y las tasas de descarte por pesquería. En lo que respecta al formulario ST09 de comunicación de los datos del programa nacional de observadores, el Grupo recomienda: a) incluir el palangre mesopelágico y de estilo americano en la lista de selección de artes de pesca, b) precisar mejor la selección de la gama de profundidades para las operaciones de pesca, c) hacer que todos los formularios se cumplimenten sin exclusión [suprimir "opcional" del subformulario C en ST09] y que estos datos se utilicen exclusivamente con fines científicos de acuerdo con la Rec. 16-14.
- El Grupo recomienda que todas las CPC de ICCAT revisen y sustituyan las estimaciones provisionales de descartes muertos aquí adoptadas, utilizando la mejor información disponible (muestreo en puerto, datos de observadores nacionales, etc.) a nivel nacional. Para ello, cada CPC debería permitir a sus científicos nacionales tener acceso a toda la información pertinente.
- El Grupo reiteró la recomendación formulada por el SCRS en 2019 de que se obtuvieran datos de talla y biológicos para caracterizar mejor los descartes de pez espada del Mediterráneo:

Al SCRS y a la Comisión sobre permitir el muestreo de peces espada de talla inferior a la regulada
Actualmente existen tallas mínimas establecidas para el pez espada del Atlántico [Rec. 17-02 y 17-03] y el pez espada del Mediterráneo [Rec. 16-05]. Estas "tallas mínimas" se refiere bien a "capturar y desembarcar" o a "capturar y retener a bordo", dependiendo de la recomendación o párrafo específicos. Con el fin de permitir la recopilación de muestras biológicas en peces espada de talla inferior a la regulada (por ejemplo, vértebras, tejidos, órganos reproductivos, estómagos) durante las operaciones de pesca comercial, el SCRS recomienda que la Comisión considere redactar una nueva recomendación permitiendo dichos procedimientos. El muestreo de pez espada de talla inferior a la regulada solo se llevará a cabo si:

1. Los ejemplares están muertos en el momento de la virada;
2. Las muestras son recogidas por un observador pesquero y
3. Las muestras biológicas se recogen en el marco de un proyecto de investigación notificado, aprobado y realizado en el marco de las prioridades del Grupo de especies de pez espada y el SCRS.

Indicadores de abundancia

- Dadas las claras diferencias entre los artes de palangre que se dirigen al pez espada del Mediterráneo (por ejemplo, el palangre de superficie tradicional, el palangre de estilo americano y el palangre mesopelágico), el Grupo recomendó que las CPC proporcionen datos de captura-esfuerzo por categoría de arte, así como información sobre la proporción de su flota que opera en cada una de estas categorías. Esta información es necesaria para estimar los índices de abundancia estandarizados a partir de las estadísticas de pesca.
- El Grupo recomienda que en los procedimientos de estandarización se tengan en cuenta los importantes cambios oceanográficos que se han producido recientemente en el mar Mediterráneo (por ejemplo, los cambios oceanográficos transitorios del Mediterráneo oriental) y que pueden haber repercutido en la disponibilidad del stock para algunas pesquerías, y/o en el éxito del reclutamiento de la población.
- El Grupo observó que importantes cambios oceanográficos podían estar afectando el éxito del reclutamiento en la población y la disponibilidad del stock para algunas pesquerías y recomienda que el Subcomité de ecosistemas determine indicadores de las presiones oceanográficas y del estado de la abundancia de las larvas de pez espada.
- El Grupo recomienda que se incluyan los descartes en la estandarización de los datos de captura y esfuerzo, ya que representan una parte de la captura.
- Aunque la CPUE por edad es el dato de entrada habitual para los análisis estructurados por edad, el Grupo reconoció que esto debe basarse en un nivel mayor de muestreo y no meramente en la sustitución de los datos actuales. Por lo tanto, se recomienda aumentar el muestreo para la determinación de la edad, con el fin de que se puedan desarrollar claves de edad-talla o captura por edad y CPUE por edad. Para lograr este objetivo, el Grupo indicó que es importante recopilar datos de talla y partes duras junto con datos de captura y esfuerzo para proporcionar CPUE significativas.

Evaluación

- El Grupo convino en la creciente importancia de los descartes de pez espada del Mediterráneo en relación con la captura total, y en que parte de esos descartes se deben a la talla mínima de captura de 100 cm LJFL [Rec. 16-05, párrafos 15 y 16]. El Grupo recomienda que, para una mejor inclusión de esos descartes en los modelos de evaluación, se informe más exhaustivamente sobre los descartes de pez espada en el mar, tanto en las pesquerías dirigidas como en otras pesquerías de grandes pelágicos en el Mediterráneo. Análogamente, se recomienda explorar modelos de evaluación integrados con más opciones de flota, selectividad y medio ambiente para modelar y evaluar mejor el impacto de los descartes, el medio ambiente y/o las reglamentaciones/modificaciones de la selectividad en la dinámica del stock y su estado de recuperación.
- El Grupo recomendó que la próxima evaluación de stock de pez espada del Mediterráneo se lleve a cabo no antes de 2024, a fin de dar más tiempo para la recopilación de datos adicionales que permitan evaluar las medidas de ordenación adoptadas mediante la Recomendación 16-05 y los progresos en la recuperación del stock. Debería celebrarse previamente una reunión de preparación de datos para analizar y preparar datos para la evaluación de stock. No obstante, el Grupo debería examinar en 2022 los indicadores de la pesquería disponibles (captura, índices de abundancia, etc.) para hacer un seguimiento de la tendencia del estado del

stock. En el caso de que se produzca un cambio en los indicadores del estado del stock en el periodo intermedio, como por ejemplo un drástico descenso de las capturas nominales o de las tallas medias, la evaluación de stock deberá realizarse entonces antes de 2024.

7.3. Recomendaciones de ordenación

- En los últimos 50 años la biomasa del stock muestra tendencias decrecientes, comenzando con el período alrededor de 1970-1990, cuando la pesquería estaba en una fase de fuerte desarrollo. En el período siguiente, hasta aproximadamente 2010, las tendencias descendentes fueron más bien modestas, acompañadas de fluctuaciones en pequeña escala. En el período más reciente, la biomasa del stock ha seguido disminuyendo. Como era de esperar, la mortalidad por pesca siguió una tendencia opuesta, con aumentos más pronunciados durante la década de los ochenta. La biomasa actual del stock es aproximadamente un 30 % inferior a la correspondiente al RMS, mientras que la mortalidad por pesca se sitúa en torno al RMS. De acuerdo con los objetivos de la Comisión, es necesario recuperar el stock, y se simuló los escenarios pertinentes asumiendo diferentes niveles de cuota. El análisis indicó que la probabilidad de recuperación del stock en los próximos cinco años (2025) es ligeramente superior al 60 % si se adopta una cuota igual a 8.000 t. La probabilidad aumenta si se seleccionan niveles de cuota más bajos. Dado que existen incertidumbres sobre la productividad del stock, estas estimaciones pueden ser demasiado optimistas y deberían interpretarse con cautela.
- El Grupo señaló que desde que se establecieron las tallas mínimas de captura, en particular tras el reciente aumento impuesto mediante la Recomendación 16-05, los niveles de descarte de pez espada de talla inferior a la regulada están aumentando al menos en algunas pesquerías y estos descartes son, en gran medida, descartes de peces muertos. Sin embargo, no todas las flotas comunican los descartes. Aunque se ha intentado estimar estadísticamente los niveles de descartes y considerarlos en los modelos de evaluación de stock, se desconoce el volumen real de los descartes totales debido a esta infradeclaración. Esa infradeclaración conduce a estimaciones falsas del volumen de captura global y, por consiguiente, sesga las estimaciones relacionadas con el estado del stock y las proyecciones del futuro tamaño del stock considerando las diferentes medidas de ordenación.

8. Otros asuntos

8.1.3 Resumen ejecutivo

El Grupo también revisó y actualizó el Resumen ejecutivo de pez espada del Mediterráneo. Sin embargo, la versión final que incluye figuras, tablas y adiciones menores de texto relacionadas con el estado de stock se actualizará durante la reunión del Grupo de especies en septiembre.

9. Adopción del informe y clausura

El informe fue adoptado durante la reunión. El presidente y la Secretaría dieron las gracias a todos los participantes por sus esfuerzos para trabajar de forma eficaz y eficiente durante toda la reunión. La reunión fue clausurada.

Referencias

- Anon. 2015. Report of the 2014 ICCAT Mediterranean Swordfish Stock Assessment meeting (Heraklion, Greece, 21-25 July 2014). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 71 (5): 1870-1979
- Anon. 2017. Report of the Mediterranean Swordfish Stock Assessment session (Casablanca, Morocco, 11-16 July 2016). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 73 (3): 1005-1096
- Anon. 2020. *In press*. Report of the Swordfish Species Group intersessional meeting (Online, 16-19 March 2020): 41 p.
- Chang, Y.J., Winker, H., Sculley, M., Hsu, J., 2019. Evaluation of the status and risk of overexploitation of the Pacific billfish stocks considering non-stationary population processes. Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr. in press. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2019.104707>
- Jardim, E., Millar, C.P., Mosqueira, I., Scott, F., Osio, G.C., Ferretti, M., Alzorriz, N., Orio, A., 2015. What if stock assessment is as simple as a linear model? The a4a initiative. ICES J. Mar. Sci. 72, 232–236.
- Kell, L.T., Mosqueira, I., Grosjean, P., Fromentin, J., Garcia, D., Hillary, R., Jardim, E., Mardle, S., Pastoors, M.A., Poos, J.J., Scott, F., Scott, R.D., 2007. FLR : an open-source framework for the evaluation and development of management strategies. ICES J. Mar. Sci. 64, 640–646.
- Marisaldi, L., Basili, D., Candelma, M., Sesani, V., Pignalosa, P., Gioacchini, G., and Carnevali, O., 2020. The challenge to assign maturity stages: development of a histology-validated macroscopic criteria based on the GI. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 76(3): 304-314.
- Mohn, R., 1999. The retrospective problem in sequential population analysis: An investigation using cod fishery and simulated data. ICES J. Mar. Sci. 56, 473–488. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1999.0481>
- Winker, H., Carvalho, F., Kapur, M., 2018. JABBA: Just Another Bayesian Biomass Assessment. Fish. Res. 204, 275–288. <https://doi.org/http://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.03.01>
- Winker, H., Mourato, B., Chang, Y. 2020. Unifying parameterizations between age-structured and surplus production models: an application to Atlantic white marlin (*Kajikia albida*) with simulation testing. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 76(4): 219-234.

TABLEAUX

Tableau 1. Prises nominales de la tâche I (T1NC, t) de l'espadon de la Méditerranée par année, type de prise et groupe d'engins, entre 1950 et 2018. Les séries de rejets morts des palangriers entre 2008 et 2018, à l'exception de l'UE-Espagne (6,7 t en 2015 et 83,5 t en 2018), sont des estimations préliminaires (SCRS/2020/028) adoptées par le Groupe. Les prises totales utilisées dans l'évaluation des stocks de 2016 (SA2016) sont également indiquées (avec la différence relative, %) à titre de comparaison.

Tableau 2. Catalogue standard du SCRS de disponibilité des données des tâches 1 et 2 de l'espadon de la Méditerranée par pêche principale (combinaisons pavillon/engin classées par ordre d'importance) et année (1989 à 2018). Seules les pêcheries les plus importantes (représentant environ 97,5% de la prise totale de la tâche 1) sont présentées. Pour chaque série de données, la tâche 1 (DSet= « t1 », en t) est représentée par rapport au schéma de disponibilité équivalent de la tâche 2 (DSet= « t2 »). Le schéma de couleurs de la tâche 2 présente une concaténation de caractères (« a »= T2CE existe; « b »= T2SZ existe; « c »= T2CS existe) qui représente la disponibilité des données de la tâche 2 dans le système ICCAT-DB.

Tableau 3. Matrice globale de prise par taille (CAS) de SWO-M par année et classes de 5 cm LJFL (limite inférieure), comprenant les estimations des rejets morts des flottilles palangrières 2008-2018.

Tableau 4. Matrice de CAA (découpage inverse par âge -VB) incluant les rejets morts estimés des flottilles palangrières 2008 - 2018.

Tableau 5. Matrice de CAA (distribution mixte) incluant les rejets morts estimés des flottilles palangrières 2008 -2018.

Tableau 6. Indices d'abondance relative disponibles pour l'évaluation du stock d'espadon de la Méditerranée de 2020.

Tableau 7. Résumé du tableau d'évaluation de la CPUE pour l'évaluation du stock d'espadon de la Méditerranée.

Tableau 8. Paramètres de contrôle de XSA pour le scénario de continuité et les scénarios potentiels pour l'espadon de la Méditerranée.

Tableau 9. Paramétrage appliqué à a4a pour l'espadon de la Méditerranée.

Tableau 10. Les résultats pour les distributions a priori de r et le paramètre de forme de la médiane avec les valeurs BPME/K correspondantes ont généré un modèle structuré par âge en conditions d'équilibre (ASEM) avec une relation stock-recrutement de Beverton-Holt en utilisant des simulations de Monte-Carlo.

Tableau 11. Résumé des quantiles postérieurs présentés sous forme de médianes de la distribution a posteriori marginales et les intervalles de confiance associés de 95% des paramètres des modèles bayésiens de production excédentaire état-espace pour l'espadon de Méditerranée.

Tableau 12. Résumé statistique rho de Mohn calculé pour une période d'évaluation rétrospective de cinq ans. Plus le seuil est élevé, plus le biais rétrospectif est important.

Tableau 13. Estimations de la biomasse, de la mortalité par pêche, de la biomasse par rapport à BPME et de la mortalité par pêche par rapport à FPME entre 1950 et 2018 sous la forme de distributions a posteriori MCMC conjointes des scénarios du modèle JABBA (modèles de référence et ASEM) pour l'espadon de la Méditerranée avec des intervalles de confiance de 95 %.

Tableau 14. Résumé des points de référence (médiane et intervalles de confiance de 95 %) présentés sous la forme de distributions a posteriori MCMC conjointes des scénarios du modèle JABBA (modèles de référence et ASEM) pour l'espadon de la Méditerranée.

Tableau 15. Probabilités estimées que le stock d'espadon de la Méditerranée soit supérieur à BPME (non surpêché) pour une gamme de prises totales fixes de 0 à 15.000 tonnes sur l'horizon de projection 2021-2028, sur la base des distributions a posteriori MCMC conjointes des scénarios du modèle JABBA (modèles de référence et ASEM).

Tableau 16. Probabilités estimées que le stock d'espadon de la Méditerranée soit inférieur à FPME (absence de surpêche) pour une gamme de prises totales fixes de 0 à 15.000 tonnes sur l'horizon de projection 2021-2028, sur la base des distributions a posteriori MCMC conjointes des scénarios du modèle JABBA (modèles de référence et ASEM).

Tableau 17. Probabilités estimées que le stock d'espadon de la Méditerranée soit supérieur à BPME et inférieur à FPME (zone verte) pour une gamme de prises totales fixes (0 à 15.000 tonnes) sur l'horizon de projection 2021-2028, sur la base des distributions a posteriori MCMC conjointes des scénarios du modèle JABBA (modèles de référence et ASEM).

TABLAS

Tabla 1. Capturas nominales de Tarea 1 (T1NC, t) de SWO-M por año, tipo de captura y grupo de artes entre 1950-2018. Las series de descartes de ejemplares muertos del palangre entre 2008 y 2018, con la excepción de UE-España (6,7 t en 2015 y 83,5 t en 2018) son estimaciones preliminares (SCRS/2020/028) adoptadas por el Grupo. Se muestran también, con fines de comparación, las capturas totales utilizadas en la evaluación del stock de 2016 (SA2016) (con la diferencia relativa, %).

Tabla 2. Catálogo estándar del SCRS de SWO-M de disponibilidad de datos de Tarea 1/2 por pesquería principal (las combinaciones arte/pabellón clasificadas por orden de importancia) y año (1989-2018). Solo se muestran las pesquerías más importantes (que representan aproximadamente el 97,5 % de la captura total de Tarea 1). En cada serie de datos, la Tarea 1 (DSet= “t1”, en t) se indica el esquema equivalente de disponibilidad de Tarea 2 (DSet= “t2”). El esquema de colores de Tarea 2 tiene una concatenación de caracteres (“a”= T2CE existe; “b”= T2SZ existe; “c”= T2CS existe) que representa la disponibilidad de datos de Tarea 2 en las bases de datos de ICCAT.

Tabla 3. Matriz de captura por talla (CAS) global de SWO-M por año y clases de 5 cm LJFL (límite inferior) incluyendo estimaciones de descartes muertos de las flotas de palangre para 2008-2018.

Tabla 4. Matriz de CAA (separación de edades inversa-VB) incluyendo los descartes muertos estimados de las flotas de palangre para 2008-2018.

Tabla 5. Matriz de CAA (distribución mixta) incluyendo los descartes muertos estimados de las flotas de palangre para 2008-2018.

Tabla 6. Índices de abundancia relativa disponibles para la evaluación de 2020 del stock de pez espada del Mediterráneo.

Tabla 7. Resumen de la tabla de evaluación de la CPUE para la evaluación del stock de pez espada del Mediterráneo.

Tabla 8. Especificaciones de control de XSA para el ensayo de continuidad y los ensayos candidatos para el pez espada del Mediterráneo.

Tabla 9. Especificaciones de parámetros aplicados al a4a para el pez espada del Mediterráneo.

Tabla 10. Los resultados para la distribución a priori para r y el parámetro de forma de la mediana con los valores correspondientes de B_{RMS}/K han generado un modelo en equilibrio estructurado por edad (ASEM) con una relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt usando simulaciones Monte Carlo.

Tabla 11. Resumen de los cuantiles posteriores presentados en forma de medianas de la distribución a posteriori marginal y los intervalos de credibilidad asociados del 95 % de los parámetros para los modelos de producción excedente bayesianos de estado-espacio para el pez espada del Mediterráneo.

Tabla 12. Estadística rho resumen de Mohn calculada para el periodo de evaluación retrospectiva de cinco años. Cuánto más grande es el umbral más fuerte es el sesgo retrospectivo.

Tabla 13. Estimaciones de biomasa, mortalidad por pesca, biomasa respecto a B_{RMS} , y mortalidad por pesca relativa a F_{RMS} entre 1950 y 2019 en forma de distribuciones a posteriori MCMC conjuntas de los ensayos del modelo JABBA (modelos de «referencia» y «ASEM») para el pez espada del Mediterráneo con intervalos de credibilidad del 95 %.

Tabla 14. Resumen de los puntos de referencia (mediana e intervalos de credibilidad del 95 %) presentado en forma de distribuciones a posteriori MCMC conjuntas de los ensayos del modelo JABBA (modelos de «referencia» y «ASEM») para el pez espada del Mediterráneo.

Tabla 15. Probabilidades estimadas de que el stock de pez espada del Mediterráneo esté por encima de B_{RMS} (no sobrepescado) para un rango de capturas totales fijas de 0-15.000 t en el horizonte de proyección 2021-2028 basadas en las distribuciones a posteriori MCMC conjuntas de los ensayos del modelo JABBA (modelos de «referencia» y «ASEM»).

Tabla 16. Probabilidades estimadas de que el stock de pez espada del Mediterráneo esté por debajo de F_{RMS} (no se está produciendo sobrepesca) para un rango de capturas totales fijas de 0-15.000 t en el horizonte de proyección 2021-2028 basadas en las distribuciones a posteriori MCMC conjuntas de los ensayos del modelo JABBA (modelos de «referencia» y «ASEM»).

Tabla 17. Probabilidades estimadas de que el stock de pez espada del Mediterráneo esté por encima de B_{RMS} y por debajo de F_{RMS} (zona verde) para un rango de capturas totales fijas (0-15.000 t) en el horizonte de proyección 2021-2028 basadas en las distribuciones a posteriori MCMC conjuntas de los ensayos del modelo JABBA (modelos de «referencia» y «ASEM»).

FIGURES

Figure 1. Prises nominales totales de SWO-M (T1NC, t) par année, indiquant le total des débarquements (palangre et autres engins) et les rejets morts (déclarés et estimés dans SCRS/2020/028). Les prises totales utilisées dans l'évaluation des stocks de 2016 (SA2016) sont indiquées à des fins de comparaison.

Figure 2. Prises nominales de la tâche I (T1NC, t) couvertes par les informations sur la taille de chaque année. Les séries en bleu représentent les données T2SZ extrapolées. Les séries en vert représentent les données T2CS (ré-extrapolées ou non). Les séries en rouge indiquent qu'aucune information sur la taille n'existe et qu'une substitution a été effectuée. Alors que le panneau supérieur indique les séries de captures absolues cumulées de T1NC, le panneau inférieur montre le ratio relatif.

Figure 3. Poids moyens annuels pondérés (pavillon et engin) (kg) obtenus à partir des deux matrices de CAS estimées et utilisées dans les évaluations des stocks de 2016 et 2020 (respectivement séries SA2016 et SA2020). La moyenne mobile sur 5 ans n'est indiquée que pour la dernière série (SA2020).

Figure 4. Proportions d'âge relatives des deux approches de découpage des âges utilisées (en haut : découpage avec VB inverse ; en bas : distribution mixte).

Figure 5. Indices d'abondance en biomasse (échelonnés à la moyenne) utilisés pour les modèles d'évaluation du stock d'espadaon de la Méditerranée.

Figure 6. Indices d'abondance en nombre (échelonnés à la moyenne) utilisés pour les modèles d'évaluation du stock d'espadaon de la Méditerranée.

Figure 7. Séries temporelles des indices de CPUE standardisés et échelonnés par flottille : GR_LL= palangre grecque, SP_LL=palangre espagnole, MO_LL=palangre marocaine, LI_LL=palangre ligurienne.

Figure 8. Estimations de la série temporelle de XSA pour le scénario du cas de base.

Figure 9. Estimations de la série temporelle de XSA par CPUE, pour le scénario du cas de base.

Figure 10. Diagramme rétrospectif pour le scénario du cas de base de XSA.

Figure 11. Estimations de la série temporelle de XSA pour le scénario de rejets.

Figure 12. Estimations de la série temporelle de XSA par CPUE, pour le scénario de rejets.

Figure 13. Diagramme rétrospectif pour le scénario de rejets de XSA.

Figure 14. Comparaison des estimations entre le scénario du cas de base et le scénario de rejets de XSA.

Figure 15. Séries temporelles des indices de CPUE standardisés et échelonnés par flottille: GR_LL = palangre grecque, SP_LL = palangre espagnole, MO_LL = palangre marocaine, LI_LL = palangre ligurienne, SI_LL = palangre sicilienne, LI_SUR = palangre de surface ligurienne.

Figure 16. Scénario a4a de M constante sans rejets. Résumé des résultats de l'évaluation. Tendances du recrutement, de la biomasse du stock reproducteur (tonnes), des captures (tonnes) et de la mortalité par pêche pour les âges 2 à 4. Intervalles de confiance de 10%, 25 %, 75 % et 90 %.

Figure 17a. Scénario a4a de M constante avec des rejets. Résumé des résultats de l'évaluation. Tendances du recrutement, de la biomasse du stock reproducteur (tonnes), des captures (tonnes) et de la mortalité par pêche pour les âges 2 à 4. Intervalles de confiance de 10%, 25 %, 75 % et 90 %.

Figure 18. Scénario a4a de M constante sans rejets. Diagramme rétrospectif.

Figure 19. Scénario a4a de M constante avec rejets. Diagramme rétrospectif.

Figure 20. Diagramme comparatif de a4a entre scénario de M constante et rejets.

Figure 21. Résultats du modèle structuré par âge en conditions d'équilibre (ASEM) avec une relation stock-recrutement de Beverton-Holt en utilisant des simulations Monte-Carlo. Panneau de gauche: Estimations des courbes de production par M; panneau de droite: distributions de la densité des valeurs simulées de r par M.

Figure 22. Séries temporelles de la CPUE observée (cercle) avec des intervalles de confiance d'erreur de 95% (barres d'erreur) et prévue (ligne continue ; panneaux supérieurs) et tests de scénarios (panneaux inférieurs) de l'espadon de la Méditerranée pour le scénario de référence du modèle de production excédentaire état-espace de type bayésien JABBA. Les tests des scénarios évaluent le caractère aléatoire des séries temporelles des valeurs résiduelles de CPUE par flottille. Les panneaux verts indiquent qu'il n'y a aucune preuve de l'absence de caractère aléatoire des valeurs résiduelles des séries temporelles ($p > 0,05$), tandis que les panneaux rouges (non représentés ici) indiquent le contraire. La zone intérieure ombrée montre trois erreurs types par rapport à la moyenne générale et les cercles rouges identifient une année spécifique avec des valeurs résiduelles supérieures à cette valeur seuil (règle 3x sigma).

Figure 23. Séries temporelles de la CPUE observée (cercle) avec des intervalles de confiance d'erreur de 95% (barres d'erreur) et prévue (ligne continue ; panneaux supérieurs) et tests de scénarios (panneaux inférieurs) de l'espadon de la Méditerranée pour le scénario ASEM du modèle de production excédentaire état-espace de type bayésien JABBA. Les tests des scénarios évaluent le caractère aléatoire des séries temporelles des valeurs résiduelles de CPUE par flottille. Les panneaux verts n'indiquent aucune preuve de l'absence de caractère aléatoire des valeurs résiduelles des séries temporelles ($p > 0,05$), tandis que les panneaux rouges (non représentés ici) indiquent le contraire. La zone intérieure ombrée montre trois erreurs types par rapport à la moyenne générale et les cercles rouges identifient une année spécifique avec des valeurs résiduelles supérieures à cette valeur seuil (règle 3x sigma).

Figure 24. Diagrammes diagnostics de valeurs résiduelles de JABBA pour les jeux alternatifs des indices de la CPUE examinés pour chaque scénario (gauche: modèle de référence; droite: modèle ASEM) pour l'espadon de la Méditerranée. Panneaux supérieurs: Les diagrammes en boîte à moustaches indiquent la médiane et les quantiles de toutes les valeurs résiduelles disponibles pour une année donnée, et les lignes noires pleines indiquent un *loess* plus lisse pour toutes les valeurs résiduelles. Panneaux inférieurs: Déviations de l'erreur de processus (médiane : ligne continue). La zone ombrée en gris représente des intervalles de confiance de 95%.

Figure 25. Distributions a priori et a posteriori de divers paramètres du modèle et de gestion pour le modèle bayésien de production excédentaire état-espace pour l'espadon de la Méditerranée. PPRM: Ratio de la distribution a posteriori et de la distribution a priori des moyennes; PPRV : Ratio de la distribution a posteriori et de la distribution a priori des variances. Panneaux supérieurs: modèle de référence ; panneaux inférieurs : modèle ASEM.

Figure 26. Les tendances de la biomasse et de la mortalité par pêche (panneaux supérieurs), de la biomasse par rapport à BPME (B/BPME) et de la mortalité par pêche par rapport à FPME (F/FPME) (panneaux centraux) et de la biomasse par rapport à K (B/K) et la courbe de production excédentaire (panneaux inférieurs) pour chaque scénario à partir des ajustements du modèle de production excédentaire état-espace de type bayésien pour l'espadon de la Méditerranée.

Figure 27. Analyse rétrospective effectuée par rapport au modèle de référence, en retirant une année à la fois de manière séquentielle ($n=5$) et en prédisant les tendances de la biomasse et de la mortalité par pêche (panneaux supérieurs), de la biomasse par rapport à BPME (B/BPME) et de la mortalité par pêche par rapport à FPME (F/FPME) (panneaux centraux) et de la biomasse par rapport à K (B/K) et la courbe de production excédentaire (panneaux inférieurs) pour chaque scénario à partir des ajustements du modèle de production excédentaire état-espace de type bayésien pour l'espadon de la Méditerranée.

Figure 28. Analyse rétrospective effectuée par rapport au modèle ASEM, en retirant une année à la fois de manière séquentielle ($n=5$) et en prédisant les tendances de la biomasse et de la mortalité par pêche (panneaux supérieurs), de la biomasse par rapport à BPME (B/BPME) et de la mortalité par pêche par rapport à FPME (F/FPME) (panneaux centraux) et de la biomasse par rapport à K (B/K) et la courbe de production excédentaire (panneaux inférieurs) pour chaque scénario à partir des ajustements du modèle de production excédentaire état-espace de type bayésien pour l'espadon de la Méditerranée.-

Figure 29. Analyse *jackknife* de l'indice effectuée par rapport au modèle de référence, en retirant un indice de CPUE à la fois et en prédisant les tendances de la biomasse et de la mortalité par pêche (panneaux supérieurs), de la biomasse par rapport à BPME (B/BPME) et de la mortalité par pêche par rapport à FPME (F/FPME) (panneaux centraux) et de la biomasse par rapport à K (B/K) et la courbe de production excédentaire (panneaux inférieurs) pour chaque scénario à partir des ajustements du modèle de production excédentaire état-espace de type bayésien pour l'espadon de la Méditerranée.

Figure 30. Analyse *jackknife* de l'indice effectuée par rapport au modèle ASEM, en retirant un indice de CPUE à la fois et en prédisant les tendances de la biomasse et de la mortalité par pêche (panneaux supérieurs), de la biomasse par rapport à BPME (B/BPME) et de la mortalité par pêche par rapport à FPME (F/FPME) (panneaux centraux) et de la biomasse par rapport à K (B/K) et la courbe de production excédentaire (panneaux inférieurs) pour chaque scénario à partir des ajustements du modèle de production excédentaire état-espace de type bayésien pour l'espadon de la Méditerranée.

Figure 31. Séries temporelles de prises alternatives utilisées dans les scénarios de sensibilité pour explorer les impacts potentiels de la sous-déclaration des prises du début de la série 1950-1986 de 20% (HistCx1,2), 50% (HistCx1,5), 100% (HistCx2) et 200% (HistCx3) sur les résultats d'évaluation de JABBA.

Figure 32. Analyse rétrospective effectuée par rapport au modèle de référence pour chaque postulat en ce qui concerne les prises historiques (en multipliant les prises du début de la série de 1950 à 1986 par les facteurs 1,2, 1,5, 2 et 3) et en prédisant les tendances de la biomasse et de la mortalité par pêche (panneaux supérieurs), de la biomasse par rapport à BPME (B/BPME) et de la mortalité par pêche par rapport à FPME (F/FPME) (panneaux centraux) et de la biomasse par rapport à K (B/K) et la courbe de production excédentaire (panneaux inférieurs) pour chaque scénario à partir des ajustements du modèle de production excédentaire état-espace de type bayésien pour l'espadon de la Méditerranée.

Figure 33. Analyse de sensibilité effectuée par rapport au modèle ASEM pour chaque postulat en ce qui concerne les prises historiques (en multipliant les prises du début de la série de 1950 à 1986 par les facteurs 1,2, 1,5, 2 et 3) et en prédisant les tendances de la biomasse et de la mortalité par pêche (panneaux supérieurs), de la biomasse par rapport à BPME (B/BPME) et de la mortalité par pêche par rapport à FPME (F/FPME) (panneaux centraux) et de la biomasse par rapport à K (B/K) et la courbe de production excédentaire (panneaux inférieurs) pour chaque scénario à partir des ajustements du modèle de production excédentaire état-espace de type bayésien pour l'espadon de la Méditerranée.

Figure 34. Diagramme de phase de production excédentaire de JABBA pour le modèle de référence (panneaux de gauche) et le modèle ASEM (panneaux de droite) montrant les trajectoires des captures par rapport à BPME et à PME (panneaux supérieurs) et diagramme de phase de Kobe montrant les trajectoires estimées (1959-2018) de B/BPME et de F/FPME pour le modèle de production excédentaire état-espace de type bayésien pour l'espadon de la Méditerranée (panneaux du bas). Les différents dégradés de gris illustrent les intervalles de confiance de 50%, 80% et 95% pour l'année terminale de l'évaluation. La probabilité que les points de l'année terminale se situent dans chaque quadrant est indiquée dans la légende de la figure.

Figure 35. Illustration des séries de captures (1950-2018) par rapport aux estimations de la PME (prises/PME) pour le scénario final de XSA, incluant les rejets et le modèle JABBA combiné (« référence » et « ASEM ») sur l'axe des ordonnées (y) de gauche et les trajectoires correspondantes du modèle de SSB/SSBPME et B/BPME, respectivement, sur l'axe des ordonnées (y) de droite. Les zones ombrées en vert indiquent la période de référence (1950-1985) lorsque les captures sont restées inférieures à la PME et, par conséquent, le stock devrait se situer dans le quadrant vert du diagramme de phase de Kobe ($B > BPME$ et $F < FPME$). La ligne horizontale noire pointillée indique les niveaux de capture et de biomasse au niveau de la PME, respectivement, et la ligne rouge pointillée indique le niveau de biomasse à 50 % du niveau de la PME.

Figure 36. Écarts de l'erreur de processus dans la biomasse estimée à l'échelle logarithmique (médiane : ligne continue) pour les modèles JABBA (modèles de référence et ASEM). Les lignes verticales bleues représentent l'année 1987 lorsque les indices d'abondance relative ont commencé à informer le modèle et les lignes rouges représentent l'année 2004 comme étant l'année approximative où la réglementation sur la taille minimale a été mise en place.

Figure 37. Résultats finaux du modèle d'évaluation JABBA pour l'espadon de la Méditerranée sous la forme de distributions a posteriori MCMC conjointes des scénarios du modèle JABBA (modèles de référence et ASEM). (a) Série temporelle de la capture représentant l'estimation de la PME avec un intervalle de crédibilité de 95% associé (ligne pointillée) ; (b) biomasse par rapport à B0 (B/B0) (panneaux supérieurs) ; (c) tendances de la biomasse et (d) de la mortalité par pêche ; (e) tendances de la biomasse par rapport à BPME (B/BPME) et (f) mortalité par pêche par rapport à FPME (F/FPME).

Figure 38. Diagramme de phase de Kobe montrant les distributions a posteriori combinées de B2018/BPME et F2018/FPME présentées sous la forme de distributions a posteriori MCMC conjointes des scénarios du modèle JABBA (modèles de référence et ASEM) pour l'espadon de la Méditerranée. La probabilité que les points de la distribution a posteriori se situent dans chaque quadrant est indiquée dans le diagramme en camembert.

Figure 39. Tendances de la biomasse du stock (panneau supérieur, B/BPME) et de la mortalité par pêche (panneau inférieur, F/FPME) relatives et projetées de l'espadon de la Méditerranée, selon différents scénarios de TAC (0 - 15.000 t), sur la base des projections combinées des scénarios du modèle JABBA (modèles de référence et ASEM). Chaque ligne représente la médiane des 30.000 itérations MCMC par année projetée.

FIGURAS

Figura 1. Capturas nominales totales de SWO-M (T1NC, t) por año, mostrando los desembarques totales (palangre y otros artes) y los descartes muertos (comunicados y estimados en el SCRS/2020/028). Se muestran, con fines de comparación, las capturas totales utilizadas en la evaluación del stock de 2016 (SA2016).

Figura 2. Capturas nominales de Tarea 1 (T1NC, t) cubiertas por la información sobre talla en cada año. La serie «azul» representa los datos de T2SZ extrapolados. La serie «verde» representa los datos de T2CS (reextrapolados o no). La serie «roja» indica que no existe información sobre tallas y se ha hecho una sustitución. Mientras que el panel superior muestra las series de captura absolutas acumulativas de T1NC, el panel inferior muestra la ratio relativa.

Figura 3. Pesos (kg) medios anuales ponderados (pabellón y arte) obtenidos a partir de las dos matrices de CAS estimadas y usadas en las evaluaciones de 2016 y 2020 (respectivamente series SA2016 y SA2020). La media móvil del periodo de 5 años se muestra solo para las últimas series (SA2020).

Figura 4. Proporciones de edad relativas de los dos enfoques de separación de edades usadas (arriba: separación de edades con VB inversa, abajo: distribución mixta).

Figura 5. Índices de abundancia en biomasa (escalados a la media) usados para los modelos de evaluación del stock de pez espada del Mediterráneo.

Figura 6. Índices de abundancia en números (escalados a la media) usados para los modelos de evaluación del stock de pez espada del Mediterráneo.

Figura 7. Series temporales de índices de CPUE estandarizados y escalados por flota: GR_LL= palangre griego, SP_LL=palangre español, MO_LL=palangre marroquí, LI_LL=palangre de Liguria.

Figura 8. Estimaciones de la serie temporal de XSA para el ensayo base.

Figura 9. Estimaciones de la serie temporal de XSA por CPUE, para el ensayo base.

Figura 10. Diagrama retrospectivo para el ensayo base de XSA.

Figura 11. Estimaciones de la serie temporal de XSA para el ensayo de descarte.

Figura 12. Estimaciones de la serie temporal de XSA por CPUE, para el ensayo de descarte.

Figura 13. Diagrama retrospectivo para el ensayo de descarte de XSA.

Figura 14. Comparación de estimaciones entre los ensayos base y de descarte de XSA.

Figura 15. Series temporales de índices de CPUE estandarizados y escalados por flota: GR_LL= palangre griego, SP_LL=palangre español, MO_LL=palangre marroquí, LI_LL=palangre de Liguria, SI_LL = palangre de Sicilia, LI_SUR = palangre de superficie de Liguria.

Figura 16. Ensayo de M constante de a4a sin descartes. Síntesis de los resultados de la evaluación. Tendencias en el reclutamiento, en la biomasa reproductora del stock (t), la captura (t) y la mortalidad por pesca para las edades 2-4. IC de 10 %, 25 %, 75 % y 90 %.

Figura 17. Ensayo de M constante de a4a con descartes. Síntesis de los resultados de la evaluación. Tendencias en el reclutamiento, en la biomasa reproductora del stock (t), la captura (t) y la mortalidad por pesca para las edades 2-4. IC de 10 %, 25 %, 75 % y 90 %.

Figura 18. Ensayo de M constante de a4a sin descartes. Diagrama retrospectivo.

Figura 19. Ensayo de M constante de a4a con descartes. Diagrama retrospectivo.

Figura 20. Diagrama comparativo entre el ensayo de M constante y descartes de a4a.

Figura 21. Resultados del modelo en equilibrio estructurado por edad (ASEM) con una relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt usando simulaciones Monte Carlo. Panel izquierdo: Estimaciones de las curvas de rendimiento de M; panel derecho: Distribuciones de densidad de valores simulados de r por M.

Figura 22. Serie temporal de la CPUE observada (círculo) con IC de error del 95 % (barras de error) y predicha (línea continua, paneles superiores) y pruebas de los ensayos (paneles inferiores) del pez espada del Mediterráneo para el escenario de «referencia» del modelo de producción excedente bayesiano de estado espacio, JABBA. Pruebas de los ensayos para evaluar la aleatoriedad de la serie temporal de los valores residuales de CPUE por flota. Los paneles verdes indican que no hay evidencias de la falta de aleatoriedad de los valores residuales de la serie temporal ($p>0,05$) mientras que los paneles rojos (no se muestran aquí) indican lo contrario. La zona sombreada interior muestra tres errores estándar de la media global y los círculos rojos identifican un año específico con valores residuales superiores a este valor umbral (norma 3x sigma).

Figura 23. Serie temporal de la CPUE observada (círculo) con IC de error del 95 % (barras de error) y predicha (línea continua, paneles superiores) y pruebas de los ensayos (paneles inferiores) del pez espada del Mediterráneo para el escenario de «ASEM» del modelo de producción excedente bayesiano de estado espacio, JABBA. Pruebas de los ensayos para evaluar la aleatoriedad de la serie temporal de los valores residuales de CPUE por flota. Los paneles verdes indican que no hay evidencias de la falta de aleatoriedad de los valores residuales de la serie temporal ($p>0,05$) mientras que los paneles rojos (no se muestran aquí) indican lo contrario. La zona sombreada interior muestra tres errores estándar de la media global y los círculos rojos identifican un año específico con valores residuales superiores a este valor umbral (norma 3x sigma).

Figura 24. Diagramas de diagnóstico residuales de JABBA para conjuntos alternativos de índices de CPUE examinados para cada escenario (izquierda: modelo de referencia; derecha: modelo ASEM) para el pez espada del Mediterráneo. Paneles superiores: Los diagramas de caja indican la mediana y los cuantiles de todos los valores residuales disponibles para cualquier año determinado y las líneas negras continuas indican un alisado Loess en todos los valores residuales. Paneles inferiores: Desviaciones del error de proceso (mediana: línea continua) con una zona sombreada en gris que indica intervalos de credibilidad del 95 %.

Figura 25. Distribución a priori y a posteriori de varios parámetros del modelo y de ordenación para el modelo de producción excedente bayesiano de estado espacio para el pez espada del Mediterráneo. PPRM: Ratio de la distribución a posteriori y la distribución a priori de las medias; PPRV: Ratio de la distribución a posteriori y la distribución a priori de las varianzas. Paneles superiores: Modelo de «referencia» y, Paneles inferiores: Modelo ASEM.

Figura 26. Tendencias en la biomasa y la mortalidad por pesca (paneles superiores), la biomasa relativa a B_{RMS} (B/B_{RMS}) y la mortalidad por pesca relativa a F_{RMS} (F/F_{RMS}) (paneles medios), la biomasa relativa a K (B/K) y la curva de producción excedente (paneles inferiores) para cada escenario a partir de los ajustes del modelo de producción excedente bayesiano de estado espacio para el pez espada del Mediterráneo.

Figura 27. Análisis retrospectivo realizado al modelo de referencia, eliminando ($n=5$) un año cada vez y prediciendo las tendencias en la biomasa y la mortalidad por pesca (paneles superiores), la biomasa relativa a B_{RMS} (B/B_{RMS}) y la mortalidad por pesca relativa a F_{RMS} (F/F_{RMS}) (paneles medios), la biomasa relativa a K (B/K) y la curva de producción excedente (paneles inferiores) para cada escenario a partir de los ajustes del modelo de producción excedente bayesiano de estado espacio para el pez espada del Mediterráneo.

Figura 28. Análisis retrospectivo realizado al modelo ASEM, eliminando ($n=5$) un año cada vez y prediciendo las tendencias en la biomasa y la mortalidad por pesca (paneles superiores), la biomasa relativa a B_{RMS} (B/B_{RMS}) y la mortalidad por pesca relativa a F_{RMS} (F/F_{RMS}) (paneles medios), la biomasa relativa a K (B/K) y la curva de producción excedente (paneles inferiores) para cada escenario a partir de los ajustes del modelo de producción excedente bayesiano de estado espacio para el pez espada del Mediterráneo.

Figura 29. Análisis jackknife del índice realizado al modelo de referencia, eliminando un índice de CPUE cada vez y prediciendo las tendencias en la biomasa y la mortalidad por pesca (paneles superiores), la biomasa relativa a B_{RMS} (B/B_{RMS}) y la mortalidad por pesca relativa a F_{RMS} (F/F_{RMS}) (paneles medios), la biomasa relativa a K (B/K) y la curva de producción excedente (paneles inferiores) para cada escenario a partir de los ajustes del modelo de producción excedente bayesiano de estado espacio para el pez espada del Mediterráneo.

Figura 30. Análisis jackknife del índice realizado al modelo ASEM, eliminando un índice de CPUE cada vez y prediciendo las tendencias en la biomasa y la mortalidad por pesca (paneles superiores), la biomasa relativa a B_{RMS} (B/B_{RMS}) y la mortalidad por pesca relativa a F_{RMS} (F/F_{RMS}) (paneles medios), la biomasa relativa a K (B/K) y la curva de producción excedente (paneles inferiores) para cada escenario a partir de los ajustes del modelo de producción excedente bayesiano de estado espacio para el pez espada del Mediterráneo.

Figura 31. Serie temporal de captura alternativa utilizada en los ensayos de sensibilidad para explorar el posible impacto de la infradeclaración de las primeras capturas, 1950-1986 del 20 % (HistCx1.2), 50 % (HistCx1.5), 100 % (HistCx2) y 200 % (HistCx3) en los resultados de la evaluación de JABBA.

Figura 32. Análisis de sensibilidad realizado al modelo de referencia para cada supuesto respecto a las capturas históricas (multiplicando las primeras capturas desde 1950 a 1986 por factores de 1,2, 1,5, 2 y 3) y prediciendo las tendencias en la biomasa y la mortalidad por pesca (paneles superiores), la biomasa relativa a B_{RMS} (B/B_{RMS}) y la mortalidad por pesca relativa a F_{RMS} (F/F_{RMS}) (paneles medios), la biomasa relativa a K (B/K) y la curva de producción excedente (paneles inferiores) para cada escenario a partir de los ajustes del modelo de producción excedente bayesiano de estado espacio para el pez espada del Mediterráneo.

Figura 33. Análisis de sensibilidad realizado al modelo ASEM para cada supuesto respecto a las capturas históricas (multiplicando las primeras capturas desde 1950 a 1986 por factores de 1,2, 1,5, 2 y 3) y prediciendo las tendencias en la biomasa y la mortalidad por pesca (paneles superiores), la biomasa relativa a B_{RMS} (B/B_{RMS}) y la mortalidad por pesca relativa a F_{RMS} (F/F_{RMS}) (paneles medios), la biomasa relativa a K (B/K) y la curva de producción excedente (paneles inferiores) para cada escenario a partir de los ajustes del modelo de producción excedente bayesiano de estado espacio para el pez espada del Mediterráneo.

Figura 34. Diagrama de fase de producción excedente JABBA para el modelo de referencia (paneles izquierdos) y el modelo ASEM (paneles derechos) mostrando las trayectorias de las capturas en relación con B_{RMS} y RMS (paneles superiores) y diagrama de fase de Kobe mostrando las trayectorias estimadas (1959-2018) de B/B_{RMS} y F/F_{RMS} para el modelo de producción excedente bayesiano de estado espacio para el pez espada del Mediterráneo (paneles inferiores). Las diferentes zonas sombreadas en gris indican los intervalos de credibilidad del 50 %, 80 % y 95 % para el año terminal de la evaluación. La probabilidad de que los puntos del año terminal recaigan dentro de cada cuadrante se indica en la leyenda de la figura.

Figura 35. Ilustración de la serie de capturas (1950-2018) en relación con las estimaciones de RMS (captura/RMS) para el ensayo final de XSA incluyendo los descartes y el modelo JABBA combinado («referencia» y «ASEM») en el eje y izquierdo y las correspondientes trayectorias precitadas del modelo de SSB/SSB_{RMS} y B/B_{RMS} , respectivamente en el eje y derecho. Lo sombreado en verde indica el periodo (1950-1985) en el que las capturas permanecían por debajo de RMS y, por consiguiente, el stock debería encontrarse en el cuadrante verde del diagrama de fase de Kobe ($B > B_{RMS}$ y $F < F_{RMS}$). La línea negra horizontal discontinua indica los niveles de captura y de biomasa en RMS respectivamente y la línea roja discontinua indica el nivel de biomasa en el 50 % de B_{RMS} .

Figura 36. Desviaciones del error de proceso en la biomasa estimada a escala logarítmica (mediana: línea continua) para los modelos JABBA (modelos de referencia y ASEM). Las líneas azules verticales muestran el año 1987, cuando los índices de abundancia relativa empezaron a aportar información al modelo y las líneas rojas indican 2004 como el año aproximado en que se implementó la reglamentación de talla mínima.

Figura 37. Resultados finales del modelo de evaluación JABBA para el pez espada del Mediterráneo en forma de distribuciones a posteriori MCMC conjuntas de los ensayos del modelo JABBA (modelos de «referencia» y «ASEM»). (a) Serie temporal de capturas describiendo la estimación de RMS con el intervalo de credibilidad del 95 % asociado (línea discontinua), (b) biomasa relativa a B_0 (B/B_0) (paneles superiores), (c) tendencias en la biomasa y (d) mortalidad por pesca, (e) tendencias de la biomasa en relación con B_{RMS} (B/B_{RMS}) y (f) mortalidad por pesca relativa a F_{RMS} (F/F_{RMS}).

Figura 38. Diagrama de fase de Kobe mostrando las distribuciones a posteriori combinadas de B_{2018}/B_{RMS} y F_{2018}/F_{RMS} presentadas en forma de distribuciones a posteriori MCMC conjuntas de los ensayos del modelo JABBA (modelos de «referencia» y «ASEM») para el pez espada del Mediterráneo. La probabilidad de que los puntos de la distribución *a posteriori* recaigan dentro de cada cuadrante se indica en el diagrama de tarta.

Figura 39. Tendencias de la biomasa del stock (panel superior, B/B_{RMS}) y de la mortalidad por pesca (panel inferior, F/F_{RMS}) relativas proyectadas del pez espada del Mediterráneo con diferentes escenarios de TAC (0-15.000 t) basadas en las proyecciones combinadas de los ensayos del modelo JABBA (modelos de «referencia» y «ASEM»). Cada línea representa la mediana de 30000 iteraciones MCMC por año proyectado.

APPENDICES

Appendice 1. Ordre du jour.

Appendice 2. Liste des participants.

Appendice 3. Liste des documents et des présentations.

Appendice 4. Résumés fournis par les auteurs des documents et présentations SCRS.

Appendice 5. Scénarios finaux de XSA.

Appendice 6. Scénarios finaux de A4A.

APÉNDICES

Apéndice 1. Orden del día.

Apéndice 2. Lista de participantes.

Apéndice 3. Lista de documentos y presentaciones.

Apéndice 4. Resúmenes de los documentos y presentaciones SCRS presentados por los autores.

Apéndice 5. Ensayos finales de XSA.

Apéndice 6. Ensayos finales de a4a.

Table 1. Task 1 nominal catches (T1NC, t) of SWO-M by year, catch type and gear group, between 1950 and 2018. The LL dead discards series between 2008 and 2018, with the exception of EU-Spain (6.7 t in 2015 and 83.5 t in 2018), are preliminary estimates (SCRS/2020/028) adopted by the Group. The total catches used in the 2016 stock assessment (SA2016) is also shown (with the relative difference, %) for comparison.

Year	Catch type / gear group								Dead discards	TOTAL	TOTAL catches (SA2016)	Relative difference (%)
	LL	GN	HP	HL	PS	TW	others	UN				
1950	586									586	586	0
1951	580									580	580	0
1952	337									337	337	0
1953	501									501	0	100
1954	452									452	452	0
1955	340									340	340	0
1956	393									393	393	0
1957	395	250								645	250	158
1958	414	500								914	914	0
1959	401	200								601	200	200
1960	403	112								515	112	360
1961	500	112								612	206	197
1962	591	112								703	300	134
1963	498	224								722	318	127
1964	686	112								798	394	103
1965	1423	112						1	224	1760	1760	0
1966	1192	336							224	1752	1752	0
1967	869	111						1	336	1317	1317	0
1968	2570	115	194					1	560	3440	3440	0
1969	3313	133	277							3723	3723	0
1970	2993	99	249							3341	3341	0
1971	4496	76	402					1		4975	4975	0
1972	5399	5247	513					1		11160	5973	87
1973	4362	3985	388							8735	4809	82
1974	4564	4684	462					3		9713	5043	93
1975	3888	4219	416							8522	4314	98
1976	4318	4914	312							9544	4637	106
1977	4838	4791	417							10046	5285	90
1978	5186	5377	756				8			11327	5966	90
1979	5200	4980	475							10655	5547	92
1980	6230	5216	501							11947	6579	82
1981	6450	4873	461							11784	6814	73
1982	6112	3730	356							10198	6343	61
1983	6313	4016	366					1		10696	6896	55
1984	6709	6658	294					5		13666	13666	0
1985	7169	7816	298		1		1	5	3	15294	15292	0
1986	8166	8130	469							16765	16765	0
1987	8776	9219	325							18320	18320	0
1988	10250	9645	468					2		20365	20365	0
1989	7875	9542	345							17762	17762	0
1990	7346	8280	379					12		16018	16018	0
1991	7365	7971	397					12		15746	15746	0
1992	7631	7076						2		14709	14709	0
1993	7377	5819						4	65	13265	13265	0
1994	8985	6978						18	101	16082	16082	0
1995	6319	6648	11			0		11	26	13015	13015	0
1996	5884	5998	10					4	157	12053	12053	0
1997	5389	9195	12					5	92	14693	14693	0
1998	6674	7577	12				57	4	45	14369	14369	0
1999	6223	7372					52	3	49	13699	13699	0
2000	7129	8335	11				51	3	39	15569	15569	0
2001	7498	7420				4		6	78	15006	15006	0
2002	8042	4695						2	75	12814	12814	0
2003	10748	4870	7			2	0	8	58	15694	15674	0
2004	10877	3332	5	112		45		4	20	14405	14405	0
2005	10954	3265	6	175		56		7	46	14622	14600	0
2006	11323	3400		72		47		1	56	14915	14893	0
2007	11113	3023		1		22		1	48	14227	14227	0
2008	11479	587	27	0		12		2	30	1546	13683	12
2009	11020	477		0		2	4	3	333	1396	13235	12
2010	11918	411		1		3	3	2	926	1488	14754	11
2011	10288	388		1		3	24	3	744	1191	12640	10
2012	9131	0		2		34	15	3	727	1133	11046	11
2013	9047	2		4		13	24	2	5	973	10070	11
2014	9718	3	2	3		7	10	5	53	1168	10969	12
2015	10675	1	32	5		19	20	1	0	1230	11983	20
2016	10878	0	7	4		17	17	6	1	1369	12300	100
2017	8345		35	4		11	4	3	0	1988	10390	100
2018	6934	0	29	2		17	12	1	0	1682	8677	100

Table 2. Standard SCRS catalogue of SWO-M on Task 1/2 data availability by major fishery (flag/gear combinations ranked by order of importance) and year (1989 to 2018). Only the most important fisheries (representing $\pm 97.5\%$ of Task 1 total catches) are shown. For each data series, Task 1 (DSet= “t1”, in t) is visualised against its equivalent Task 2 availability (DSet= “t2”) scheme. The Task 2 colour scheme has a concatenation of characters (“a”= T2CE exists; “b”= T2SZ exists; “c”= T2CS exists) that represents the Task 2 data availability in the ICCAT-DB system.

						T1NC Total																																				
						17762	16018	15746	14709	13265	16082	13015	12053	14693	14369	13699	15569	15006	12814	15694	14405	14622	14915	14227	13683	13235	14754	12640	11046	10070	10969	11983	12300	10390	8677							
Species	Stock	Status	FlagName	GearGrp	DSet	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Rank	%	%cum				
SWO	MED	CP	EU.Italy	LL	t1	3799	2617	2442	3518	3260	3844	3035	2617	2458	2458	2680	2639	2236	1841	5844	5452	5560	5253	4564	5246	5438	5919	5313	4474	3304	3921	4883	4540	3882	2289	1	28.2%	28%				
SWO	MED	CP	EU.Italy	LL	t2	ab	b	ab	ab	b	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	b	ab	ab	b	bc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	bc	1						
SWO	MED	CP	EU.Italy	GN	t1	8865	6105	5698	4077	3070	3921	4264	2657	3632	3632	3632	4863	4152	1698	2540	1483	1891	2373	1948								0			2	17.3%	45%					
SWO	MED	CP	EU.Italy	GN	t2	ab	ab	ab	ab	ab	ab	b	b	b	b	b	ab	b	-1	b	b	b	b	-1									-1			2						
SWO	MED	CP	EU.España	LL	t1	1250	1438	1132	790	1293	1402	1351	1040	1184	1409	867	1396	1402	1421	1165	930	860	1405	1648	2063	1994	1785	1730	1580	1605	2019	2289	1732	1487	1470	3	10.6%	56%				
SWO	MED	CP	EU.España	LL	t2	ac	ac	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc	3					
SWO	MED	CP	EU.Greece	LL	t1	1120	1344	1904	1456	1568	2520	974	1237	750	1650	1520	1960	1730	1680	1230	1129	1424	1374	1907	989	1132	1494	1306	877	1731	1344	761	761	392	350	4	9.7%	66%				
SWO	MED	CP	EU.Greece	LL	t2	-1	ab	ab	ab	ab	ab	ab	-1	-1	ab	ab	ab	b	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	ab	b	ab	ab	4						
SWO	MED	CP	Maroc	GN	t1		866	1186	1883	2068	2109	1518	2461	4653	2905	2979	2503	2266	2230	1629	1299	722	603	615	587	477	410	387								5	8.9%	75%				
SWO	MED	CP	Maroc	GN	t2		-1	-1	-1	-1	b	-1	-1	-1	c	bc	abc	abc	b	b	b	b	b	b	abc	-1	abc	abc								5						
SWO	MED	CP	Maroc	LL	t1	97	371	508	807	517	527	169	273	245	323	259	205	754	1149	1670	1954	1801	1455	1107	1713	1388	1501	800	1003	963	968	604	1395	1350	1368	6	6.7%	81%				
SWO	MED	CP	Maroc	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	bc	abc	abc	abc	abc	abc	6							
SWO	MED	CP	Tunisie	LL	t1	159	176	181	178	354	298	378	352	346	414	468	483	567	1138	285	791	791	949	1024	1232	1233	1238	1267	1265	1262	1302	1307	1273	1377	1338	7	5.7%	87%				
SWO	MED	CP	Tunisie	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	a	a	a	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	7						
SWO	MED	CP	Algerie	LL	t1	590	173	173	6	173	185	247	247	247	178	126	166	439	347	238	174	93	496	492	977	570	560	234	433	467	693	705	842	755	725	8	2.9%	90%				
SWO	MED	CP	Algerie	LL	t2	-1	b	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	a	a	-1	-1	ab	ab	ab	ab	ab	ab	-1	-1	-1	8						
SWO	MED	CP	Algerie	GN	t1		539	389	389	389	415	560	560	560	590	531	599	642	467	427	233	311	87	108												9	1.9%	92%				
SWO	MED	CP	Algerie	GN	t2		-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	9						
SWO	MED	CP	EU.Malta	LL	t1	122	135	129	85	91	47	72	72	100	153	187	175	102	257	163	195	362	239	213	260	266	423	532	503	460	376	489	410	330	308	10	1.8%	94%				
SWO	MED	CP	EU.Malta	LL	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	ac	ac	ac	-1	-1	-1	abc	bc	ab	abc	ab	ab	abc	ab	abc	abc	abc	abc	abc	10						
SWO	MED	CP	Turkey	GN	t1	209	243	100	136	292	533	306	320	350	450	230	370	360	300	274	317	341	337	352												11	1.4%	95%				
SWO	MED	CP	Turkey	GN	t2	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	ab	ab	ab	ac	c							11						
SWO	MED	CP	Turkey	LL	t1																															12	0.8%	96%				
SWO	MED	CP	Turkey	LL	t2																			-1	a	a	a	ab	a	ab	abc	abc	bc	ab	abc	12						

Table 3. SWO-M overall catch-at-size (CAS) matrix by year and LJFL 5 cm classes (lower limit) including estimates of dead discards longline fleets 2008-2018.

Sum of Catch LJ (5 cm LJFL)	Year	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	
30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
45	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	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	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
55	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
60	0	0	0	0	0	0	0	899	0	1,015	1,064	1,003	909	8	851	1,256	368	824	1,034	3,804	4,990	3,367	2,059	3,350	8,520	5,900	921	6,671	2,858	638	398	307	8,228	5,034	30,969	3,334	30,947	5,865	641	776	17,820	867	67	236	224	61	546	689	
65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	375	388	100	206	1,819	1,282	1,034	1,533	2,624	5,028	5,502	9,887	8,479	5,339	3,577	676	1,880	1,211	2,106	804	404	13,881	3,832	1743	30,923	30,741	2,548	730	922	951	429	231	704						
70	0	0	0	0	0	0	859	628	750	775	339	3,380	3,499	1,625	1,439	8,200	5,207	27,583	30,827	34,359	8,465	10,392	7,822	30,455	9,838	10,668	3,931	5,109	10,079	1,523	13,881	19,938	20,240	2,534	7,520	12,314	2,729	23,305	42,760	5,459	1,920	1,246	3,070	2,208	1,881	759			
75	0	0	0	0	0	0	859	0	1,000	1,052	1,470	678	7,069	6,038	2,651	2,765	35,339	6,521	21,924	34,093	34,442	30,808	26,640	31,382	30,593	11,027	37,309	9,130	6,281	6,551	7,640	6,349	32,270	5,138	4,005	4,222	7,782	22,664	39,326	30,358	9,040	3,326	2,959	4,444	3,363	2,564	3,237		
80	1,833	1,484	1,561	1,319	1,470	1,645	2,606	628	1,500	1,552	1,470	678	10,226	38,068	5,343	3,386	27,266	3,386	35,566	12,405	35,387	24,391	32,564	20,390	32,302	30,205	25,476	30,002	33,567	35,509	17,464	6,674	30,256	5,861	6,732	18,331	23,272	25,959	25,521	32,800	30,701	5,913	4,924	6,584	8,772	3,049			
85	1,837	1,485	1,564	1,323	1,470	1,645	887	2,999	3,305	2,940	13,396	15,251	34,357	9,462	4,531	21,853	30,765	27,965	27,788	38,631	34,452	32,828	26,091	33,120	38,439	30,132	23,575	22,448	22,341	29,382	38,490	33,798	12,266	14,446	20,404	40,533	34,454	36,738	37,778	27,424	38,744	13,899	21,638	23,780	4,354	5,996			
90	6,435	5,384	5,429	4,636	5,268	5,758	6,972	33,821	4,499	4,659	4,430	2,034	34,359	20,332	12,698	6,408	32,604	33,899	34,852	24,888	38,609	44,767	31,304	46,268	30,841	37,311	34,397	44,998	39,382	36,925	5,813	27,141	73,087	23,842	22,637	66,430	76,520	36,001	48,594	33,330	47,301	40,723	26,363	32,782	31,279	21,234	34,833		
95	25,661	20,775	21,736	18,464	20,697	23,031	30,702	7,581	7,873	8,395	7,738	3,560	34,780	23,995	8,248	33,479	27,675	40,675	35,071	22,399	33,142	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765			
100	36,496	33,356	33,860	31,870	33,381	34,806	3,688	4,307	5,733	5,956	5,728	2,977	35,731	32,780	30,076	9,735	32,599	24,797	34,400	37,429	43,635	39,538	39,300	70,417	31,685	36,935	77,965	64,200	58,833	80,388	47,630	37,235	48,583	36,968	46,052	72,684	88,202	41,277	48,633	48,230	49,277	42,906	38,602	43,894	51,565	43,559	38,899		
105	9,121	6,678	7,000	5,035	3,278	7,440	6,435	4,606	5,643	6,389	9,341	4,332	36,366	25,681	17,601	11,247	38,825	11,332	31,599	48,538	38,362	41,093	38,290	38,667	32,396	35,399	39,124	36,717	63,784	36,818	60,756	40,286	49,295	33,336	64,397	31,853	33,383	43,572	42,922	38,444	38,622	35,049	35,866	35,631	43,368				
110	10,001	8,797	9,361	8,739	9,736	10,001	32,702	8,407	8,272	9,362	13,380	34,300	33,330	28,573	23,904	33,330	37,386	27,322	43,274	38,392	39,647	31,940	42,973	25,934	36,870	32,330	36,403	42,248	33,595	49,770	68,007	44,804	41,895	68,324	35,620	68,582	62,254	48,931	45,999	37,356	33,303	34,404	37,334	39,630	42,025	36,528			
115	25,671	20,775	21,736	18,464	20,697	23,031	30,702	7,581	7,873	8,395	7,738	3,560	34,780	23,995	8,248	33,479	27,675	40,675	35,071	22,399	33,142	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765	44,765				
120	17,297	29,742	31,671	27,687	30,460	33,878	40,830	22,303	23,246	18,234	46,100	33,330	31,549	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330			
125	32,025	39,809	44,433	44,466	37,636	32,734	33,300	48,075	44,402	38,249	46,593	72,357	94,336	71,390	78,006	92,272	63,382	70,411	67,470	39,534	35,332	32,738	39,760	27,871	30,884	28,331	24,965	33,475	36,780	39,469	34,960	39,240	30,810	20,009	32,740	32,383	28,131	25,700	25,797	23,538	36,990	21,932	26,348	25,904	23,891	22,37	33,306		
130	28,708	31,841	41,881	34,879	39,421	49,388	39,466	30,860	43,934	34,692	35,822	39,929	48,277	70,447	74,036	82,418	62,413	64,333	47,728	39,620	30,985	27,331	33,330	28,422	28,347	33,330	28,422	28,347	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330	33,330			
135	30,452	30,741	39,494	38,254	49,441	42,880	47,707	38,790	30,999	49,922	35,826	32,365	32,703	79,999	33,884	38,246	79,934	20,633	31,374	30,990	21,862	21,788	25,939	35,641	24,243	20,670	24,230	24,230	24,230	24,230	24,230	24,230	24,230	24,230	24,230	24,230	24,230	24,230	24,230	24,230	24,230	24,230	24,230	24,230	24,230	24,230	24,230		
140	25,960	30,741	37,837	37,329	21,551	35,437	20,675	30,083	34,486	30,037	32,451	21,434	25,595	39,422	26,456	36,325	36,328	34,833	21,684	24,425	21,156	36,307	30,056	34,611	34,602	32,818	32,826	38,363	36,483	39,330	35,980	20,762	36,282	34,438	35,598	38,275	35,102	35,856	20,734	35,308	30,988	30,983	36,881	33,005	35,727	33,965	34,449		
145	38,881	14,887	30,808	33,899	30,807	32,987	11,669	32,963	30,613	32,545	7,856	9,497	36,784	8,087	20,025	30,034	33,330	21,006	30,336	37,323	30,648	30,210	3,579	30,608	9,248	8,596	30,100	30,584	34,084	36,083	12,378	35,962	33,632	32,384	33,477	33,281	30,983	33,832	30,700	30,640	33,330	30,886	33,366	30,601	34,529	14,343	9,385		
150	17,734	13,338	34,328	30,326	34,285	15,576	30,680	6,626	6,853	7,883	8,380	30,363	31,446	12,239	30,830	7,787	12,382	14,429	8,026	22,560	10,097	9,377	10,440	7,681	9,807	9,808	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961			
155	8,381	5,840	6,021	5,338	6,885	5,820	8,158	5,394	7,071	6,856	7,995	4,891	8,790	6,842	9,750	12,075	12,382	14,429	8,026	22,560	10,097	9,377	10,440	7,681	9,807	9,808	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961	10,961			
160	6,777	5,433	4,460	3,829	5,281	4,803</																																											

Table 4. CAA matrix (slicing inverse-VB) including estimated dead discards from longline fleets 2008 – 2018.

YearC	Age0	Age1	Age2	Age3	Age4	Age5	Age6	Age7	Age8	Age9P	Total
1972	-	51,509	86,268	130,348	49,500	12,958	5,729	2,487	1,260	1,555	341,614
1973	-	41,699	66,501	108,353	28,584	12,387	5,562	2,668	383	1,269	267,408
1974	-	43,590	72,073	138,475	36,981	9,448	4,277	1,445	86	869	307,245
1975	-	37,064	67,107	128,997	30,637	7,184	2,429	1,059	244	708	275,429
1976	-	41,634	59,662	139,719	40,179	9,723	3,061	1,239	126	831	296,174
1977	-	46,227	77,441	159,818	29,754	9,525	3,522	1,356	121	823	328,586
1978	1,719	24,673	86,245	176,070	35,184	12,545	7,005	1,472	-	882	345,794
1979	628	24,627	61,690	156,909	27,190	15,908	7,913	1,438	1,303	3,318	300,925
1980	2,924	20,169	89,397	195,373	28,570	10,680	6,868	2,906	655	2,402	359,945
1981	3,027	20,971	88,147	174,985	29,926	11,027	8,001	3,044	1,100	3,676	343,904
1982	2,867	19,773	99,263	128,176	25,696	11,586	7,806	3,223	1,017	3,240	302,647
1983	1,322	9,421	129,633	148,057	27,258	10,039	4,909	1,288	271	1,353	333,553
1984	1,690	81,081	187,342	175,704	39,561	10,556	3,618	1,224	146	182	501,102
1985	9,759	106,423	148,484	203,322	36,156	21,783	8,621	2,735	1,497	567	539,346
1986	6,796	64,711	160,481	205,961	49,264	23,653	8,661	4,649	1,347	2,618	528,142
1987	4,207	36,539	138,807	282,198	61,134	20,922	6,952	3,643	1,911	1,202	557,516
1988	8,927	171,055	102,700	281,294	88,991	28,549	9,014	3,729	683	555	695,497
1989	9,368	78,094	109,714	312,367	59,356	16,691	4,759	1,556	456	353	592,715
1990	32,860	200,435	243,816	151,699	30,591	15,416	6,931	3,321	1,411	1,516	687,997
1991	36,704	163,928	201,891	123,822	49,500	20,364	9,334	3,758	2,254	1,594	613,150
1992	34,087	156,586	196,227	100,115	47,036	21,642	9,089	3,725	2,356	2,059	572,921
1993	16,023	226,215	195,220	89,263	32,695	16,825	7,502	3,880	1,510	1,953	591,086
1994	27,569	194,967	216,650	110,454	37,863	22,029	11,044	6,444	3,094	3,756	633,870
1995	19,856	270,687	160,587	80,475	27,189	15,984	8,974	4,538	2,069	2,997	593,356
1996	34,866	222,703	145,767	83,586	29,989	13,968	7,864	3,668	1,794	4,142	548,345
1997	21,846	380,181	194,916	99,174	29,730	16,706	6,280	3,041	1,650	2,358	755,883
1998	32,059	358,399	184,758	83,346	32,913	20,588	8,710	3,406	1,520	1,721	727,421
1999	9,380	182,651	253,000	96,030	36,806	15,237	6,469	3,568	1,590	1,873	606,604
2000	7,605	126,155	276,137	126,774	40,408	23,912	9,385	5,609	1,953	2,108	620,047
2001	17,440	199,737	254,324	111,737	39,390	16,060	7,183	3,109	2,284	3,016	654,281
2002	10,297	195,896	182,016	89,663	34,090	16,831	7,275	3,677	1,656	1,878	543,280
2003	41,176	127,457	266,732	114,886	43,207	20,782	7,929	3,759	2,403	2,749	631,081
2004	53,052	236,338	172,035	88,188	38,879	21,348	8,795	4,744	2,288	3,330	628,998
2005	55,039	149,628	138,038	61,807	41,989	28,867	14,358	8,527	4,213	6,419	508,884
2006	12,977	141,859	197,874	80,525	36,123	22,535	11,945	7,310	3,836	6,004	520,987
2007	37,991	247,354	156,130	90,733	38,425	19,147	8,131	3,840	2,447	2,881	607,077
2008	18,210	301,699	226,448	79,708	30,624	13,863	4,668	2,067	1,159	2,729	681,174
2009	5,421	237,967	224,836	76,306	38,262	19,260	6,210	2,234	1,479	1,751	613,726
2010	40,492	260,375	161,346	90,334	51,109	22,785	8,828	3,917	2,422	2,122	643,729
2011	95,943	218,815	180,005	79,528	39,618	14,373	8,628	3,484	1,369	3,680	645,443
2012	8,635	194,975	134,349	55,873	28,915	15,079	8,387	5,591	2,510	2,454	456,768
2013	3,350	141,875	148,570	63,827	27,361	12,760	6,969	3,555	1,823	2,002	412,092
2014	5,099	95,734	174,082	81,789	32,448	14,888	6,994	2,370	616	2,841	416,862
2015	6,781	186,173	158,819	77,867	29,773	12,709	7,076	3,858	1,841	3,986	488,884
2016	3,325	215,089	163,137	73,755	36,053	18,328	7,314	2,265	1,330	2,837	523,431
2017	3,312	129,145	139,012	45,855	32,518	20,510	9,326	4,358	1,956	1,167	387,158
2018	4,596	115,848	121,877	43,659	27,474	14,710	5,307	2,620	1,462	1,492	339,046

Table 5. CAA matrix (mixture distribution) including estimated dead discards from the longline fleets 2008- 2018.

Year	Age 0	Age 1	Age 2	Age 3	Age 4	Age 5	Age 6 Plus	Total
1972	1	62,589	116,621	106,369	33,002	13,365	9,666	341,614
1973	1	48,997	91,311	83,476	26,009	10,609	7,005	267,408
1974	1	56,271	104,795	96,560	29,882	12,071	7,665	307,245
1975	1	50,359	94,412	87,458	26,995	10,879	5,325	275,429
1976	0	54,288	100,956	93,752	29,175	11,838	6,164	296,174
1977	1	60,107	112,691	104,214	32,172	12,968	6,433	328,586
1978	878	47,471	114,688	122,526	41,126	19,104	0	345,794
1979	0	53,728	100,796	94,460	28,975	11,746	11,220	300,925
1980	2,026	44,618	118,122	136,674	40,391	18,113	0	359,945
1981	857	30,201	109,296	141,301	42,500	19,749	0	343,904
1982	776	22,008	101,744	118,510	39,628	19,980	0	302,647
1983	678	25,960	114,673	133,611	40,113	18,518	0	333,553
1984	0	95,976	174,096	159,703	50,338	20,852	137	501,102
1985	3,711	100,498	185,390	170,234	55,417	24,096	1	539,346
1986	2,070	80,775	178,200	178,280	60,521	28,295	0	528,142
1987	2,256	86,807	187,699	190,215	61,577	28,962	0	557,516
1988	4,447	135,166	231,918	221,616	71,925	30,426	0	695,497
1989	5,888	109,881	200,117	191,426	60,389	25,013	0	592,715
1990	10,033	136,060	239,899	210,755	65,164	26,077	9	687,997
1991	8,529	119,930	213,274	187,465	59,523	24,424	5	613,150
1992	8,021	111,762	200,132	174,183	55,773	23,050	0	572,921
1993	6,589	121,644	208,714	174,800	56,255	23,084	0	591,086
1994	4,032	121,669	231,397	186,118	62,893	27,761	0	633,870
1995	11,308	120,790	208,645	175,595	54,969	22,047	1	593,356
1996	13	134,877	187,226	151,117	51,335	23,778	0	548,345
1997	3,740	159,523	269,634	222,874	70,993	29,118	1	755,883
1998	14,551	150,363	251,491	216,716	67,415	26,885	1	727,421
1999	3,803	122,369	218,077	181,574	57,740	23,040	2	606,604
2000	0	112,254	240,360	174,117	66,490	26,773	54	620,047
2001	1,896	129,580	239,672	193,452	62,951	26,730	0	654,281
2002	0	109,194	193,543	162,843	53,239	22,715	1,745	543,280
2003	15,107	121,985	219,163	191,461	59,514	23,850	0	631,081
2004	18,431	127,851	214,889	186,521	58,077	23,227	1	628,998
2005	57,643	59,154	187,918	83,771	71,674	48,725	0	508,884
2006	2,006	72,838	209,269	146,896	59,327	30,651	0	520,987
2007	15,370	120,797	209,288	182,444	56,602	22,577	0	607,077
2008	8,988	158,225	394,418	45,192	73,713	2	636	681,174
2009	14	153,431	287,750	82,711	89,195	0	625	613,726
2010	715	141,169	220,860	190,296	63,504	27,185	1	643,729
2011	48,823	250,184	180,587	90,042	52,175	23,633	0	645,443
2012	2,223	97,461	164,453	125,879	45,420	21,332	1	456,768
2013	162	80,799	153,481	114,196	42,481	20,972	1	412,092
2014	6	69,814	162,575	119,991	44,876	19,601	0	416,862
2015	0	84,659	277,608	52,682	59,456	13,604	876	488,884
2016	0	105,987	184,704	155,784	49,946	20,197	6,814	523,431
2017	374	69,451	144,391	110,631	42,255	20,056	1	387,158
2018	3,716	60,439	126,388	97,731	35,161	15,610	0	339,046

Table 6. Relative abundance indices available for the 2020 Mediterranean swordfish stock assessment.

Period	1987-2018	1987-2018	2010-2019	2010-2019	2012-2018	1988-2018	1988-2018	1999-2011	1991-2009	1990-2009	1991-2009
SCRS paper	SCRS/2020/021	SCRS/2020/021	SCRS/2020/027	SCRS/2020/027	SCRS/2020/026	SCRS/2020/043	SCRS/2020/043	SCRS/2010/083	SCRS/2014/105	SCRS/2010/085	SCRS/2014/112
Country/Location	Greece	Greece	Liguria	Liguria	Morocco	Spain	Spain	Morocco	Sicily	Sicily	Ligurian Sea
Gear	Longline	Longline	Longline (meso)	Longline (meso)	Longline	Longline	Longline	Gillnet	Longline	Gillnet	Longline
Unit	weight	number	weight	number	weight	number	weight	weight	weight	weight	
Used in 2016 XSA	Yes	No	No	No	Yes	No	No	No	No	No	No
Use in 2020 SA	Use				Use	Use		No	No	No	Sensitivity only
Year	GRC_LL	GRC_LL	LIG_LL	LIG_LL	MOR_LL	SPN_LL	SPN_LL	MOR_GN	SIC_LL	SIC_GN	LIG_LL
1987	214.7	9.55									
1988	238.2	10				3.40	127.76				
1989						2.33	115.50				
1990	234.5	14.87				2.46	124.56			8.3	
1991	316.8	10.86				2.92	85.88		100.3	9.8	88.5
1992	127.4	4.01				3.05	74.20		98.5	16.9	66.1
1993	211.4	13.27				3.04	98.34			13.0	68.8
1994	298.4	10.38				3.28	120.48		99.5	9.5	90.6
1995	181.4					3.11	96.20		124.2	14.7	94.6
1996						2.73	82.06			9.3	94.3
1997						2.68	83.99		75.9	14.0	101.1
1998	250.2	5.66				2.89	93.77		127.6	10.1	144.9
1999	172.7	5.87				2.67	87.30	58.3	151.5	12.7	101.9
2000	125.9	4.69				2.47	122.76	66.7	93.3	14.9	134.7
2001	130.6	4.95				2.75	85.68	43.1	144.0	13.1	181.6
2002	107.3	4.41				3.37	128.38	56.0	204.8		140.3
2003	128.6	3.88				2.90	81.83	48.2	82.2		152.3
2004	125.6	8.88				2.56	61.26	58.4	111.2	15.2	98.9
2005	131.5	4.8				2.79	84.28	70.7	123.2	12.1	80.8
2006	136.5	5.8				2.89	112.69	66.2	140.6	30.7	125.0
2007	140.6	5.31				3.17	120.07	63.2	81.1		240.0
2008	134.0	5.31				3.10	152.84	69.2	87.0	3.3	208.2
2009	121.9	5.53				2.54	98.10	55.6	99.1	2.0	123.4
2010	141.4	6.51	332.03	7.95		2.64	106.68	51.9			
2011	116.3	5	239	7.17		2.77	102.68	46.5			
2012	106.5	4.94	143.5	5.29	276.9	3.07	131.75				
2013	167.9	8.69	158.52	5.03	164.0	2.82	88.38				
2014	128.4	5.72	224.52	8.01	190.5	2.85	95.17				
2015	115.7	5.82	160.05	5.14	156.8	2.85	86.05				
2016	125.5	6.32	145.51	5.62	59.0	2.86	70.79				
2017	70.7	3.7	118.75	4.19	67.9	2.79	122.10				
2018	84.3	4.65	88.53	3.38	91.4	2.57	106.27				

Table 7. Summary of the evaluation CPUE table for the Mediterranean swordfish stock assessment.

SCRS Doc No.	SCRS/2020/021	SCRS/2020/027	SCRS/2020/026	SCRS/2020/043	SCRS/2010/083	SCRS/2014/105	SCRS/2010/085
Index Name:	Greece longline	Liguria longline	Morocco longline	Spain longline Biomass	Morocco gillnet	Sicily longline	Sicily gillnet
Data Source (state if based on logbooks, observer data etc)	Observations	Observations at landings and at sea	Fish market statistics	Observer aboard	Fish market statistics	Observations	Observations
Do the authors indicate the percentage of total effort of the fleet the CPUE data represents?	No	No	No	Yes on catches	No	No	No
If the answer to 1 is yes, what is the percentage?				43% latest years			
Are sufficient diagnostics provided to assess model performance??	Sufficient	Sufficient	Sufficient	Sufficient	Sufficient	Sufficient	Sufficient
How does the model perform relative to the diagnostics?	Well	Well	Well	Well	Well	Well	Well
Documented data exclusions and classifications?	NA	NA	NA	Yes	NA	NA	NA
Data exclusions appropriate?	NA	NA	NA	Yes	NA	NA	NA
Data classifications appropriate?	NA	NA	NA	Yes	NA	NA	NA
Geographical Area	East Med	Ligurian Sea	St. Gibraltar, West Med	Western Med	Strait of Gibraltar, West Med	Central Med	Central Med
Data resolution level	trip	trip	trip	trip	trip	trip	trip
Ranking of Catch of fleet in TINC database (use data catalogue)	1-5	NA	6-10	1-5	1-5	NA	NA
Length of Time Series	longer than 20 years	6-10 years	6-10 years	longer than 20 years	11-20 years	11-20 years	11-20 years
Are other indices available for the same time period?	Few	Few	Few	Few	Few	Few	Few
Are other indices available for the same geographic range?	None	None	Few	Few	Few	None	None
Does the index standardization account for Known factors that influence catchability/selectivity? (e.g. Type of hook, bait type, depth etc.)	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Estimated annual CV of the CPUE series	Medium	Medium	Low	Low	Low	Medium	Medium
Annual variation in the estimated CPUE exceeds biological plausibility	Unlikely	Unlikely	Unlikely	Unlikely	Unlikely	Unlikely	Unlikely
Is data adequate for standardization purposes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Is this standardised CPUE time series continuous?	No	Yes	Yes	Yes	No	No	No
For fisheries independent surveys: what is the survey type?							
For 19: Is the survey design clearly described?							
Other Comments	Index both Numbers and Biomass Localised (< 10 x 10 degrees)	Index in Numbers and biomass. Recommend to use Biomass index	Localised (< 10 x 10 degrees)	Index both Numbers and biomass Recommend use Biomass index	Localised (< 10 x 10 degrees)	Localised (< 10 x 10 degrees)	Localised (< 10 x 10 degrees)

Table 8. XSA control settings for Continuity run and Candidate runs for the Mediterranean swordfish.

Parameters	Continuity run	Candidate runs
shk.n	TRUE	TRUE
shk.yrs	10	10
rage	1	1
maxit	100	100
shk.f	TRUE	TRUE
shk.ages	2	4
fse	0.5	0.5
min.nse	0.3	0.3
qage	6	6
window	100	100
tsrange	10	20
tspower	1	1

vpa	TRUE	TRUE
F range:minbar	2	2
maxfbar	4	4

Table 9. Parameter settings applied to a4a for the Mediterranean swordfish.

Parameters	Settings
the initial age structure N1	a smoother (N : $\sim s(\text{age}, k = 3)$)
the recruitment R	a smoother (R: $\sim s(\text{year}, k = 15)$)
separable F model	with age and year effect modeled using splines ($\sim s(\text{year}, k = 17) + s(\text{age}, k = 3)$)
the catchability of the surveys q	a constant model (~ 1) was assumed for the Greek, Spanish and Sicilian longline indices, while a smoothing effect on the year was assumed for Moroccan and Ligurian longlines, due to the trend in the residuals.

Table 10. Results for r prior distributions and median shape parameter with corresponding B_{MSY}/K values generated an Age-Structured Equilibrium Model (ASEM) with a Beverton-Holt Stock-Recruitment relationship using Monte-Carlo simulations.

Parameter	Scenario			
	Reference	M Constant	M Lorenzen	Joint
r	0.49	0.186	0.176	0.181
sd of $\log(r)$	0.47	0.198	0.207	0.204
B_{MSY}/K	0.5	0.38	0.38	0.38
shape m	2	1.06	1.08	1.07

Table 11. Summary of posterior quantiles presented in the form of marginal posterior medians and associated with the 95% credibility intervals of parameters for the Bayesian state-space surplus production models for Mediterranean swordfish.

Estimates	Reference model			ASEM model		
	Median	2.50%	97.50%	Median	2.50%	97.50%
K	135017	79495	259387	194523	139243	290538
r	0.414	0.219	0.748	0.188	0.129	0.268
$\square$ (ψ)	0.996	0.821	1.204	0.994	0.820	1.200
σ_{proc}	0.094	0.045	0.163	0.084	0.038	0.150
F_{MSY}	0.207	0.11	0.374	0.176	0.121	0.251
B_{MSY}	67509	39748	129693	73928	52919	110417
MSY	13811	11275	21476	12931	10709	17468
B_{1950}/K	0.991	0.755	1.265	0.989	0.758	1.25
B_{2018}/K	0.329	0.186	0.597	0.296	0.155	0.51
B_{2018}/B_{MSY}	0.65	0.376	1.33	0.777	0.404	1.41
F_{2018}/F_{MSY}	0.99	0.312	1.686	0.880	0.373	1.679

Table 12. Summary Mohn's rho statistic computed for a retrospective evaluation period of five years. The larger the threshold the stronger the retrospective bias.

Scenario	Stock Quantity					
	B	F	B/B_{MSY}	F/F_{MSY}	B/K	MSY
Reference	0.061	-0.057	0.158	-0.173	0.158	0.045
ASEM	0.086	-0.078	0.101	-0.132	0.101	0.042

Table 13. Estimates of biomass, fishing mortality, biomass relative to B_{MSY} , and fishing mortality relative to F_{MSY} between 1950 and 2018 in the form of joint MCMC posteriors of JABBA model runs ('Reference' and 'ASEM' models) for Mediterranean Swordfish with 95% credibility intervals.

Year	Biomass			Fishing mortality			B/B_{MSY}			F/F_{MSY}		
	Median	95%LCI	95%UCI	Median	95%LCI	95%UCI	Median	95%LCI	95%UCI	Median	95%LCI	95%UCI
1950	166334	79573	286551	0.004	0.002	0.007	2.271	1.581	3.185	0.019	0.013	0.028
1951	164594	79509	285516	0.004	0.002	0.007	2.228	1.586	3.165	0.019	0.013	0.028
1952	163633	79219	283719	0.002	0.001	0.004	2.217	1.573	3.151	0.011	0.008	0.016
1953	163179	79329	283636	0.003	0.002	0.006	2.208	1.578	3.135	0.017	0.011	0.024
1954	162847	79952	282616	0.003	0.002	0.006	2.199	1.569	3.135	0.015	0.010	0.022
1955	162326	79948	283488	0.002	0.001	0.004	2.195	1.564	3.138	0.011	0.008	0.017
1956	162337	79673	281358	0.002	0.001	0.005	2.199	1.557	3.135	0.013	0.009	0.019
1957	161879	79847	280619	0.004	0.002	0.008	2.193	1.567	3.131	0.022	0.015	0.032
1958	161739	79766	278276	0.006	0.003	0.011	2.188	1.561	3.118	0.031	0.021	0.045
1959	161463	79369	278628	0.004	0.002	0.008	2.180	1.551	3.102	0.020	0.014	0.030
1960	161406	79398	278104	0.003	0.002	0.006	2.182	1.549	3.112	0.018	0.012	0.026
1961	161173	79502	277125	0.004	0.002	0.008	2.181	1.552	3.106	0.021	0.014	0.031
1962	161469	79224	277061	0.004	0.003	0.009	2.179	1.548	3.118	0.024	0.016	0.035
1963	161350	79104	275819	0.004	0.003	0.009	2.177	1.546	3.104	0.025	0.016	0.036
1964	161295	79118	273488	0.005	0.003	0.010	2.177	1.550	3.116	0.027	0.018	0.040
1965	161066	79351	274834	0.011	0.006	0.022	2.175	1.554	3.110	0.060	0.040	0.088
1966	159640	78183	273633	0.011	0.006	0.022	2.154	1.538	3.091	0.060	0.040	0.088
1967	158869	77861	271862	0.008	0.005	0.017	2.143	1.524	3.080	0.045	0.030	0.067
1968	158665	77567	271166	0.022	0.013	0.044	2.148	1.523	3.060	0.119	0.080	0.175
1969	156275	76452	268793	0.024	0.014	0.049	2.114	1.502	3.038	0.130	0.087	0.191
1970	154805	75384	267637	0.022	0.012	0.044	2.091	1.480	3.032	0.118	0.078	0.174
1971	154066	74867	266397	0.032	0.019	0.066	2.082	1.473	3.012	0.177	0.117	0.260
1972	151665	73390	263596	0.074	0.042	0.152	2.050	1.450	2.976	0.403	0.266	0.595
1973	143866	67157	254272	0.061	0.034	0.130	1.939	1.345	2.862	0.334	0.216	0.497
1974	140688	65924	250399	0.069	0.039	0.147	1.901	1.310	2.810	0.381	0.243	0.569
1975	136419	64412	244661	0.062	0.035	0.132	1.850	1.271	2.752	0.343	0.217	0.516
1976	134562	64248	243216	0.071	0.039	0.149	1.836	1.254	2.730	0.388	0.245	0.585
1977	132439	63700	239539	0.076	0.042	0.158	1.803	1.235	2.692	0.415	0.260	0.629
1978	129766	62606	237620	0.087	0.048	0.181	1.773	1.212	2.644	0.476	0.297	0.724
1979	126340	61332	233153	0.084	0.046	0.174	1.727	1.178	2.592	0.460	0.284	0.700
1980	124651	60256	229208	0.096	0.052	0.198	1.707	1.162	2.563	0.523	0.322	0.790
1981	121748	59556	224779	0.097	0.052	0.198	1.671	1.137	2.520	0.527	0.320	0.803
1982	119512	58454	221246	0.085	0.046	0.174	1.643	1.108	2.481	0.465	0.283	0.708
1983	119182	59525	218892	0.090	0.049	0.180	1.647	1.119	2.446	0.488	0.297	0.734
1984	118598	60695	217038	0.115	0.063	0.225	1.644	1.127	2.419	0.627	0.383	0.927
1985	114963	59123	211464	0.133	0.072	0.259	1.594	1.100	2.347	0.724	0.435	1.062
1986	110034	56682	205567	0.152	0.082	0.296	1.530	1.054	2.270	0.830	0.488	1.208
1987	104322	53667	199440	0.176	0.092	0.341	1.459	0.990	2.168	0.958	0.546	1.388
1988	98083	50778	191426	0.208	0.106	0.401	1.374	0.924	2.066	1.134	0.626	1.639
1989	90257	45160	181231	0.197	0.098	0.393	1.265	0.834	1.955	1.077	0.575	1.575
1990	87056	43657	177013	0.184	0.090	0.367	1.223	0.800	1.908	1.007	0.528	1.482
1991	82948	41330	169480	0.190	0.093	0.381	1.166	0.755	1.823	1.037	0.546	1.543
1992	76613	37407	157851	0.192	0.093	0.393	1.079	0.686	1.676	1.048	0.554	1.580
1993	79223	39283	162197	0.167	0.082	0.338	1.113	0.717	1.752	0.916	0.473	1.365
1994	82428	41658	169040	0.195	0.095	0.386	1.154	0.752	1.845	1.072	0.543	1.593
1995	75904	37559	157345	0.171	0.083	0.347	1.067	0.681	1.692	0.938	0.479	1.409
1996	73171	36084	151294	0.165	0.080	0.334	1.031	0.649	1.631	0.900	0.465	1.373
1997	73902	36924	150474	0.199	0.098	0.398	1.040	0.660	1.624	1.084	0.567	1.653
1998	74352	37475	152588	0.193	0.094	0.383	1.045	0.669	1.644	1.059	0.541	1.592
1999	71484	35912	147776	0.192	0.093	0.381	1.005	0.644	1.592	1.048	0.532	1.569
2000	69840	35525	144374	0.223	0.108	0.438	0.983	0.630	1.571	1.218	0.621	1.827
2001	65922	32955	137542	0.228	0.109	0.455	0.929	0.591	1.477	1.244	0.629	1.880
2002	64292	32010	135982	0.199	0.094	0.400	0.907	0.574	1.461	1.088	0.544	1.654
2003	63567	32101	132689	0.247	0.118	0.489	0.899	0.571	1.420	1.347	0.688	2.029
2004	61467	30675	129320	0.234	0.111	0.470	0.868	0.549	1.382	1.279	0.654	1.936
2005	63760	31906	134533	0.229	0.109	0.458	0.900	0.574	1.444	1.251	0.633	1.886
2006	67307	33970	142006	0.222	0.105	0.439	0.949	0.606	1.544	1.213	0.603	1.813
2007	69367	34803	147313	0.205	0.097	0.409	0.976	0.621	1.615	1.124	0.547	1.687
2008	70578	35110	149833	0.194	0.091	0.390	0.995	0.628	1.669	1.059	0.508	1.614
2009	69186	34298	146824	0.191	0.090	0.386	0.973	0.613	1.616	1.048	0.510	1.588
2010	70193	34956	149730	0.210	0.099	0.422	0.989	0.626	1.656	1.150	0.555	1.747
2011	66251	32151	142839	0.191	0.088	0.393	0.931	0.577	1.571	1.047	0.496	1.610
2012	64573	30669	140029	0.171	0.079	0.360	0.908	0.554	1.539	0.939	0.442	1.470
2013	63632	30508	136378	0.158	0.074	0.330	0.894	0.551	1.499	0.867	0.414	1.349
2014	62625	30445	133253	0.175	0.082	0.360	0.881	0.542	1.473	0.960	0.461	1.492
2015	58467	28354	125152	0.205	0.096	0.423	0.823	0.505	1.371	1.122	0.539	1.754
2016	54019	25725	118294	0.228	0.104	0.478	0.763	0.457	1.284	1.244	0.590	1.996
2017	51258	23105	115903	0.203	0.090	0.450	0.725	0.409	1.262	1.106	0.510	1.870
2018	50692	22101	116525	0.171	0.074	0.393	0.719	0.382	1.278	0.929	0.421	1.680

Table 14. Summary of reference points (median and 95% credibility intervals) presented in the form of joint MCMC posteriors of JABBA model runs ('Reference' and 'ASEM' models) for Mediterranean swordfish.

Estimates	Median	Lower 95%CI	Upper 95%CI
B_0	169231	85506	274312
F_{MSY}	0.186	0.116	0.344
B_{MSY}	71319	42562	113758
MSY	13325	10899	17346
B_{2018}	50692	22101	116525
F_{2018}	0.171	0.074	0.393
B_{2018}/B_0	0.312	0.168	0.557
B_{2018}/B_{MSY}	0.719	0.382	1.278
F_{2018}/F_{MSY}	0.929	0.421	1.680

Table 15. Estimated probabilities of the Mediterranean swordfish stock being above B_{MSY} (not overfished) for a range of fixed total catches of 0 – 15,000 tonnes over the projection horizon 2021-2028 based on joint projection MCMC posteriors of JABBA model runs ('Reference' and 'ASEM' models).

TAC Year	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028
0	31	52	71	84	92	96	98	99
7000	31	41	51	59	67	73	77	81
8000	31	39	47	55	61	67	71	75
9000	31	38	44	50	56	60	64	68
10000	31	36	41	46	50	53	57	60
10250	31	36	40	45	49	52	55	58
10500	31	35	39	43	47	50	53	56
10750	31	35	39	42	45	48	51	53
11000	31	34	38	41	44	47	49	51
11250	31	34	37	40	43	45	47	49
11500	30	34	37	39	41	44	45	47
11750	31	33	36	38	40	42	43	45
12000	30	33	35	37	38	40	41	43
12250	30	32	34	35	37	38	39	40
12500	30	31	32	34	35	36	37	38
12750	29	31	32	33	33	34	35	35
13000	29	30	31	31	32	33	33	33
14000	25	25	25	25	25	25	25	24
15000	21	20	20	19	18	18	17	17

Table 16. Estimated probabilities of the Mediterranean swordfish stock being below F_{MSY} (overfishing not occurring) for a range of fixed total catches of 0 – 15,000 tonnes over the projection horizon 2021-2028 based on joint projection MCMC posteriors of JABBA model runs ('Reference' and 'ASEM' models).

TAC Year	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028
0	100	100	100	100	100	100	100	100
7000	84	87	90	91	93	94	94	95
8000	76	80	83	85	87	88	90	91
9000	68	72	75	77	80	81	82	84
10000	58	62	65	68	70	72	73	74
10250	56	60	62	65	67	69	71	72
10500	54	57	60	62	64	66	68	69
10750	51	54	57	59	61	63	64	66
11000	49	52	55	57	59	60	61	63
11250	47	50	52	54	56	57	58	59
11500	45	47	49	51	53	54	55	56
11750	43	45	47	48	50	51	52	53
12000	41	43	44	46	47	48	49	50
12250	39	40	42	43	44	45	45	46
12500	37	38	39	40	41	42	42	43
12750	35	36	37	38	38	39	39	40
13000	33	34	35	35	36	36	36	36
14000	27	27	27	26	26	26	26	25
15000	22	21	20	20	19	18	18	17

Table 17. Estimated probabilities of the Mediterranean swordfish stock being above B_{MSY} and below F_{MSY} (green zone) for a range of fixed total catches (0 – 15,000 t) over the projection horizon 2021-2028 based on joint projection MCMC posteriors of JABBA model runs ('Reference' and 'ASEM' models).

TAC Year	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028
0	31	52	71	84	92	96	98	99
7000	31	41	51	59	67	73	77	81
8000	31	39	47	55	61	67	71	75
9000	31	38	44	50	56	60	64	68
10000	31	36	41	46	50	53	57	60
10250	31	36	40	45	49	52	55	58
10500	31	35	39	43	47	50	53	56
10750	31	35	39	42	45	48	51	53
11000	31	35	38	41	44	47	49	51
11250	31	34	37	40	43	45	47	50
11500	31	34	37	39	42	44	45	47
11750	31	34	36	38	40	42	43	45
12000	31	33	35	37	39	41	42	43
12250	31	33	35	36	37	38	39	40
12500	31	32	33	35	36	37	38	38
12750	31	32	33	34	35	35	36	36
13000	31	32	33	33	33	34	34	34
14000	31	30	30	29	29	28	28	27
15000	31	29	27	26	24	23	22	21

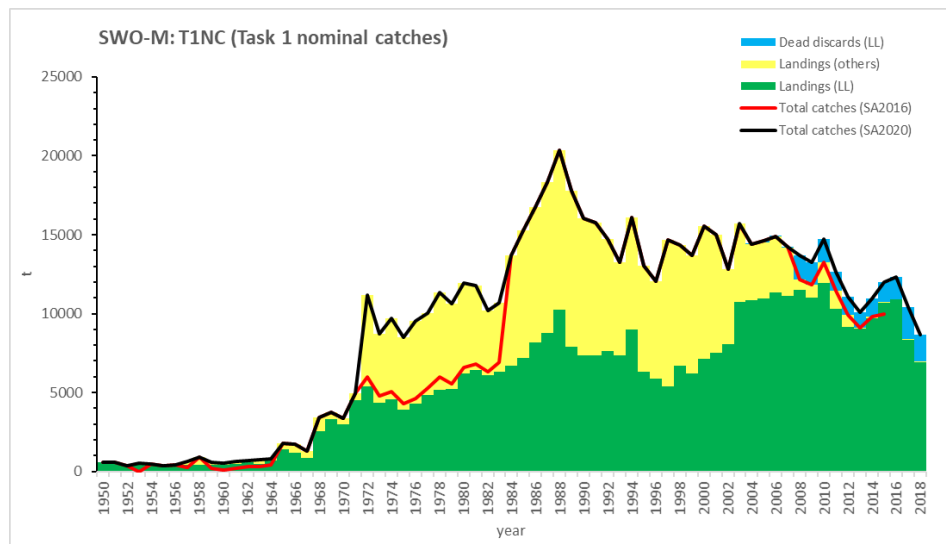


Figure 1. SWO-M total nominal catches (T1NC, t) by year, showing total landings (LL and other gears) and dead discards (reported and estimated in SCRS/2020/028). The total catches used in the 2016 stocks assessment (SA2016) is shown for comparative purposes.

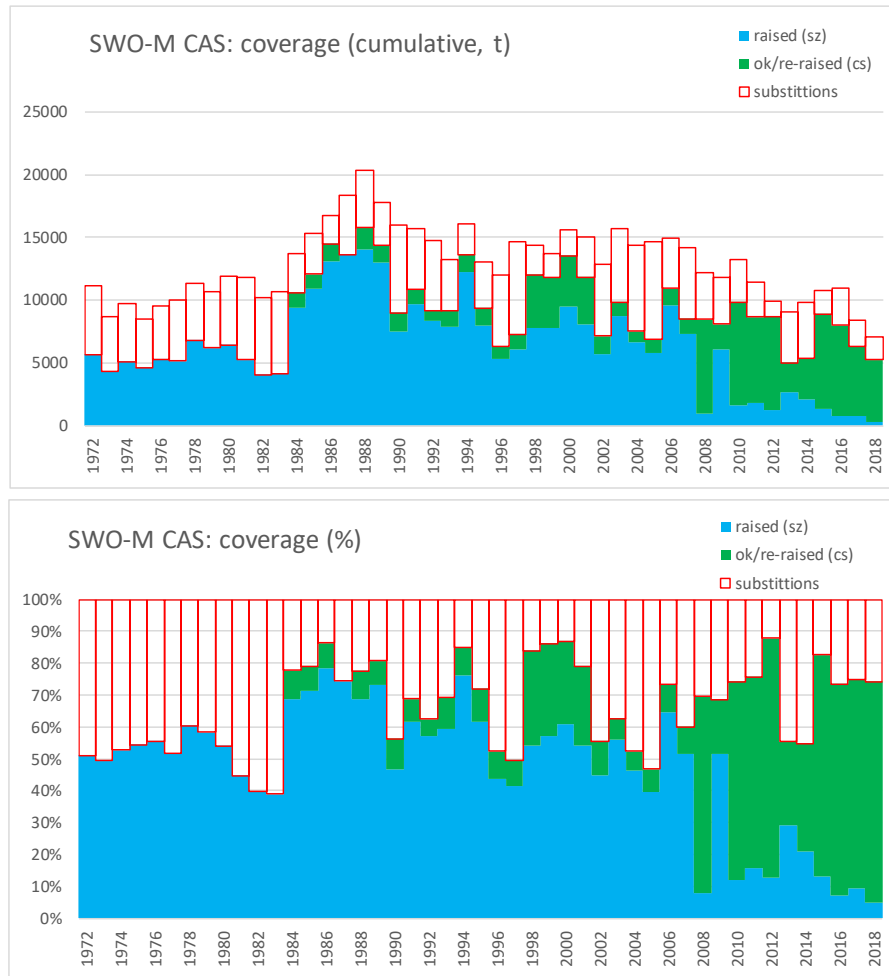


Figure 2. Task 1 nominal catches (T1NC, t) covered by size information in each year. Series in “blue” represent raised T2SZ data. Series in “green” represent T2CS (re-raised or not) data. The series in “red” indicate that no size information exists and a substitution was made. Whereas the top panel shows cumulative T1NC absolute catch series, the bottom panel shows the relative ratio.

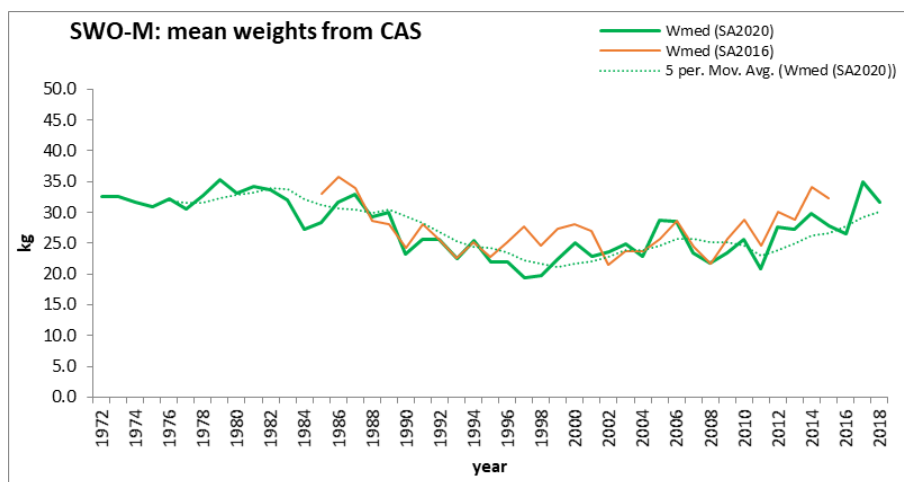


Figure 3. Weighted (flag and gear) yearly mean weights (kg) obtained from the two CAS matrices estimated and used in the 2016 and the 2020 stock assessments (respectively SA2016 and SA2020 series). The 5-year period moving average is shown only for the latest series (SA2020).

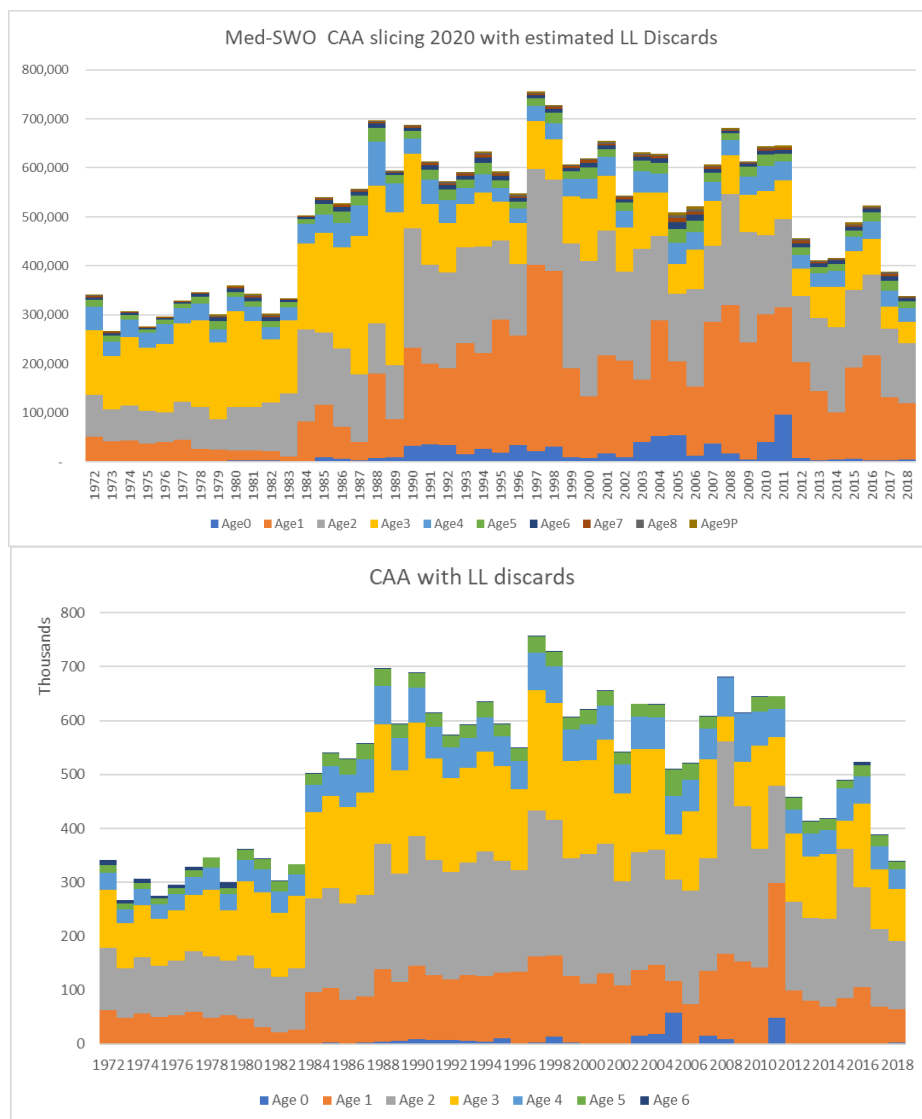


Figure 4. Relative age proportions of the two slicing approaches used (top: slicing with inverse VB; bottom: mixture distribution).

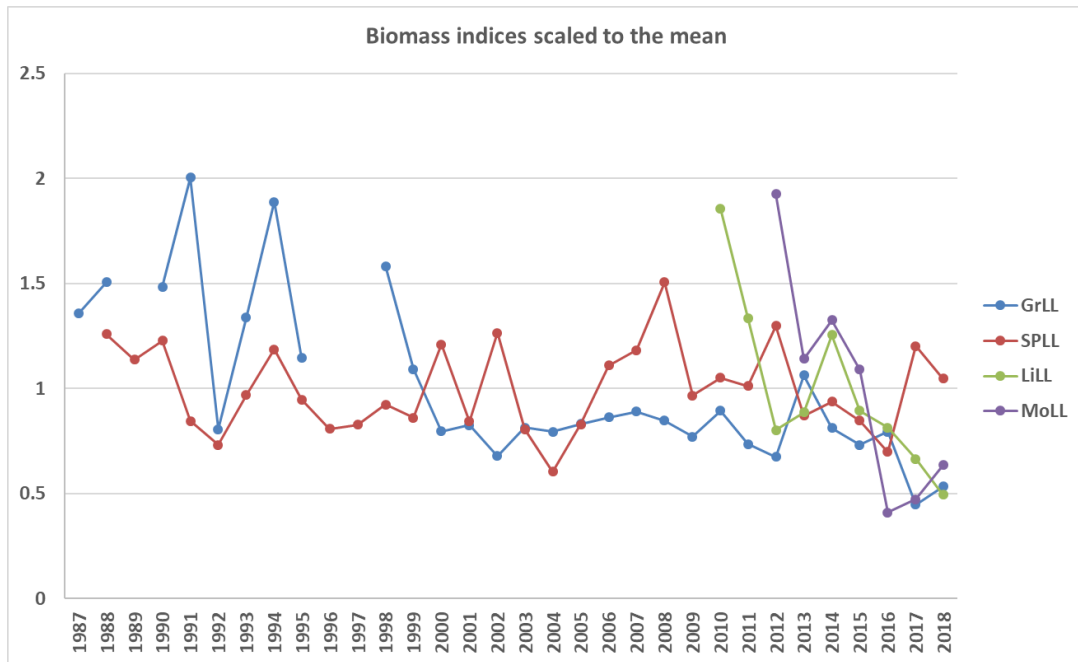


Figure 5. Indices of abundance in biomass (scaled to the mean) used for the Med-SWO stock assessment models.

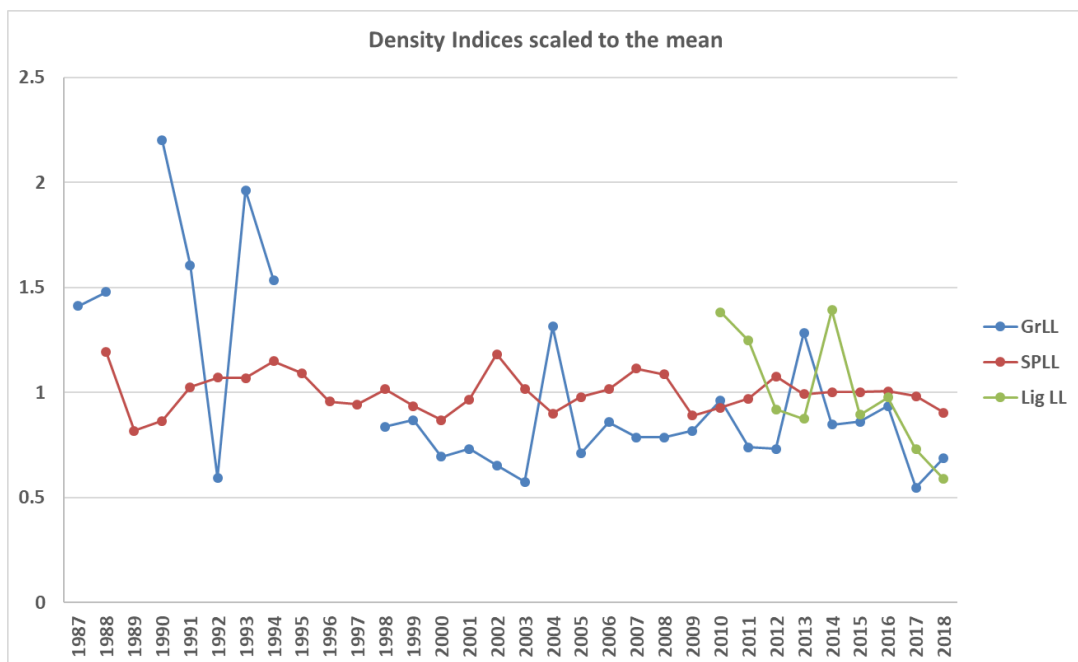


Figure 6. Indices of abundance in numbers (scaled to the mean) used for the Med-SWO stock assessment models.

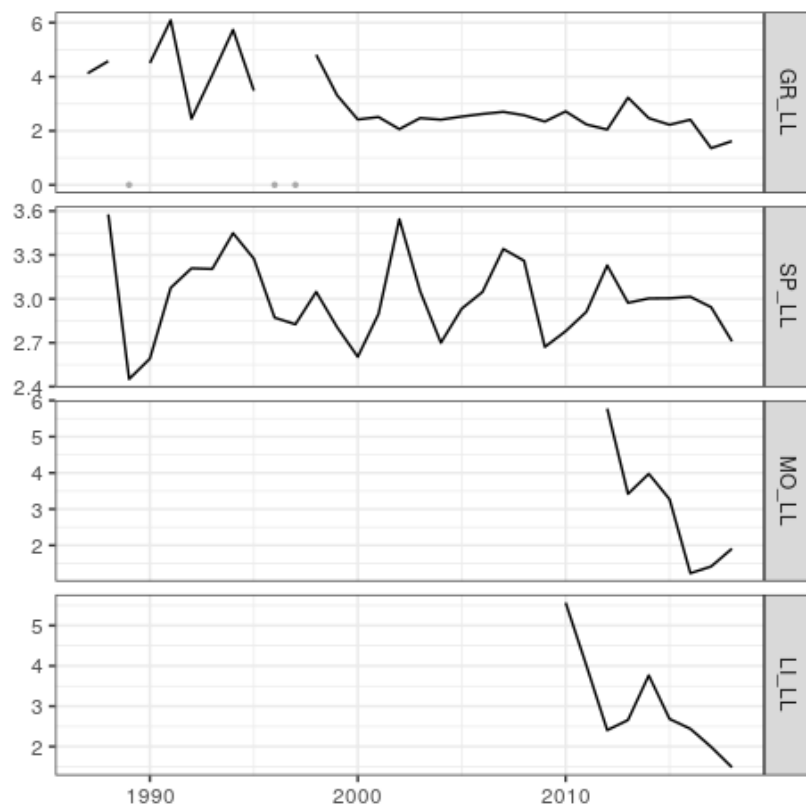


Figure 7. Time series of scaled standardized CPUE indexes by fleet: GR_LL= Greek longline, SP_LL=Spanish longline, MO_LL=Moroccan longline, LI_LL=Ligurian Longline.

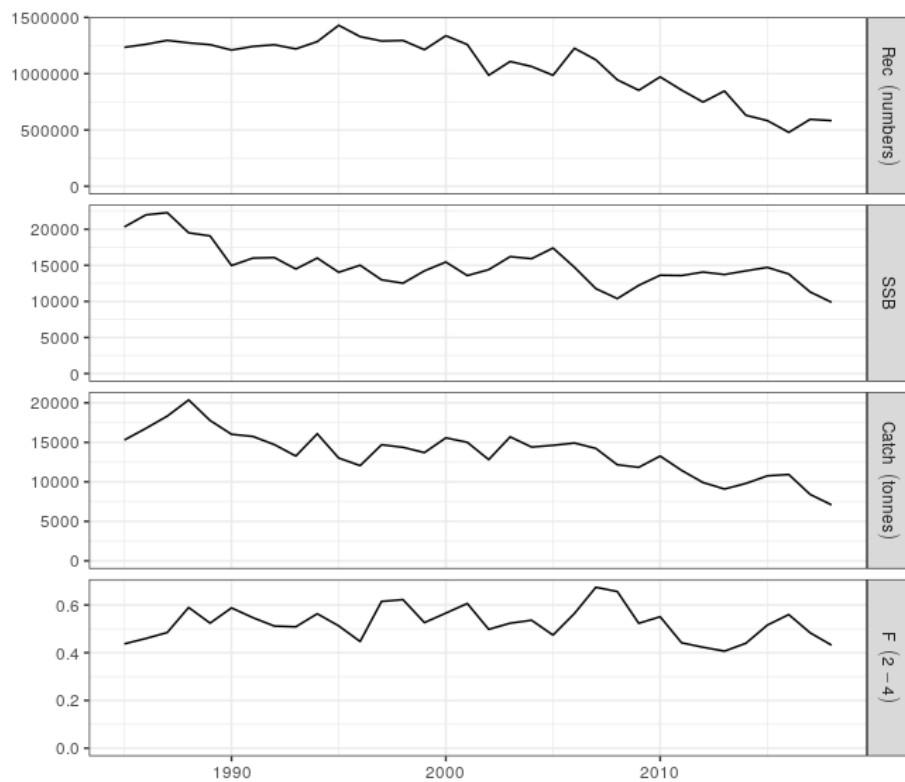


Figure 8. XSA time series estimates for the base run.

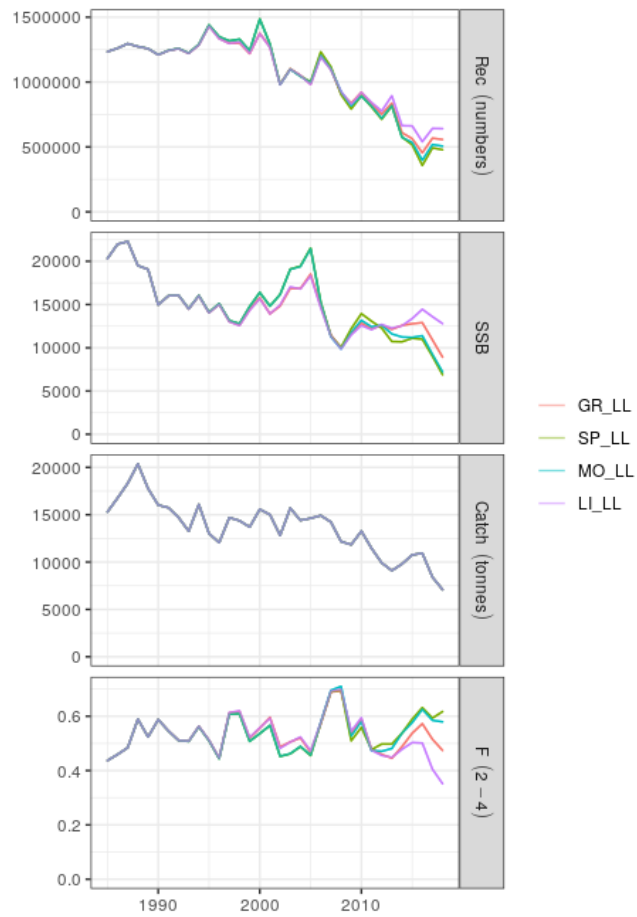


Figure 9. XSA time series estimates by CPUE, for the base run.

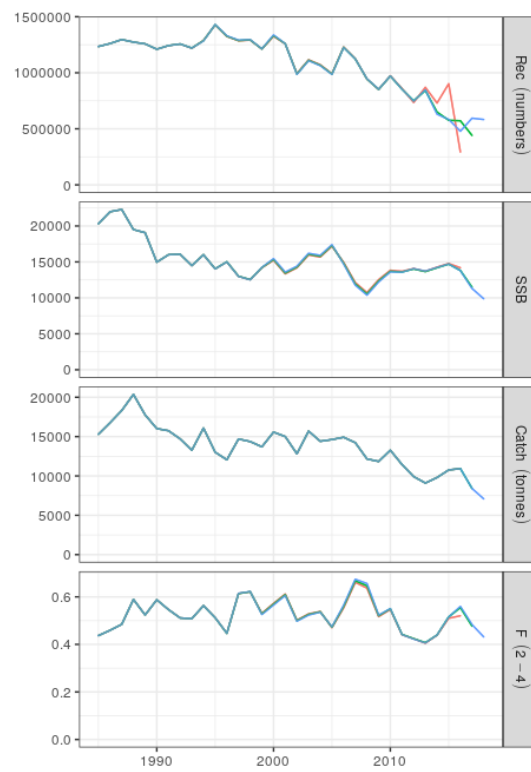


Figure 10. Retrospective plot for the XSA base run.

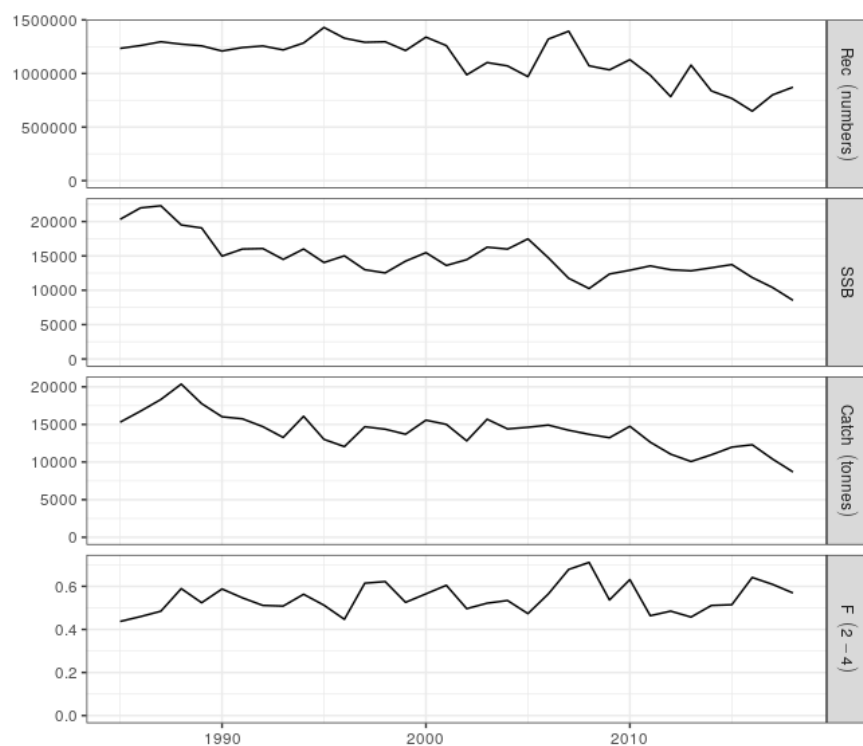


Figure 11. XSA time series estimates for the discard run.

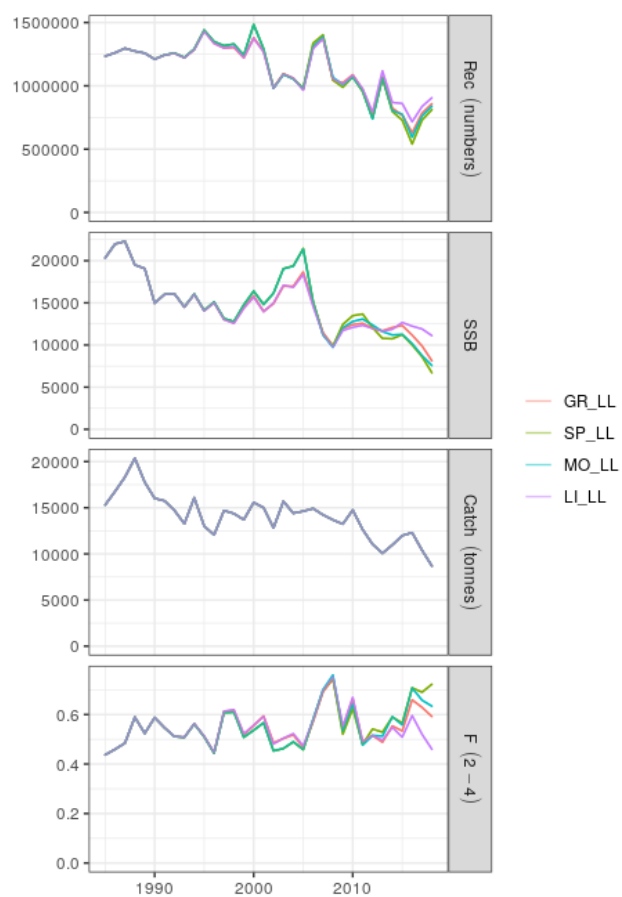


Figure 12. XSA time series estimates by CPUE for the discard run.

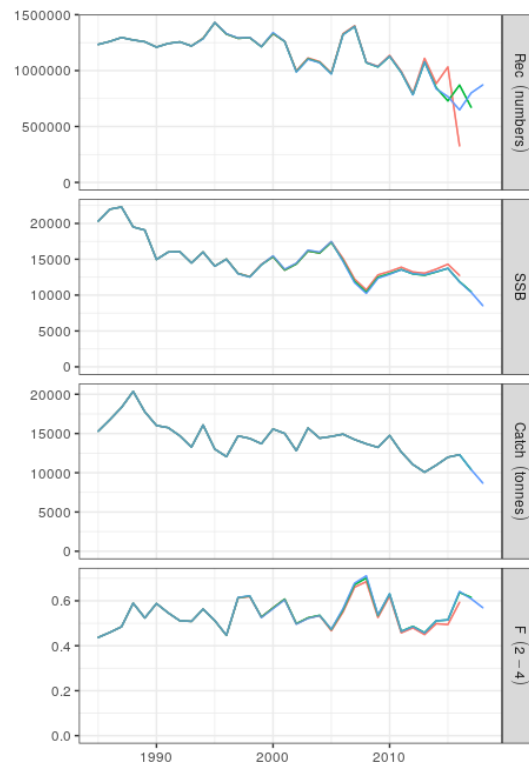


Figure 13. Retrospective plot for the XSA discard run.

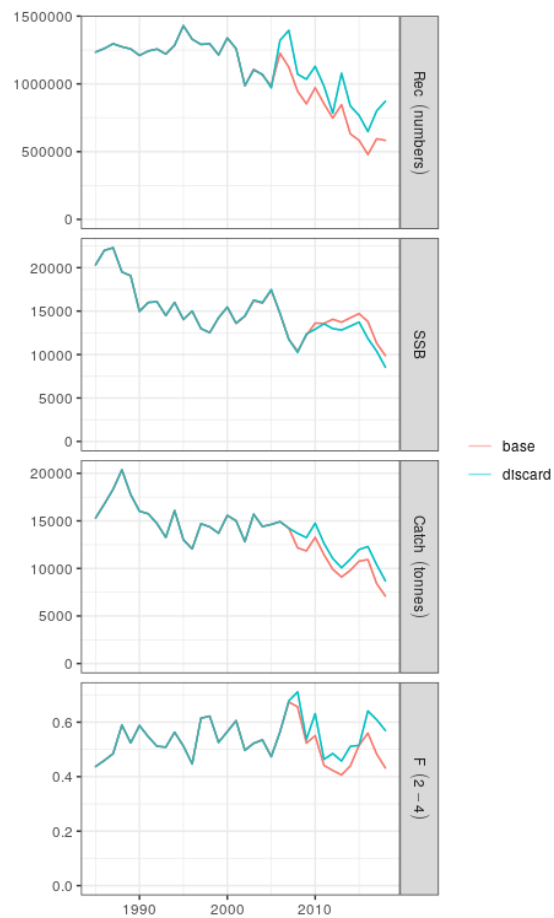


Figure 14. Comparison of estimates among base and discard XSA runs.

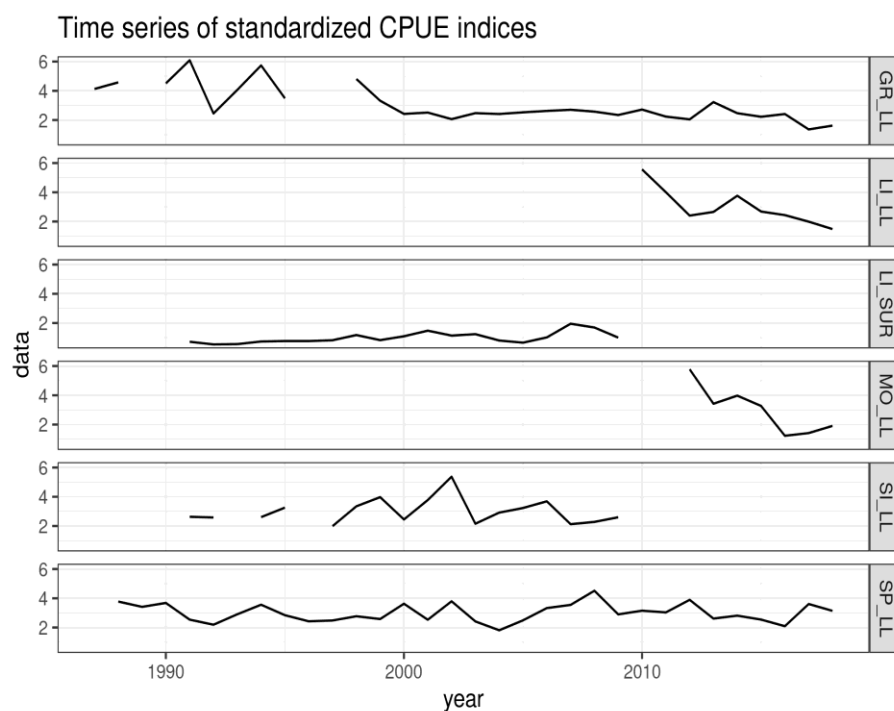


Figure 15. Time series of scaled standardized CPUE indexes by fleet: GR_LL = Greek longline, SP_LL = Spanish longline, MO_LL = Moroccan longline, LI_LL = Ligurian longline, SI_LL = Sicilian longline, LI_SUR = Ligurian surface longline.

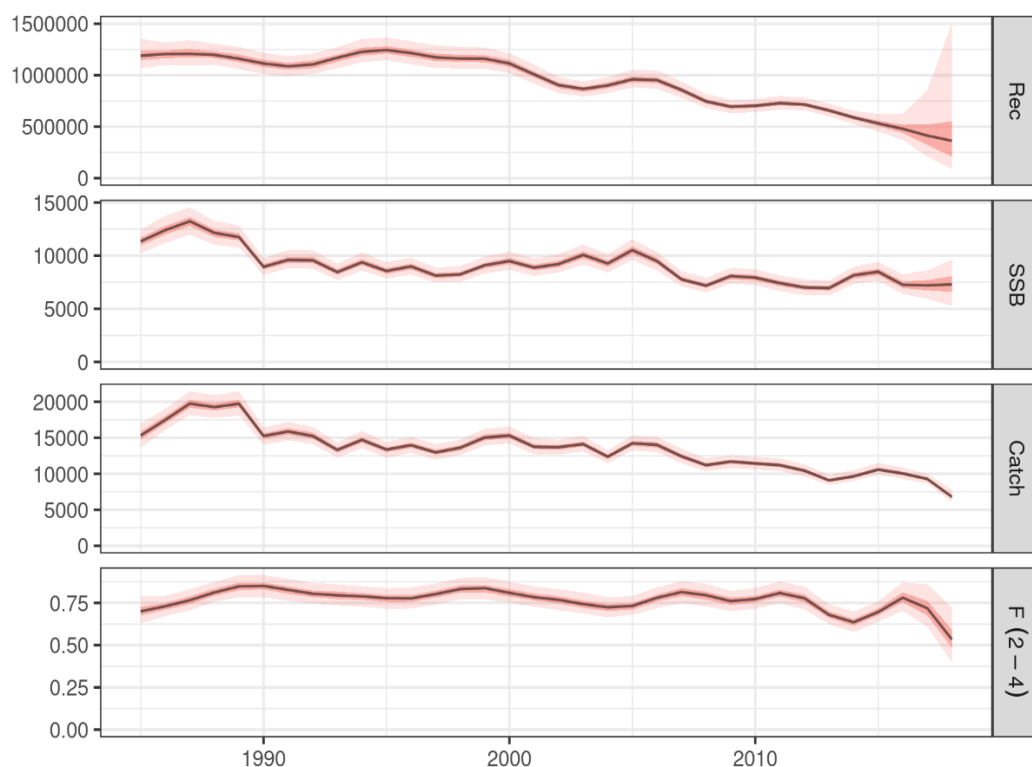


Figure 16. a4a constant M run without Discards. Summary of assessment results. Trends in recruitment, spawning stock biomass (tonnes), catch (tonnes) and fishing mortality for ages 2 – 4. 10%, 25%, 75% and 90% CIs.

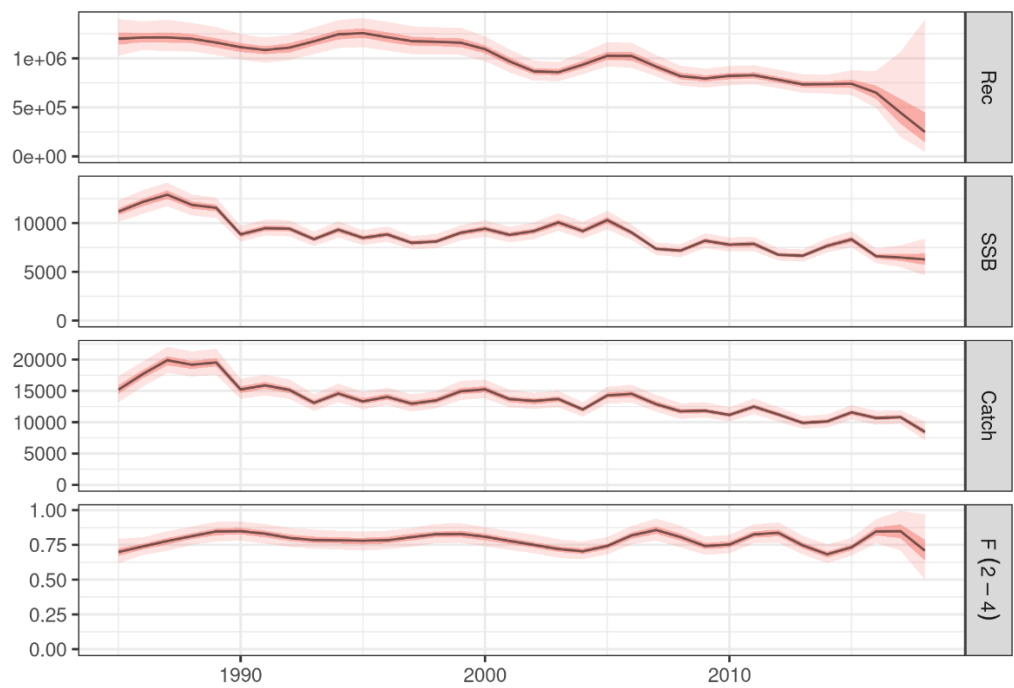


Figure 17. a4a constant M run with Discards. Summary of assessment results. Trends in recruitment, spawning stock biomass (tonnes), catch (tonnes) and fishing mortality for ages 2 – 4. 10%, 25%, 75% and 90% CIs.

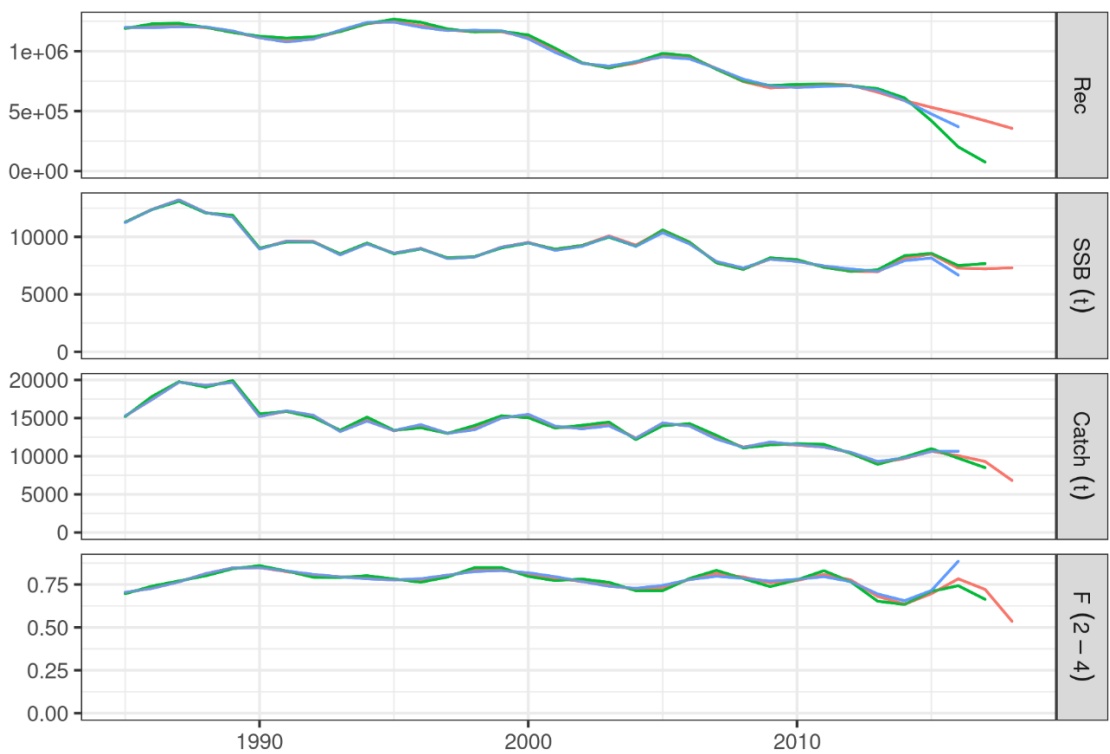


Figure 18. a4a constant M run without discards. Retrospective plot.

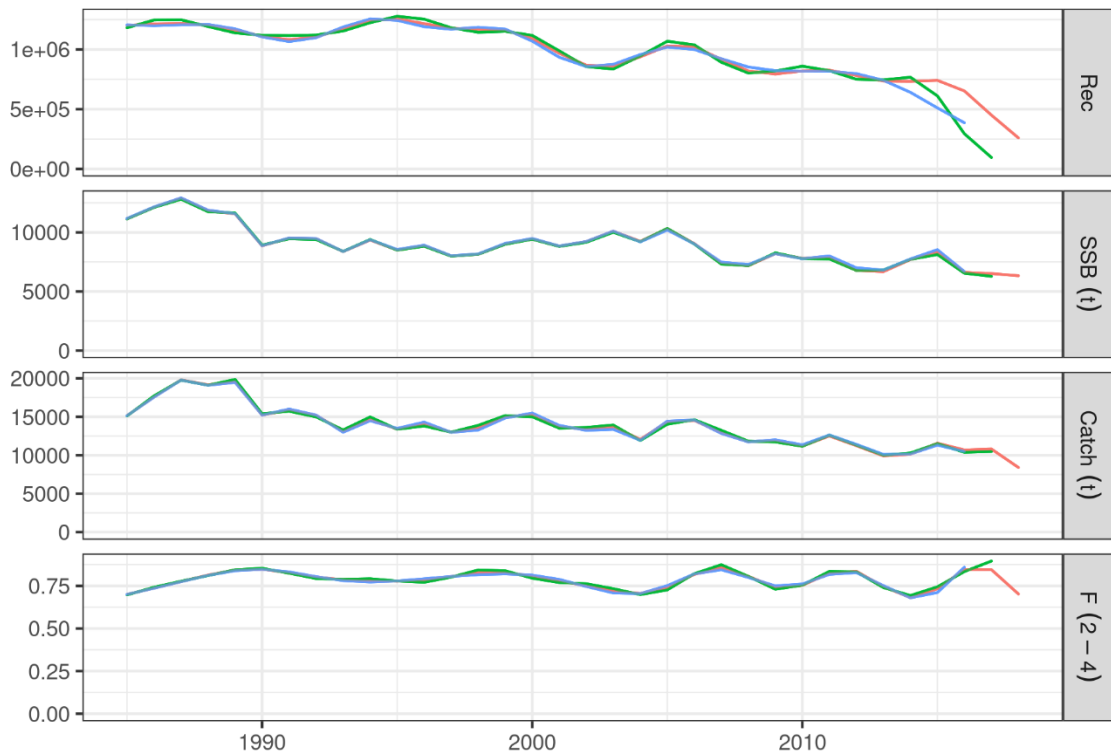


Figure 19. a4a constant M run with discards. Retrospective plot.

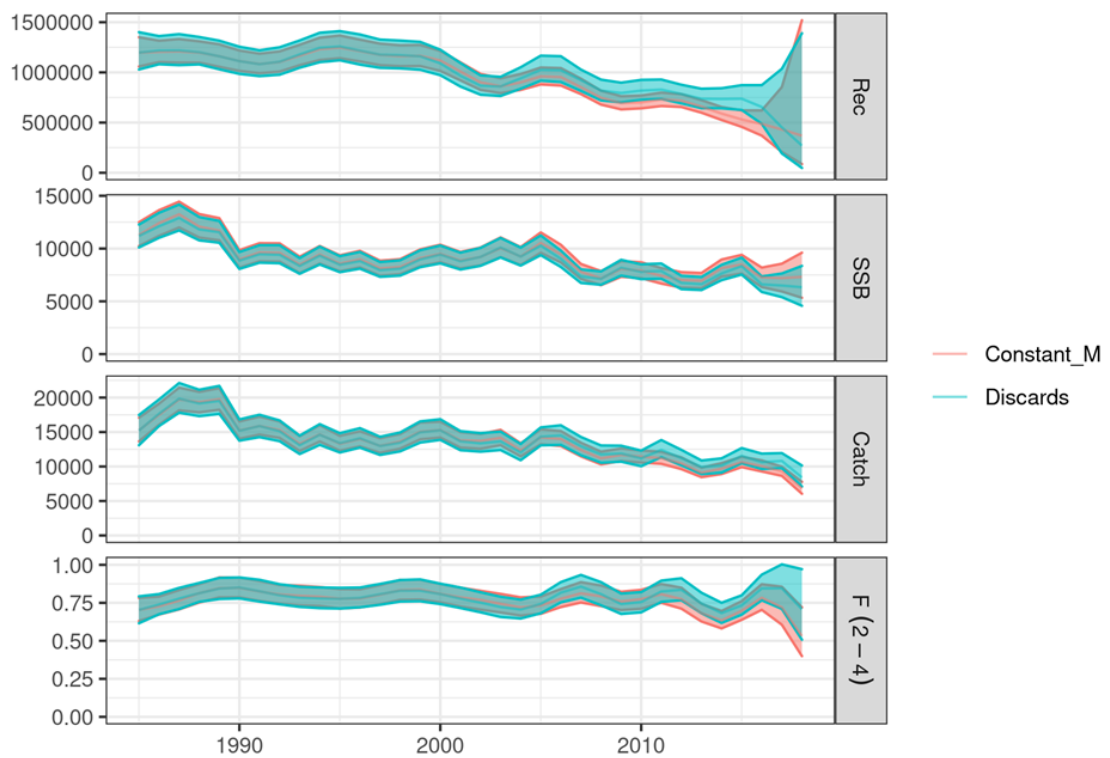


Figure 20. a4a Comparative plot between Constant M run and Discards.

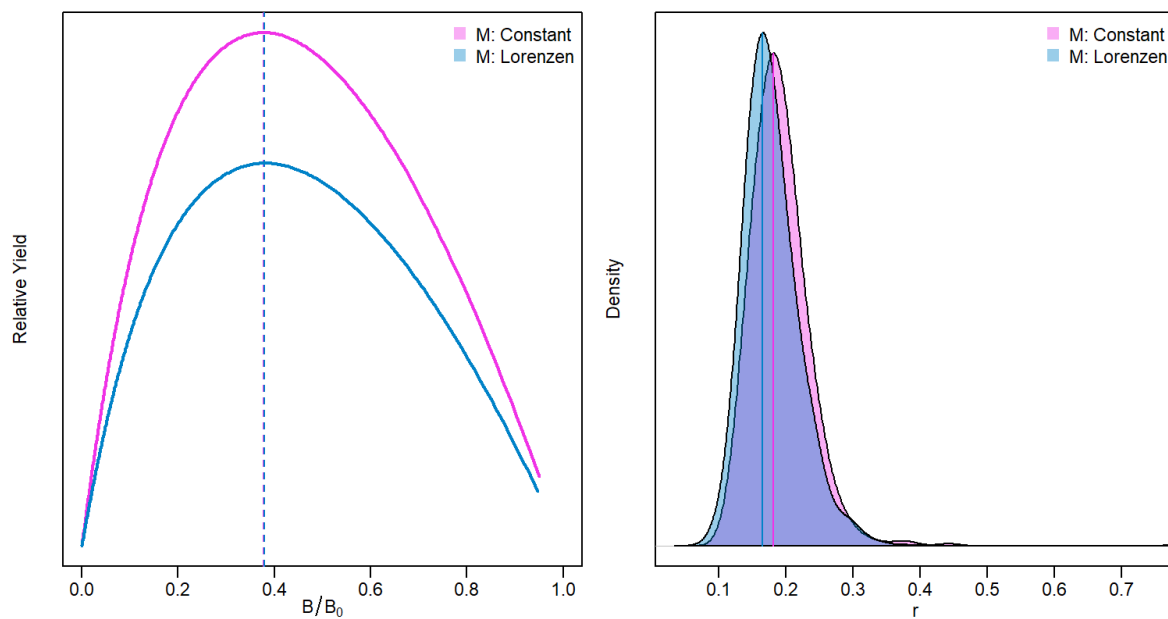


Figure 21. Results of Age-Structured Equilibrium Model (ASEM) with a Beverton-Holt Stock-Recruitment relationship using Monte-Carlo simulations. Left panel: Estimates of yield curves by M ; Right panel: Density distributions of simulated r values by M .

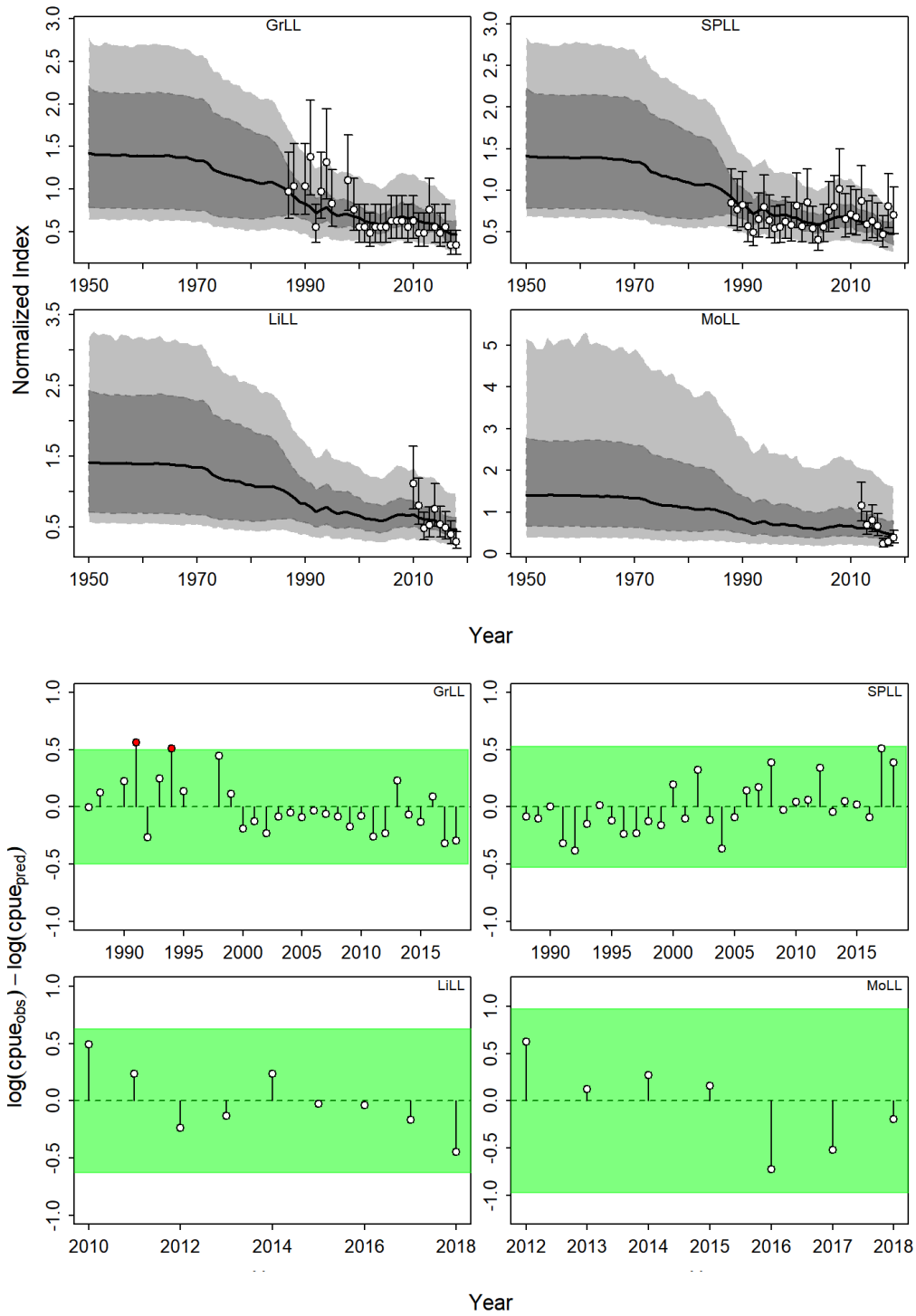


Figure 22. Time-series of observed (circle) with error 95% CIs (error bars) and predicted (solid line; upper panels) and runs tests (bottom panels) for CPUE of Mediterranean swordfish for the Bayesian state-space surplus production model JABBA for the ‘Reference’ scenario. Runs tests evaluate the randomness of the time series of CPUE residuals by fleet. Green panels indicate no evidence of lack of randomness of time-series residuals ($p > 0.05$), while red panels (not shown here) indicate the opposite. The inner shaded area shows three standard errors from the overall mean and red circles identify a specific year with residuals greater than this threshold value (3x sigma rule).

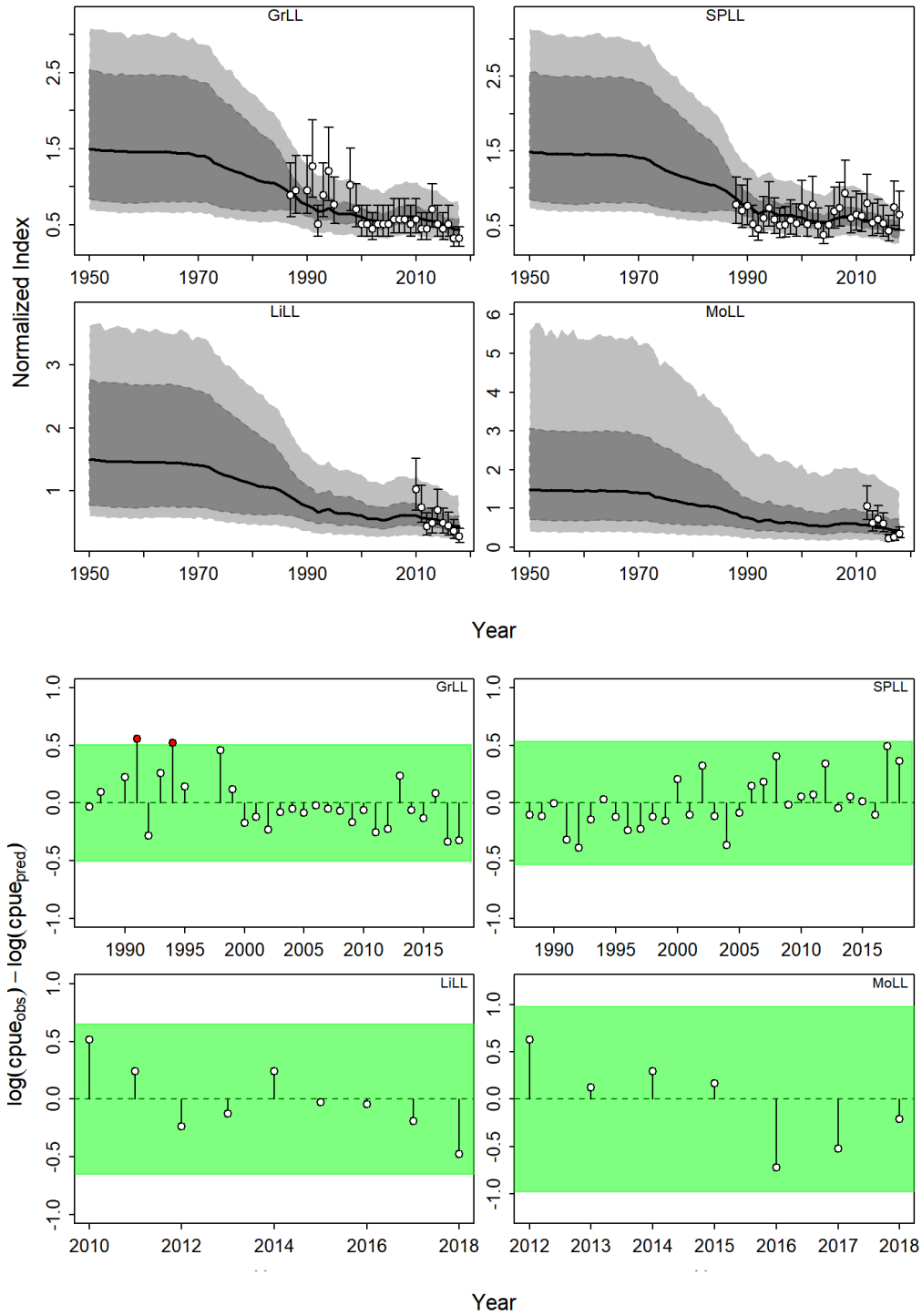


Figure 23. Time-series of observed (circle) with error 95% CIs (error bars) and predicted (solid line; upper panels) and runs tests (bottom panels) for CPUE of Mediterranean swordfish for the Bayesian state-space surplus production model JABBA for the ‘ASEM’ scenario. Runs tests evaluate the randomness of the time series of CPUE residuals by fleet. Green panels indicate no evidence of lack of randomness of time-series residuals ($p > 0.05$) while red panels (not shown here) indicate the opposite. The inner shaded area shows three standard errors from the overall mean and red circles identify a specific year with residuals greater than this threshold value (3x sigma rule).

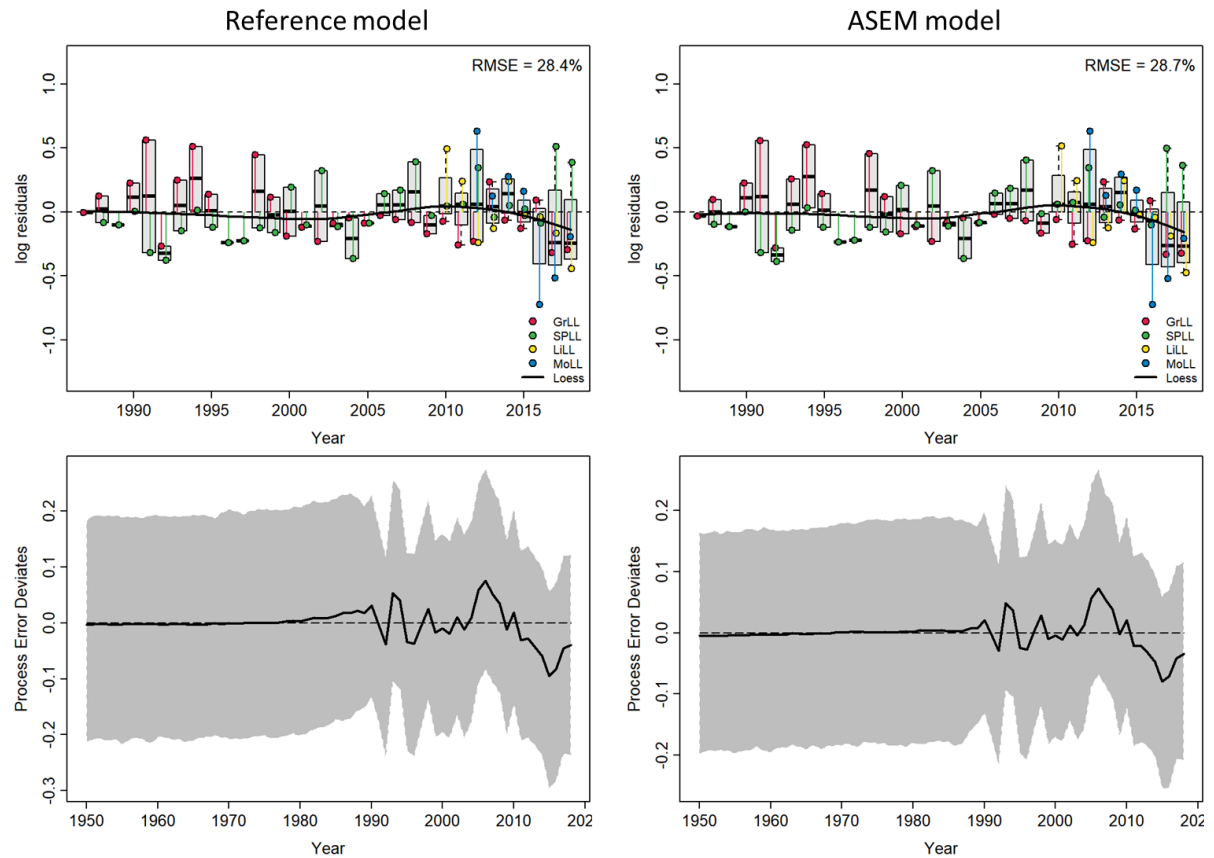


Figure 24. JABBA residual diagnostic plots for alternative sets of CPUE indices examined for each scenario (Left: Reference model; Right: ASEM model) for Mediterranean swordfish. Top panels: Boxplots indicating the median and quantiles of all residuals available for any given year, and solid black lines indicate a loess smoother through all residuals. Bottom panels: Process error deviates (median: solid line) with shaded grey area indicating 95% credibility intervals.

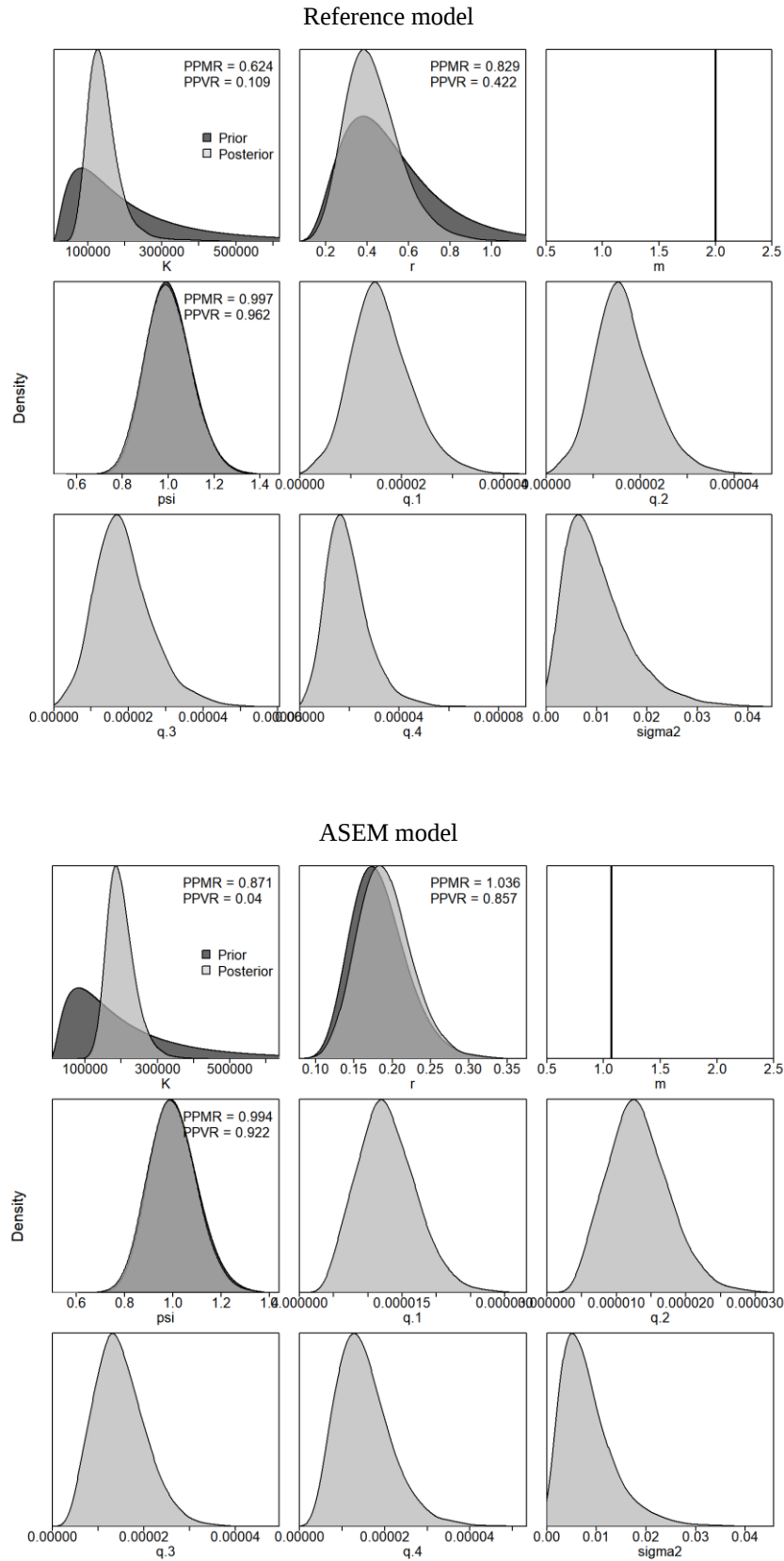


Figure 25. Prior and posterior distributions of various model and management parameters for the Bayesian state-space surplus production model for Mediterranean swordfish. PPRM: Posterior to Prior Ratio of Means; PPVR: Posterior to Prior Ratio of Variances. Upper panels: ‘Reference’ model and; Bottom panels: ‘ASEM’ model.

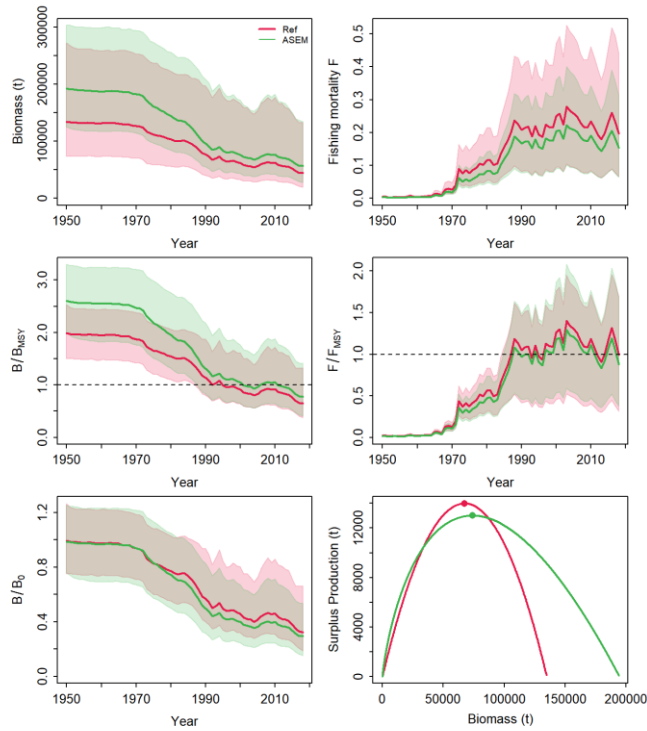


Figure 26. Trends in biomass and fishing mortality (upper panels), biomass relative to B_{MSY} (B/B_{MSY}) and fishing mortality relative to F_{MSY} (F/F_{MSY}) (middle panels) and biomass relative to K (B/K) and surplus production curve (bottom panels) for each scenario from the Bayesian state-space surplus production model fits to Mediterranean swordfish.

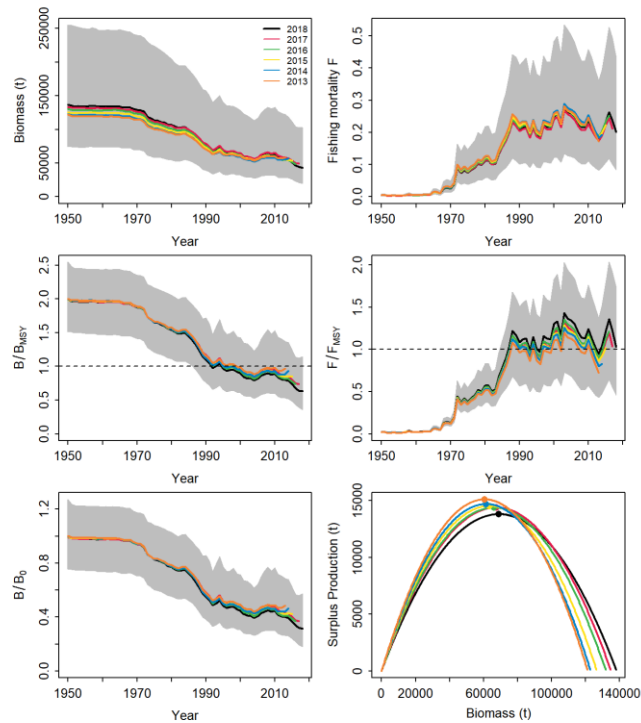


Figure 27. Retrospective analysis performed to the Reference model, by removing one year at a time sequentially ($n=5$) and predicting the trends in biomass and fishing mortality (upper panels), biomass relative to B_{MSY} (B/B_{MSY}) and fishing mortality relative to F_{MSY} (F/F_{MSY}) (middle panels) and biomass relative to K (B/K) and surplus production curve (bottom panels) for each scenario from the Bayesian state-space surplus production model fits to Mediterranean swordfish.

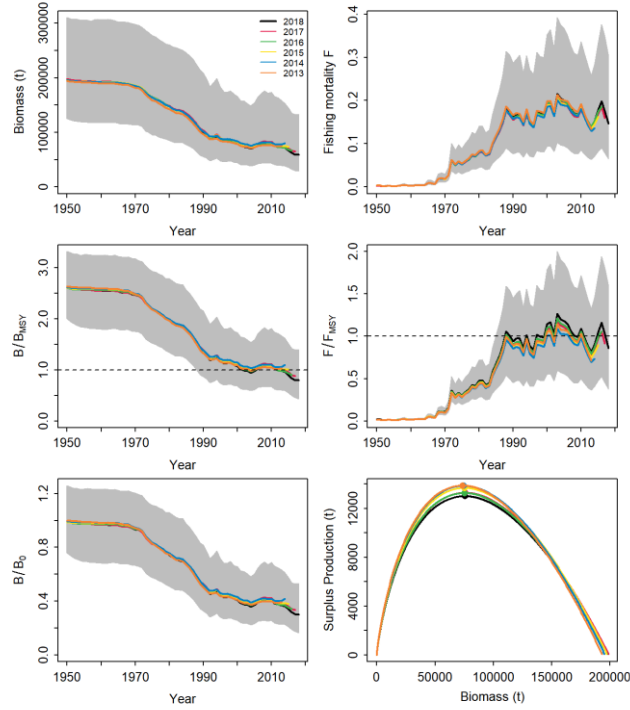


Figure 28. Retrospective analysis performed to the ASEM model, by removing one year at a time sequentially ($n=5$) and predicting the trends in biomass and fishing mortality (upper panels), biomass relative to B_{MSY} (B/B_{MSY}) and fishing mortality relative to F_{MSY} (F/F_{MSY}) (middle panels) and biomass relative to K (B/K) and surplus production curve (bottom panels) for each scenario from the Bayesian state-space surplus production model fits to Mediterranean swordfish.

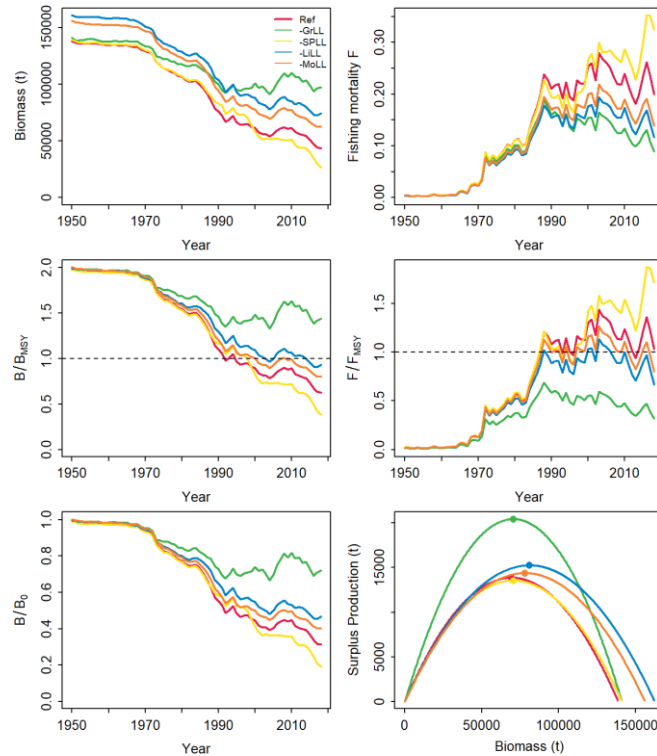


Figure 29. Jackknife index analysis performed to the Reference model, by removing one CPUE fleet at a time and predicting the trends in biomass and fishing mortality (upper panels), biomass relative to B_{MSY} (B/B_{MSY}) and fishing mortality relative to F_{MSY} (F/F_{MSY}) (middle panels) and biomass relative to K (B/K) and surplus production curve (bottom panels) for each scenario from the Bayesian state-space surplus production model fits to Mediterranean swordfish.

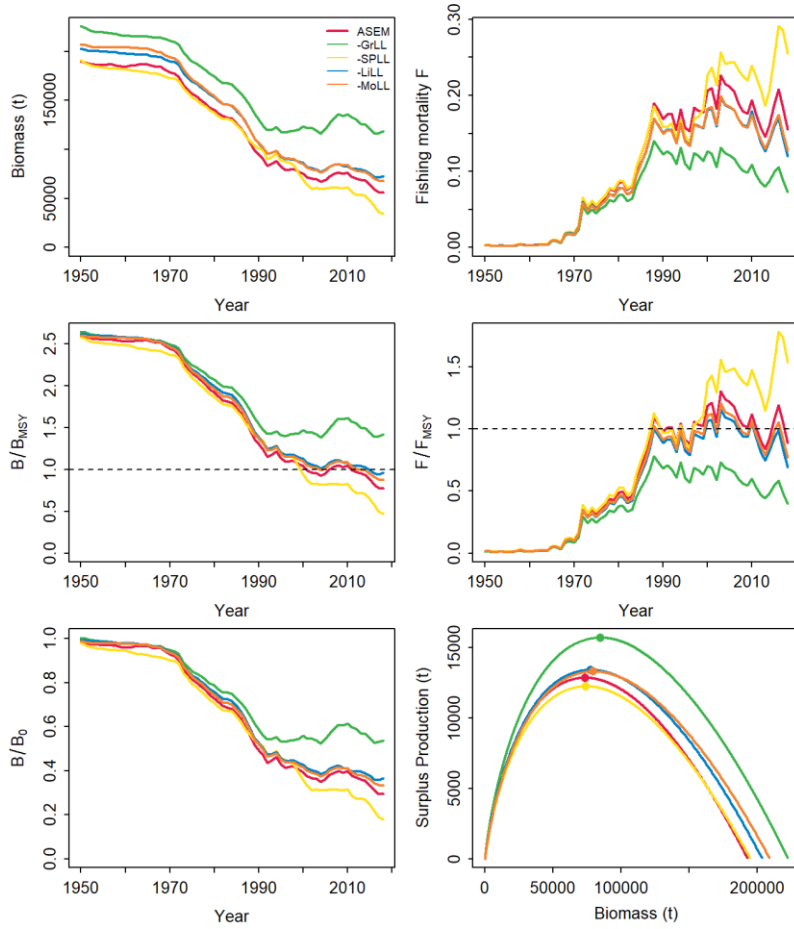


Figure 30. Jackknife index analysis performed to the ASEM model, by removing one CPUE fleet at a time and predicting the trends in biomass and fishing mortality (upper panels), biomass relative to B_{MSY} (B/B_{MSY}) and fishing mortality relative to F_{MSY} (F/F_{MSY}) (middle panels) and biomass relative to K (B/K) and surplus production curve (bottom panels) for each scenario from the Bayesian state-space surplus production model fits to Mediterranean swordfish.

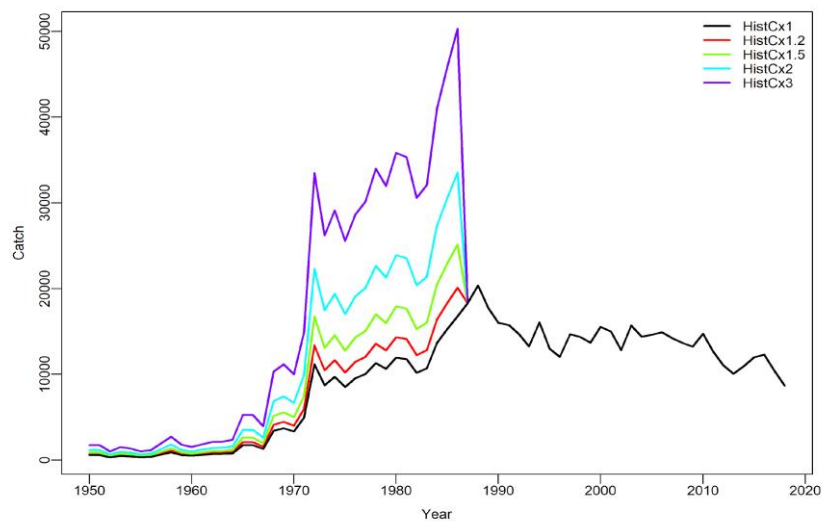


Figure 31. Alternative catch time series used in sensitivity runs to explore potential impacts of underreporting of early catches 1950-1986 by 20% (HistCx1.2), 50% (HistCx1.5), 100% (HistCx2) and 200% (HistCx3) on the JABBA assessment outputs.

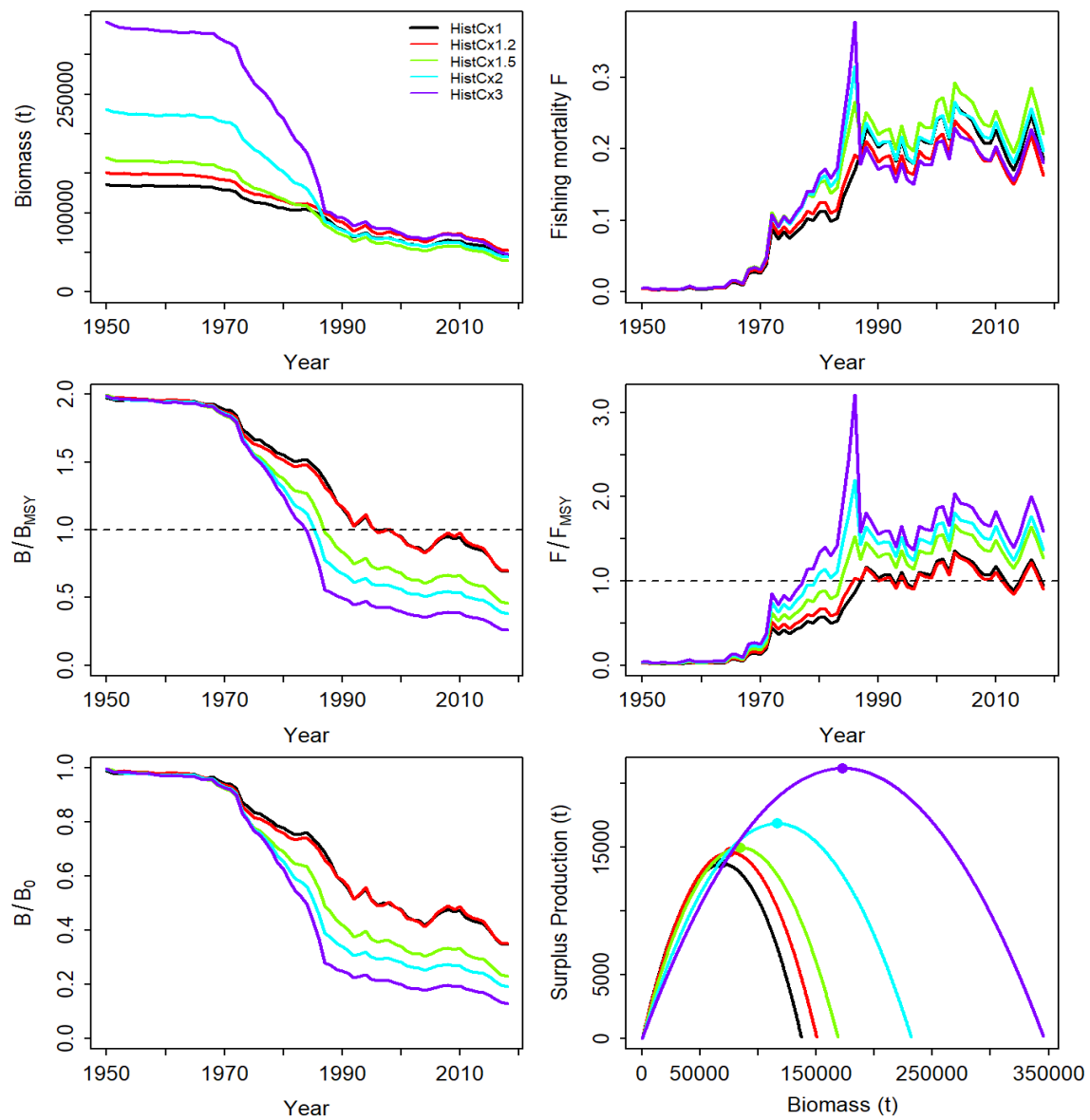


Figure 32. Sensitivity analysis performed to the Reference model for each assumption with regard to historical catches (multiplying the early catches from 1950 to 1986 by factors of 1.2, 1.5, 2 and 3) and predicting the trends in biomass and fishing mortality (upper panels), biomass relative to B_{MSY} (B/B_{MSY}) and fishing mortality relative to F_{MSY} (F/F_{MSY}) (middle panels) and biomass relative to K (B/K) and surplus production curve (bottom panels) for each scenario from the Bayesian state-space surplus production model fits to Mediterranean swordfish.

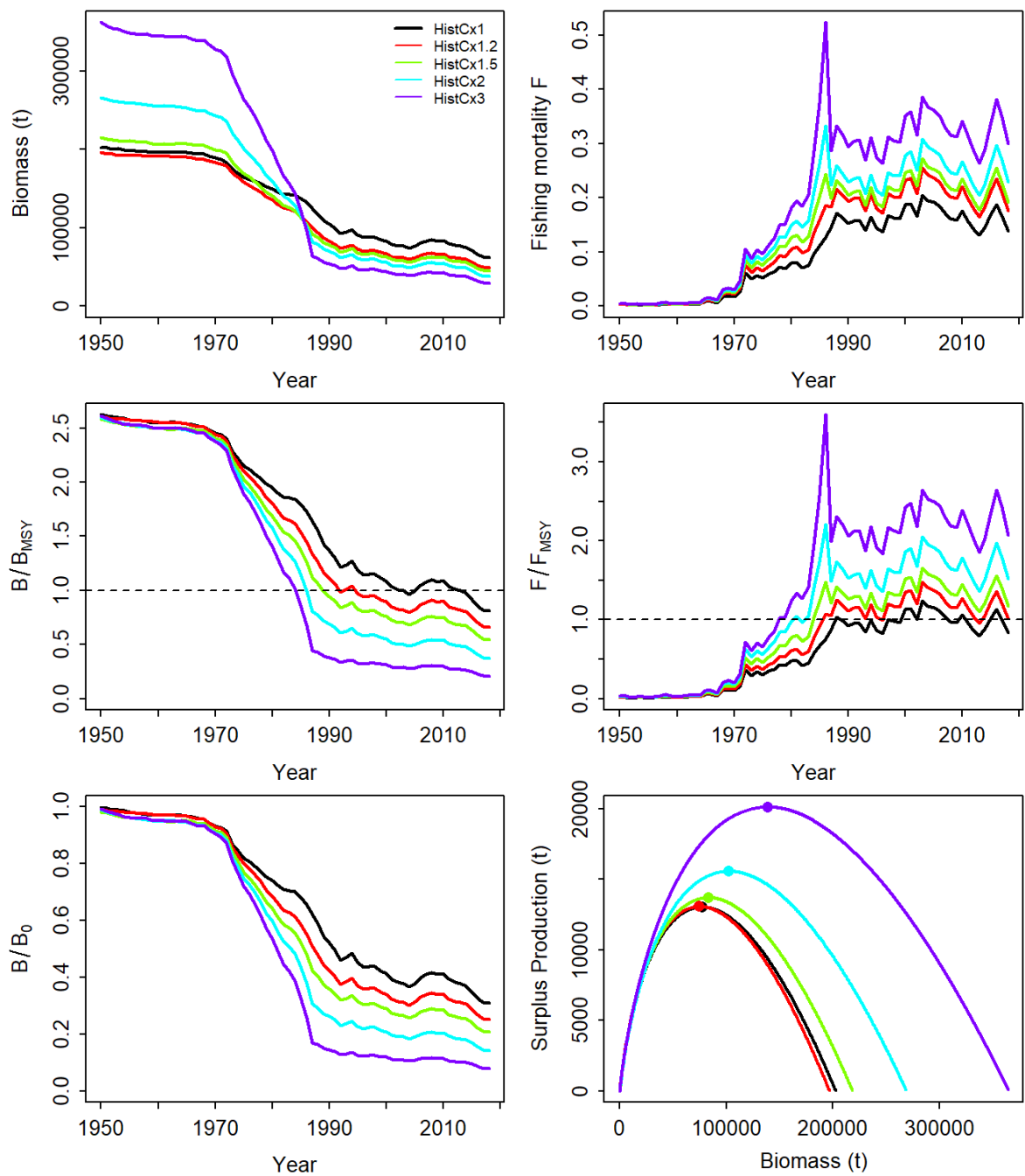


Figure 33. Sensitivity analysis performed to the ASEM model for each assumption with regard to historical catches (multiplying the early catches from 1950 to 1986 by factors of 1.2, 1.5, 2 and 3) and predicting the trends in biomass and fishing mortality (upper panels), biomass relative to B_{MSY} (B/B_{MSY}) and fishing mortality relative to F_{MSY} (F/F_{MSY}) (middle panels) and biomass relative to K (B/K) and surplus production curve (bottom panels) for each scenario from the Bayesian state-space surplus production model fits to Mediterranean swordfish.

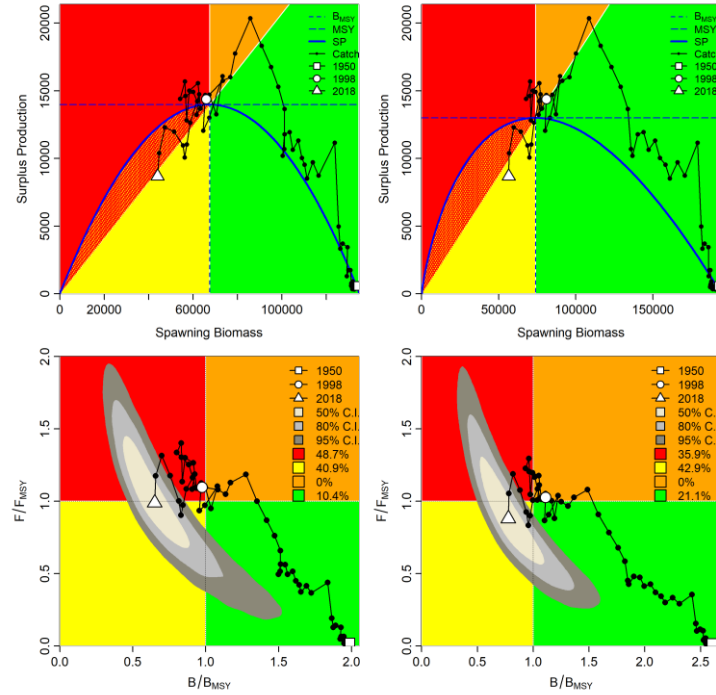


Figure 34. JABBA surplus production phase plot for the Reference Model (left panels) and the ASEM model (right panels) showing trajectories of the catches in relation to B_{MSY} and MSY (top panels) and Kobe phase plot showing estimated trajectories (1959-2018) of B/B_{MSY} and F/F_{MSY} for the Bayesian state-space surplus production model for the Mediterranean swordfish (bottom panels). Different grey shaded areas denote the 50%, 80%, and 95% credibility interval for the terminal assessment year. The probability of terminal year points falling within each quadrant is indicated in the figure legend.

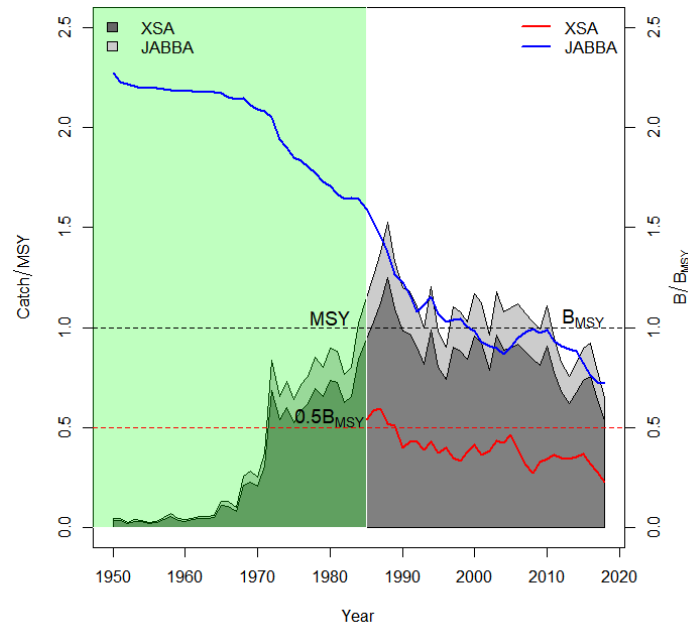


Figure 35. Illustration of catch series (1950-2018) relative to estimates of MSY (Catch/ MSY) for the XSA final run including discards and combined JABBA model ('Reference' and 'ASEM') on the left y-axis and the corresponding model-precited trajectories of SSB/SSB_{MSY} and B/B_{MSY} , respectively, on right y-axis. The green-shaded areas demarcate the period (1950-1985) when catches remained below MSY and, accordingly, the stock would be expected to be in the green quadrant of the Kobe phase plot ($B > B_{MSY}$ and $F < F_{MSY}$). Dashed black horizontal line denote catch and biomass levels at MSY , respectively and dashed red line denotes biomass level at $50\% B_{MSY}$.

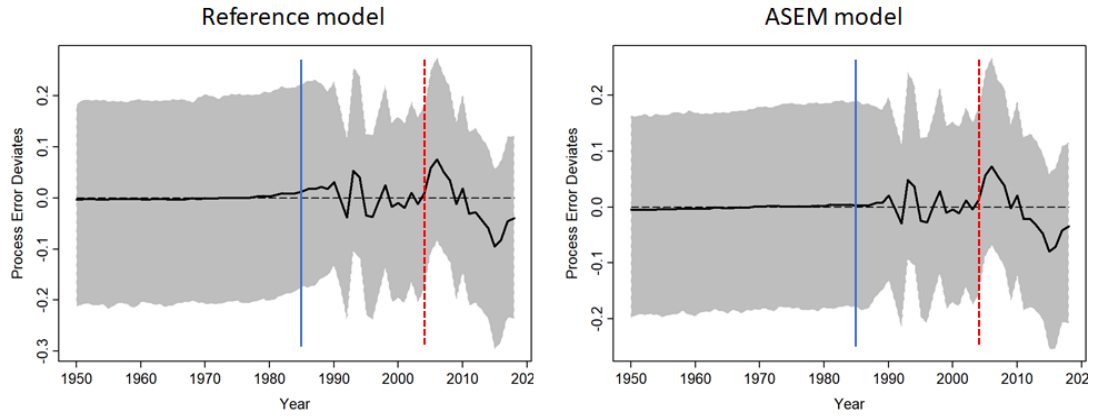


Figure 36. Process error deviates on the estimated biomass on log-scale (median: solid line) for JABBA models (Reference and ASEM models). Blue vertical lines show the year 1987 when relative abundances indices started to inform the model and red lines denote 2004 as the approximate year when the minimum size regulation was put in place.

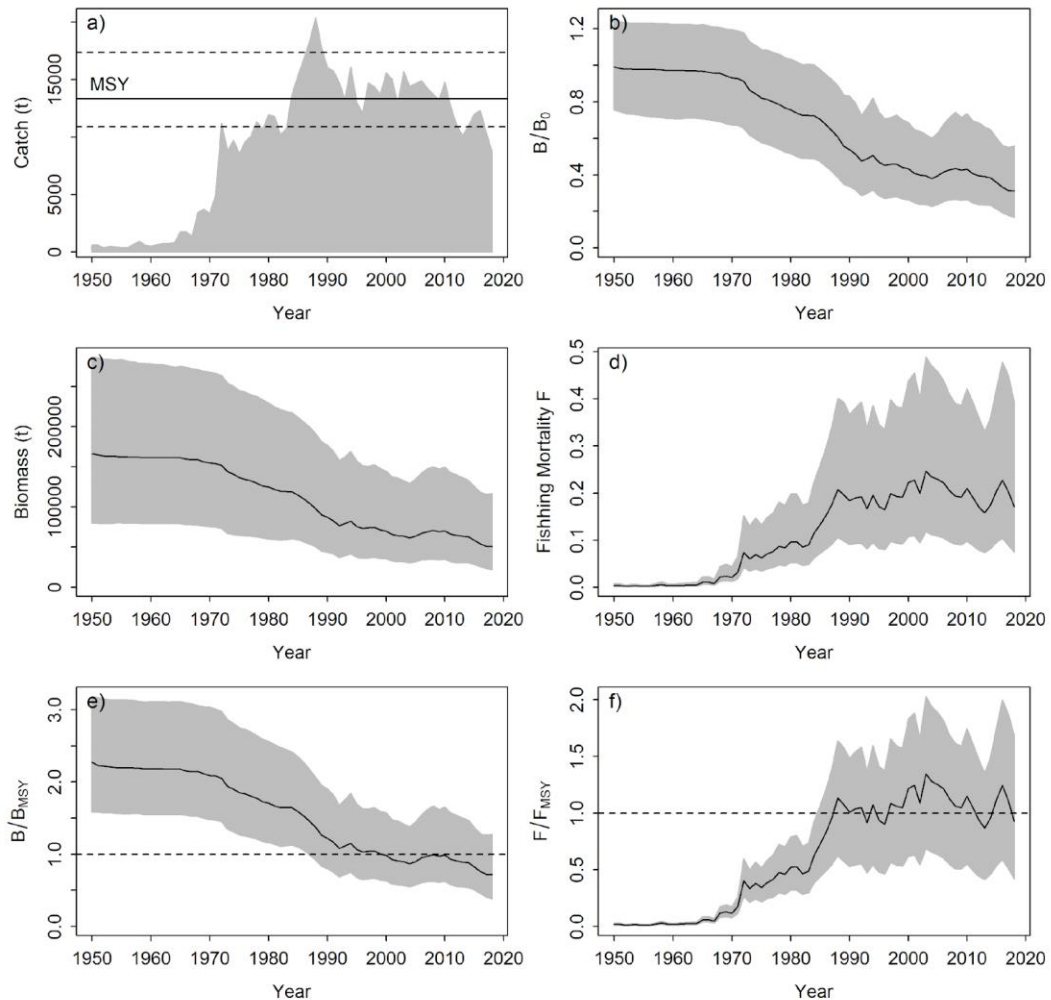


Figure 37. Final JABBA assessment model results for the Mediterranean swordfish in the form of joint MCMC posteriors of JABBA model runs ('Reference' and 'ASEM' models). (a) Catch time series depicting the MSY estimate with associated 95% credibility interval (dashed line); (b) biomass relative to B_0 (B/B_0) (upper panels); (c) trends in biomass and (d) fishing mortality; (e) trends of biomass relative to B_{MSY} (B/B_{MSY}); and (f) fishing mortality relative to F_{MSY} (F/F_{MSY}).

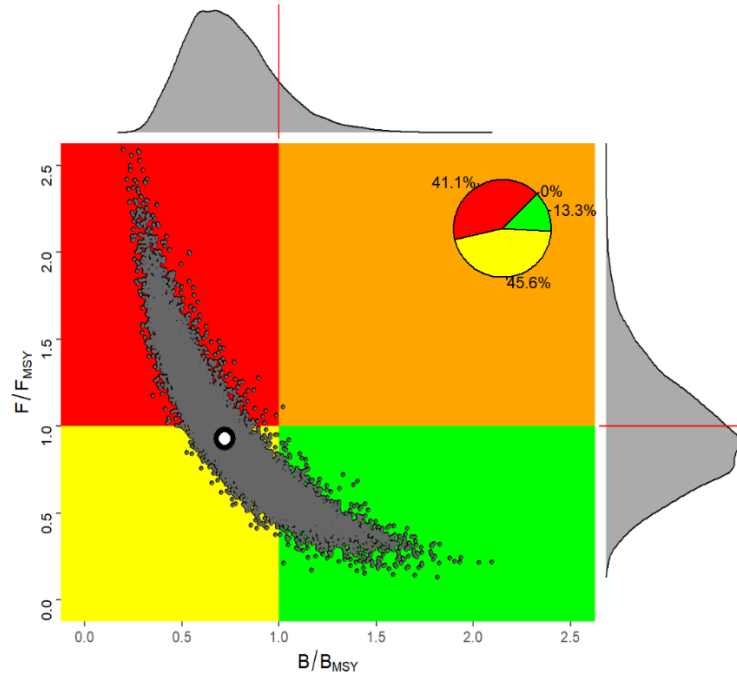


Figure 38. Kobe phase plot showing the combined posteriors of B_{2018}/B_{MSY} and F_{2018}/F_{MSY} presented in the form of joint MCMC posteriors of JABBA model runs ('Reference' and 'ASEM' models) for Mediterranean swordfish. The probability of posterior points falling within each quadrant is indicated in the pie chart.

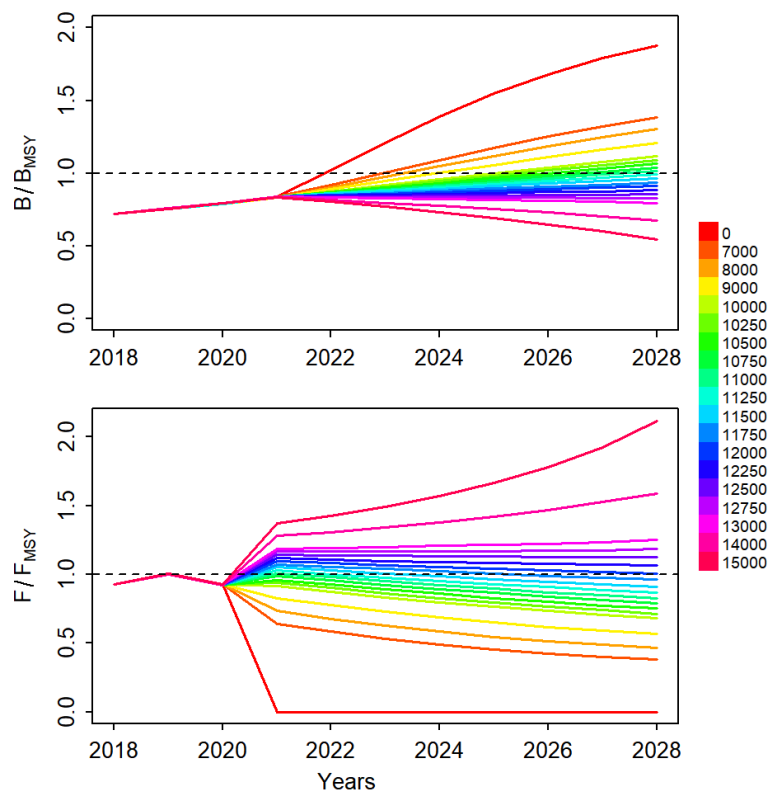


Figure 39. Trends of projected relative stock biomass (upper panel, B/B_{MSY}) and fishing mortality (bottom panel, F/F_{MSY}) of Mediterranean swordfish under different TAC scenarios (0 – 15,000 t), based on the combined projections of JABBA model runs ('Reference' and 'ASEM' models). Each line represents the median of 30000 MCMC iterations by projected year.

Agenda

1. Opening, adoption of agenda and meeting arrangements
2. Summary of available data submitted according to the swordfish intersessional meeting deadlines
 - 2.1 Catches
 - 2.2 Length compositions
 - 2.3 Catch at size/age data
 - 2.4 Indices of abundance
 - 2.5 Biology
 - 2.6 Other relevant data
3. Relative abundance indices: overview of indexes to be potentially used based on the output of the swordfish intersessional meeting
4. Stock assessment methods and other data relevant to the assessment based on the output of the swordfish intersessional meeting
 - 4.1. Assessments models and Preliminary runs
 - 4.1.1. XSA
 - 4.1.2. a4a
 - 4.1.3. JABBA SPM
 - 4.2. New information for assessment. Historical data
5. Stock Assessment results
 - 5.1. Results
 - 5.1.1. XSA
 - 5.1.2. a4a
 - 5.1.3. JABBA SPM
 - 5.2. Synthesis of Stock Status and Final results
6. Projections
7. Recommendations
 - 7.1. Recommendations with financial implications
 - 7.2. Recommendations without financial implications
 - 7.3. Recommendations on management
8. Other matters
 - 8.1. Executive Summary
9. Adoption of the report and closure

List of Participants

CONTRACTING PARTIES**ALGERIA****Bennoui, Azzeddine**

Chercheur au Centre de Recherche et de Développement pour la Pêche et de l'Aquaculture (CNRDPA), 11 Boulevard Colonel Amirouche, 42415 Bou Ismail, Tipaza

Tel: +213 24 32 64 10, Fax: +213 24 32 64 11, E-Mail: bennoui_azeddine@yahoo.fr

Cheniti, Sarah

Sous Directrice des Pêcheries Hauturières et spécialisées, Ministère de la pêche et des Productions Halieutiques, Route des Quatre Canons, 1600

Tel: +213 21 43 32 56, Fax: +213 21 43 32 56, E-Mail: chenitisarah@yahoo.fr

Kouadri-Krim, Assia

Chef de Bureau, Ministère de la Pêche et des Productions Halieutiques, Direction du développement de la pêche, Rue des 04 Canons, 16000

Tel: +213 558 642 692, Fax: +213 21 43 31 97, E-Mail: dpmo@mpeche.gov.dz; assiakrim63@gmail.com

BRAZIL**Leite Mourato, Bruno**

Profesor Adjunto, Laboratório de Ciências da Pesca - LabPesca Instituto do Mar - IMar, Universidade Federal de São Paulo - UNIFESP, Rua Carvalho de Mendonça, 144, Encruzilhada, 11070-100 Santos, SP

Tel: +55 1196 765 2711, Fax: +55 11 3714 6273, E-Mail: bruno.mourato@unifesp.br; bruno.pesca@gmail.com; mourato.br@gmail.com

CANADA**Gillespie, Kyle**

Fisheries and Oceans Canada, St. Andrews Biological Station, Population Ecology Division, 125 Marine Science Drive, St. Andrews, New Brunswick, E5B 0E4

Tel: +1 506 529 5725, Fax: +1 506 529 5862, E-Mail: kyle.gillespie@dfo-mpo.gc.ca

Hanke, Alexander

Scientist, St. Andrews Biological Station/ Biological Station, Fisheries and Oceans Canada, 125 Marine Science Drive, St. Andrews, New Brunswick E5B 2T0

Tel: +1 506 529 5912, Fax: +1 506 529 5862, E-Mail: alex.hanke@dfo-mpo.gc.ca

EGYPT**Abdelnaby Kaamouh, Mohamed Ibrahim**

National Institute of Oceanography and Fisheries (NIOF), 14 Aly Abn Aby Taalep, Abo Qir, 11694 Alexandria, Cairo

Tel: +227 943 226, Fax: +227 921 339, E-Mail: ma_fotouh@outlook.com

EUROPEAN UNION**Biagi, Franco**

Directorate General for Maritime Affairs and Fisheries (DG-Mare) - European Commission, Rue Joseph II, 99, 1049 Bruxelles, Belgium

Tel: +322 299 4104, E-Mail: franco.biagi@ec.europa.eu

Coco, Ornella

Oceanis Srl, 80056 Ercolano, Napoli, Italy

Tel: +39 342 582 8477, E-Mail: ornellacoco.biomol@gmail.com

Di Natale, Antonio

Aquastudio Research Institute, Via Trapani 6, 98121 Messina, Italy

Tel: +39 336333366, E-Mail: adinatale@acquariodigenova.it

Garibaldi, Fulvio

Laboratorio di Biologia Marina e Ecologia Animale Univ. Degli Studi di Genova, Dipartimento di Scienze della Terra, dell'Ambiente e della Vita (DISTAV), Corso Europa, 26, 16132 Genova, Italy

Tel: +39 335 666 0784; +39 010 353 8576, Fax: +39 010 357 888, E-Mail: largepel@unige.it; garibaldi.f@libero.it

Gioacchini, Giorgia

Universita Politecnica delle Marche ANCONA, Dipartimento Scienze della Vita e dell'Ambiente, Via Breccie Bianche 131, 60131 Ancona, Italy
Tel: +39 071 220 4990; +39 712 204 693, E-Mail: giorgia.gioacchini@univpm.it

Macías López, Ángel David

Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades, Instituto Español de Oceanografía, C.O. de Málaga, Puerto pesquero s/n, 29640 Fuengirola Málaga, España
Tel: +34 952 197 124; +34 619 022 586, Fax: +34 952 463 808, E-Mail: david.macias@ieo.es

Mantopoulou - Palouka, Danai

76A, Vouliagmenis Ave., 16452 Athens Attica, Greece
Tel: +306 948 727 339, E-Mail: danaim@hcmr.gr

Molina Schmid, Teresa

Subdirectora General Adjunta, Subdirección General de Acuerdos y Organizaciones Regionales de Pesca, Dirección General de Recursos Pesqueros, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Secretaría General de Pesca, C/ Velázquez, 144 2ª Planta, 28006 Madrid, España
Tel: +34 91 347 60 47; +34 656 333 130, Fax: +34 91 347 60 42, E-Mail: tmolina@mapa.es

Ortiz de Urbina, Jose María

Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades, Instituto Español de Oceanografía, C.O de Málaga, Puerto Pesquero s/n, 29640 Fuengirola, Málaga, España
Tel: +34 952 197 124, Fax: +34 952 463 808, E-Mail: urbina@ieo.es

Pappalardo, Luigi

Scientific Advisor, OCEANIS SRL, Vie Maritime 59, 80056 Ercolano (NA), Napoili, Italy
Tel: +39 081 777 5116; +39 345 689 2473, E-Mail: oceanissrl@gmail.com; gistec86@hotmail.com

Peristeraki, Panagiota (Nota)

Hellenic Center for Marine Research, Institute of Marine Biological Resources and Inland Waters, P.O. Box 2214, 71003 Iraklion, Greece
Tel: +30 2810 337 830, Fax: +30 2810 337 822, E-Mail: notap@hcmr.gr

Pignalosa, Paolo

Technical Director, Oceanis Srl, Via Marittima, 59, 80056 Ercolano - Napoli, Italy
Tel: +39 81 777 5116; +39 335 669 9324, E-Mail: oceanissrl@gmail.com

Poisson, François

IFREMER -- Centre de Recherche Halieutique, UMR MARBEC (Marine Biodiversity Exploitation and Conservation), Avenue Jean Monnet, CS 30171, 34203 Sète, France
Tel: +33 499 57 32 45; +33 679 05 73 83, E-Mail: francois.poisson@ifremer.fr; fpoisson@ifremer.fr

Saber Rodríguez, Sámara

Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades, Instituto Español de Oceanografía. Centro Oceanográfico de Málaga, Puerto Pesquero s/n, 29460 Fuengirola, Málaga, España
Tel: +34 952 197 124, Fax: +34 952 581 388, E-Mail: samar.saber@ieo.es

Thasitis, Ioannis

Department of Fisheries and Marine Research, 101 Vithleem Street, 2033 Nicosia, Cyprus
Tel: +35722807840, Fax: +35722 775 955, E-Mail: ithasitis@dfmr.moa.gov.cy

Tserpes, George

Hellenic Center for Marine Research (HCMR), Institute of Marine Biological Resources, P.O. Box 2214, 71003 Heraklion, Crete, Greece
Tel: +30 2810 337851, Fax: +30 2810 337822, E-Mail: gtserpes@hcmr.gr

MOROCCO**Abid, Noureddine**

Chercheur et ingénieur halieute au Centre Régional de recherche Halieutique de Tanger, Responsable du programme de suivi et d'étude des ressources des grands pélagiques, Centre régional de L'INRH à Tanger/M'dig, B.P. 5268, 90000 Drabed, Tanger
Tel: +212 53932 5134, Fax: +212 53932 5139, E-Mail: noureddine.abid65@gmail.com

Bensbai, Jilali

Chercheur, Institut National de Recherche Halieutique à Casablanca - INRH/Laboratoires Centraux, Rue Sidi Abderrhman / Ain Diab, 90000 Casablanca
Tel: +212 661 59 8386, Fax: +212 522 397 388, E-Mail: bensbaijilali@gmail.com

Ikkiss, Abdelillah

Chercheur, Centre régional de l'Institut national de Recherche Halieutique, Dakhla

Tel: +212 662 276 541, E-Mail: ikkiss.abdel@gmail.com

Jghab, Ayman

Biologiste, Institut National de Recherche Halieutique, Centre Régional de Tanger, Km 7, Route Ksar Sghir. Malabata. B.P 5268. Dradeb, 90000 Tanger

Tel: +212 657 454 451, Fax: +212 593 231 593, E-Mail: jghabayman@gmail.com

TUNISIA

Zarrad, Rafik

Institut National des Sciences et Technologies de la Mer (INSTM), BP 138 Ezzahra, Mahdia 5199

Tel: +216 73 688 604; +216 972 92111, Fax: +216 73 688 602, E-Mail: rafik.zarrad@instm.rnrt.tn; rafik.zarrad@gmail.com

UNITED STATES

Brown, Craig A.

Chief, Highly Migratory Species Branch, Sustainable Fisheries Division, NOAA Fisheries Southeast Fisheries Science Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149

Tel: +1 305 586 6589, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: craig.brown@noaa.gov

Schirripa, Michael

NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Science Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149

Tel: +1 305 361 4568; +1 786 400 0649, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: michael.schirripa@noaa.gov

OBSERVERS FROM NON-GOVERNMENTAL ORGANIZATIONS

WORLD WIDE FUND FOR NATURE – WWF

Buzzi, Alessandro

WWF Mediterranean, Via Po, 25/c, 00198 Roma, Italy

Tel: +39 346 235 7481, Fax: +39 068 413 866, E-Mail: abuzzi@wwfmedpo.org

SCRS CHAIRMAN

Melvin, Gary

SCRS Chairman, St. Andrews Biological Station - Fisheries and Oceans Canada, Department of Fisheries and Oceans, 285 Water Street, St. Andrews, New Brunswick E5B 1B8, Canada

Tel: +1 506 652 95783, E-Mail: gary.d.melvin@gmail.com; gary.melvin@dfo-mpo.gc.ca

SCRS VICE-CHAIRMAN

Coelho, Rui

SCRS Vice-Chairman, Portuguese Institute for the Ocean and Atmosphere, I.P. (IPMA), Avenida 5 de Outubro, s/n, 8700-305 Olhão, Portugal

Tel: +351 289 700 504, E-Mail: rpcoelho@ipma.pt

INVITED EXPERT

Winker, Henning

Joint Research Centre - European Commission, Ispra, Italy, 21027 Ispra, Italy

Tel: +27 725 126 558, E-Mail: henning.winker@ec.europa.eu

ICCAT Secretariat

C/ Corazón de María 8 – 6th floor, 28002 Madrid – Spain

Tel: +34 91 416 56 00; Fax: +34 91 415 26 12; E-mail: info@iccat.int

Neves dos Santos, Miguel

Ortiz, Mauricio

Palma, Carlos

Kimoto, Ai

Mayor, Carlos

List of Papers and Presentations

Number	Title	Authors
SCRS/2020/028	Estimation of undersize Mediterranean swordfish (<i>Xiphias gladius</i>) catches by the main longline fleets between 2008 – 2018	Ortiz M.
SCRS/2020/043	Standardized Catch Rates for Mediterranean Swordfish (<i>Xiphias gladius</i> Linnaeus, 1758) from the Spanish Longline Fishery: 1988-2018.	Saber S., Macías D., García S., Riojax P., Gómez-Vives M.J., Godoy D., Meléndes M.J., Puerto M.A., and Ortiz de Urbina J.
SCRS/2020/058	Additions to the Italian annotated bibliography on swordfish (<i>Xiphias gladius</i> , Linnaeus, 1758) and comprehensive overview.	Di Natale A.
SCRS/2020/074	A clarification about stage 2 maturity in female swordfish (<i>Xiphias gladius</i> , Linnaeus, 1758)	Di Natale A., Garibaldi F., and Corriero A.
SCRS/2020/076	Estimation of catch at size and catch at age for the Mediterranean swordfish (<i>Xiphias gladius</i>) assessment 2020	Ortiz M., and Palma C.
SCRS/2020/077	Assessment of the Mediterranean swordfish stock by means of extended survivor analysis (XSA)	Tserpes G., and Mantopoulou-Palouka D.
SCRS/2020/078	Assessment of the Mediterranean swordfish stock by means of assessment for all initiative (a4a)	Mantopoulou-Palouka D., and Tserpes G.
SCRS/2020/082	Developing of Bayesian state-space surplus production models JABBA for assessing Mediterranean swordfish (<i>Xiphias gladius</i>) stock	Mourato B.L., Winker H., Kimoto A., and Ortiz M.
SCRS/P/2020/028	Stock status, projections and K2SM for an ensemble of two JABBA assessment scenarios for Mediterranean swordfish (<i>Xiphias gladius</i>)	Winker H., Kimoto A., Mourato B.L., Tserpes G., and Ortiz M.
SCRS/P/2020/029	Final Assessment of the Mediterranean swordfish stock by means of extended survivor analysis (XSA)	Tserpes G., and Mantopoulou-Palouka D.
SCRS/P/2020/030	Final Assessment of the Mediterranean swordfish stock by means of assessment for all initiative (a4a)	Mantopoulou-Palouka D., and Tserpes G.

SCRS Document and Presentations Abstracts as provided by the authors

SCRS/2020/028 - Estimates of undersize Mediterranean swordfish catches were estimated using the size samples (task2sz) from the longline gear for 2008 – 2018. ICCAT minimum size landing regulations were implemented in 2014 (90 cm LJFL) and updated again in 2017 (100 cm LJFL). Prior research indicated that not all fleets have reported undersized catches/discards that can account for a significant percentage of the swordfish caught by the longline operations, which is currently the main fishing gear in the Mediterranean Sea. Estimated discards since 2008 represent overall about 12% to 14% between 2008 and 2017, and this increased to 24% in 2017/18 when the current minimum size was implemented.

SCRS/2020/043 – Standardized relative abundance indices for swordfish (*Xiphias gladius* Linnaeus, 1758) caught by the Spanish surface longline in the western Mediterranean Sea were estimated for the period 1988-2018. Standardized CPUEs in number were estimated through a General Linear Mixed Modelling (GLMM) approach under a negative binomial (NB) error distribution assumption. Standardized CPUEs in biomass were estimated through a General Linear Mixed Modelling (GLMM) approach under a log-normal error distribution assumption. The main factors in the standardization analysis were fishing area and time of the year (quarter). The standardized indices showed notable annual fluctuations without any definite trend for the period under study.

SCRS/2020/058 – After the very first attempt to list together the many papers published so far on swordfish (*Xiphias gladius*) by Italian scientists, concerning the biology of this species, the fisheries and many other scientific and cultural issues, it was necessary to prepare an addition to the annotated bibliography published in 2019. Therefore, the present paper provides 185 additional papers, all annotated with specific keywords, which brings the available papers on this species up to 715, all duly annotated. This paper also provides an overview of the papers published over the centuries and decades, the main authors and the score of the main topics and themes included in the papers. This updated bibliography was set together to serve the scientists and to help them in finding some rare references that might be useful for their work.

SCRS/2020/074 – Recent documents generically provided the misleading information that most of the previous assessment of stage 2 maturity in female swordfish (*Xiphias gladius*) were erroneous. This short paper provides the augmented evidence that stage 2 maturity was always correctly attributed to female gonads which were in a developing stage and not mature. This clarification is important for avoiding uncertainties and spending unnecessary funds for searching what is already established since many decades.

SCRS/2020/076 – Catch-at-Size and catch-at-age of Mediterranean swordfish was estimated and preliminary analyses performed for its use within the stock evaluation models. The estimates used the size/catch at size data and or catch-at age data submitted to the Secretariat by CPCs under the Task 2 requirements, and new information from data recovery projects. With the new information it was possible to estimate and revise the CAS from 1972 to 2018, updating also the fishing gear associated with most of the annual catches within this period. Catch at age was estimated using two approaches; an estimation based on decomposing size mixture distributions and a monthly age-slicing growth function inversion. Both approaches assumed the current von Bertalanffy growth model for Mediterranean swordfish with estimates of variance of size at age. Results indicated that about 70% of the total catch is of ages 1, 2, and 3. Preliminary estimates of overall mortality were also produced from a catch curve analysis indicating on average total mortality Z of $0.56 (\pm 0.15 \text{ st.dev})$ and full fishery selectivity at age 2-3.

SCRS/2020/077 – Updated assessments of the Mediterranean swordfish stock are performed by means of Extended Survivors Analysis (XSA). They include a continuity run employing the model settings used in the 2016 ICCAT assessment, as well as candidate runs using modified model settings and two different assumptions regarding natural mortality-at-age. Additionally, scenarios assuming discards have been considered. All assessment runs indicate that the stock is overexploited and the current fishing mortality rates are higher than those corresponding to maximum sustainable yield (MSY) levels.

SCRS/2020/078 – Assessments of the Mediterranean swordfish stock are performed using a statistical catch-at-age model, developed in the framework of the Assessment for All (a4a) Initiative of the European Commission Joint Research Centre. Four runs are presented, including assumptions on natural mortality and the presence of discards in the catch. The model structural components are kept the same for each run. All of the assessment runs indicate that the stock is overexploited and the current fishing mortality rates are higher than those corresponding to maximum sustainable yield (MSY) levels.

SCRS/2020/082 – Bayesian State-Space Surplus Production Models were fitted to Mediterranean swordfish (*Xiphias gladius*) catch and CPUE data using the ‘JABBA’ R package. This document presents details on the model diagnostics and stock status estimates for two preliminary scenarios. For the ‘Reference’ model we used an existing prior distribution for r with $\log(r) \sim N(\log(0.45), 0.46)$ with a fixed input value of $BMSY/K = 0.5$ (Schaefer model-type), while for the ‘ASEM’ model we derived a new r prior with $\log(r) \sim N(\log(0.206), 0.2)$ and a fixed input value of $BMSY/K = 0.38$ (Pella-Tomlinson model type) from an Age-structured Equilibrium Model with Monte-Carlo simulations.. In general, our results suggest that both candidate models provide reasonably robust fits to the data as judged by the presented model diagnostic results. The only notable difference in terms of performance is the slightly improved retrospective pattern for the ‘ASEM’ model. Both models predicted an overall similar exploitation history, with the peak in total catches in 1982 (~ 20,000 tons) also demarcating the onset of an extended period of overfishing. This was associated with continuous declines in stock biomass and eventually led to an overfished stock. The model-specific stock status posteriors for 2018 showed that the ‘ASEM’ model was more optimistic with a cumulative probability of over 60% (yellow + green) that current fishing mortality is currently sufficiently low enough to facilitate stock rebuilding. The ‘Reference’ model, by contrast, suggests that there is a more than 50% probability that stock remains overfished and that overfishing is still occurring. However, sensitivity analysis with regards various levels of under reporting early catches prior to 1987 revealed that the JABBA assessment result strongly dependent on the reliability of the historical catch time series. Raising the historical catch by a factor three would result a decrease in biomass levels of about 50% of $B/BMSY$ by 1990, which would be broadly comparable to the otherwise considerably more pessimistic 2016 XSA assessment model predictions.

SCRS/P/2020/028 – Summary of the Mediterranean swordfish assessment results applying Bayesian State-Space Surplus Production Models (JABBA) in SCRS/2020/082 was provided with the Kobe plot, Chicken feet plots and Kobe 2 matrix based on the agreed projection settings by the Group for "Reference" and "ASEM" models. The projections were conducted for a range constant catch scenarios, including a reference scenario of zero catch and then covering a range from 9000 t to 15,000 t at specific intervals and for a period of 10 years (2019-2028). The catches for 2019 and 2020 were set to be 9,879 t and 9,583 t, which corresponds to the TAC set for 2019 and 2020, respectively.

SCRS/P/2020/029 – Updated assessments of the Mediterranean swordfish stock are performed by means of Extended Survivors Analysis (XSA) during the meeting based on SCRS/2020/077. Two runs are developed using the Spanish longline index in number, with and without discards. Results indicate that recruitment follows a decreasing trend, particularly in the last decade while current SSB levels are less than half of those observed at the beginning of the period.

SCRS/P/2020/030 – Further stock assessment results applying a4a to the Mediterranean swordfish stocks were provided for the requests by the Group based on SCRS/2020/078. The Ligurian surface longline index from 1991 to 2009 was additionally incorporated, and the two new runs results were provided with their reference points assuming constant M with/without discards. The updated results were similar to those in SCRS/2020/078, and the Group accepted those runs as final a4a results.

XSA FINAL RUNS

Table 1. Control settings for the XSA runs.

Parameters	Settings
shk.n	TRUE
shk.yrs	10
rage	1
maxit	100
shk.f	TRUE
shk.ages	4
fse	0.5
min.nse	0.3
qage	6
window	100
tsrange	20
tspower	1
vpa	TRUE
F range:minbar	2
maxfbar	4

a. Base run**Table 2.** Estimates of stock number-at-age for the base run.

age	1985	1986	1987	1988	1989	1990
0	1.2342e+06	1.2608e+06	1.2960e+06	1.2736e+06	1.2578e+06	1.2099e+06
1	9.9524e+05	1.0067e+06	1.0307e+06	1.0589e+06	1.0383e+06	1.0241e+06
2	7.1831e+05	7.2933e+05	7.5615e+05	7.6961e+05	7.5197e+05	7.5689e+05
3	4.3199e+05	4.2551e+05	4.4068e+05	4.5496e+05	4.2689e+05	4.4040e+05
4	1.9422e+05	1.9654e+05	1.8446e+05	1.8665e+05	1.6873e+05	1.7326e+05
5	9.3050e+04	1.0660e+05	1.0379e+05	9.2859e+04	8.4970e+04	8.0926e+04
6	4.6495e-01	2.2168e+00	1.7596e+00	1.9186e+00	1.2792e+00	5.1920e-01

age	1991	1992	1993	1994	1995	1996
0	1.2423e+06	1.2567e+06	1.2201e+06	1.2847e+06	1.4294e+06	1.3292e+06
1	9.8120e+05	1.0089e+06	1.0212e+06	9.9271e+05	1.0479e+06	1.1601e+06
2	7.2301e+05	7.0143e+05	7.3097e+05	7.3208e+05	7.0821e+05	7.5396e+05
3	4.0946e+05	4.0499e+05	3.9869e+05	4.1487e+05	3.9651e+05	3.9476e+05
4	1.6632e+05	1.6255e+05	1.7106e+05	1.6583e+05	1.6788e+05	1.6524e+05
5	7.9824e+04	7.9648e+04	8.0122e+04	8.6508e+04	7.6665e+04	8.5283e+04
6	1.0600e+01	1.1466e-01	1.0407e+00	1.0089e+00	1.3154e+00	3.8134e+03

age	1997	1998	1999	2000	2001	2002
0	1.2903e+06	1.2950e+06	1.2130e+06	1.3371e+06	1.2590e+06	9.8627e+05
1	1.0883e+06	1.0529e+06	1.0470e+06	9.9110e+05	1.0947e+06	1.0287e+06
2	8.3678e+05	7.5494e+05	7.3322e+05	7.5226e+05	7.1476e+05	7.8549e+05
3	4.5205e+05	4.4817e+05	3.9779e+05	3.9351e+05	4.0404e+05	3.7557e+05
4	1.7995e+05	1.6515e+05	1.6772e+05	1.7043e+05	1.6181e+05	1.5203e+05
5	8.6839e+04	7.9816e+04	7.1075e+04	8.2619e+04	7.7562e+04	7.2902e+04
6	2.5433e+00	7.5124e-01	9.8436e-01	1.3544e+00	5.4097e-01	1.3812e+04

age	2003	2004	2005	2006	2007	2008
0	1.1083e+06	1.0635e+06	9.8586e+05	1.2255e+06	1.1229e+06	9.4534e+05
1	8.0749e+05	8.9355e+05	8.5403e+05	7.5341e+05	1.0011e+06	9.0551e+05
2	7.4935e+05	5.5802e+05	6.2235e+05	6.4558e+05	5.5152e+05	7.1655e+05
3	4.7460e+05	4.2106e+05	2.6909e+05	3.4234e+05	3.4523e+05	2.6824e+05
4	1.5606e+05	2.1160e+05	1.7234e+05	1.4444e+05	1.4509e+05	1.1523e+05
5	7.4652e+04	7.1087e+04	1.1789e+05	7.7345e+04	6.4388e+04	6.4915e+04
6	1.0293e+00	1.4869e+00	5.7480e-01	1.2341e+00	1.3012e+00	1.8418e+03

age	2009	2010	2011	2012	2013	2014
0	8.5267e+05	9.7132e+05	8.5398e+05	7.4769e+05	8.4627e+05	6.3066e+05
1	7.6529e+05	6.9810e+05	7.9459e+05	6.5258e+05	6.1099e+05	6.9270e+05
2	6.4149e+05	5.2453e+05	4.7600e+05	4.6709e+05	4.7412e+05	4.4875e+05
3	3.1029e+05	3.4559e+05	2.7794e+05	2.8117e+05	2.6930e+05	2.7984e+05
4	1.6443e+05	1.5350e+05	1.4128e+05	1.3586e+05	1.3491e+05	1.3040e+05
5	3.3272e+04	7.0501e+04	7.4571e+04	7.1432e+04	7.5835e+04	7.6539e+04
6	1.3666e+03	4.5857e-01	1.9034e+00	1.8562e+00	2.3768e-01	9.1212e-01

age	2015	2016	2017	2018
0	5.8328e+05	4.7859e+05	5.9481e+05	5.8293e+05
1	5.1634e+05	4.7755e+05	3.9183e+05	4.8662e+05
2	5.3089e+05	3.8666e+05	3.2289e+05	3.0422e+05
3	2.5558e+05	2.6395e+05	1.9181e+05	1.8823e+05
4	1.3534e+05	1.3246e+05	1.0133e+05	8.9787e+04
5	6.9523e+04	6.1405e+04	7.1211e+04	4.7828e+04
6	1.6656e+04	3.7343e+04	2.2439e+00	6.4978e-01

Table 3. Estimates of harvest-at-age for the base run.

age	1985	1986	1987	1988	1989	1990
0	3.6919e-03	1.5087e-03	2.0751e-03	4.2898e-03	5.5152e-03	9.4804e-03
1	1.1086e-01	8.6216e-02	9.2098e-02	1.4228e-01	1.1611e-01	1.4816e-01
2	3.2361e-01	3.0380e-01	3.0804e-01	3.8934e-01	3.3503e-01	4.1437e-01
3	5.8752e-01	6.3587e-01	6.5910e-01	7.9190e-01	7.0177e-01	7.7375e-01
4	3.9988e-01	4.3856e-01	4.8634e-01	5.8693e-01	5.3476e-01	5.7494e-01
5	3.5546e-01	3.6611e-01	3.8639e-01	4.7761e-01	4.2191e-01	4.7781e-01
6	3.5546e-01	3.6611e-01	3.8639e-01	4.7761e-01	4.2191e-01	4.7781e-01

age	1991	1992	1993	1994	1995	1996
0	8.1095e-03	7.5182e-03	6.2385e-03	3.7254e-03	8.7756e-03	1.6187e-09
1	1.3565e-01	1.2222e-01	1.3284e-01	1.3771e-01	1.2922e-01	1.2668e-01
2	3.7956e-01	3.6493e-01	3.6640e-01	4.1319e-01	3.8445e-01	3.1155e-01
3	7.2384e-01	6.6183e-01	6.7721e-01	7.0471e-01	6.7529e-01	5.8561e-01
4	5.3631e-01	5.0746e-01	4.8180e-01	5.7154e-01	4.7729e-01	4.4335e-01
5	4.4384e-01	4.1411e-01	4.1456e-01	4.5678e-01	4.1656e-01	3.6680e-01
6	4.4384e-01	4.1411e-01	4.1456e-01	4.5678e-01	4.1656e-01	3.6680e-01

age	1997	1998	1999	2000	2001	2002
0	3.3944e-03	1.2547e-02	2.0485e-03	1.2958e-05	2.0115e-03	6.5333e-09
1	1.6570e-01	1.6181e-01	1.3065e-01	1.2688e-01	1.3193e-01	1.1688e-01
2	4.2438e-01	4.4072e-01	4.2236e-01	4.2158e-01	4.4351e-01	3.0385e-01
3	8.0691e-01	7.8290e-01	6.4760e-01	6.8865e-01	7.7743e-01	6.7821e-01
4	6.1296e-01	6.4315e-01	5.0805e-01	5.8725e-01	5.9733e-01	5.1124e-01
5	5.0249e-01	5.0715e-01	4.2716e-01	4.5885e-01	5.0870e-01	4.2876e-01
6	5.0249e-01	5.0715e-01	4.2716e-01	4.5885e-01	5.0870e-01	4.2876e-01

age	2003	2004	2005	2006	2007	2008
0	1.5370e-02	1.9378e-02	6.8906e-02	2.2437e-03	1.5203e-02	1.1296e-02
1	1.6953e-01	1.6170e-01	7.9816e-02	1.1193e-01	1.3444e-01	1.4471e-01
2	3.7643e-01	5.2935e-01	3.9768e-01	4.2595e-01	5.2080e-01	6.3692e-01
3	6.0775e-01	6.9333e-01	4.2222e-01	6.5849e-01	8.9725e-01	2.8937e-01
4	5.8632e-01	3.8499e-01	6.0117e-01	6.0791e-01	6.0425e-01	1.0422e+00
5	4.7275e-01	4.8179e-01	5.8348e-01	5.5491e-01	5.3320e-01	5.2755e-01
6	4.7275e-01	4.8179e-01	5.8348e-01	5.5491e-01	5.3320e-01	5.2755e-01

age	2009	2010	2011	2012	2013	2014
0	2.1610e-09	8.2627e-04	6.8961e-02	1.9157e-03	2.4618e-04	2.2476e-07
1	1.7775e-01	1.8295e-01	3.3131e-01	1.1948e-01	1.0860e-01	6.6050e-02
2	4.1852e-01	4.3509e-01	3.2647e-01	3.5068e-01	3.2726e-01	3.6294e-01
3	5.0381e-01	6.9450e-01	5.1581e-01	5.3437e-01	5.2525e-01	5.2640e-01
4	6.4688e-01	5.2195e-01	4.8202e-01	3.8304e-01	3.6677e-01	4.2893e-01
5	3.3503e-01	5.1559e-01	3.9366e-01	3.3577e-01	3.0832e-01	3.0085e-01
6	3.3503e-01	5.1559e-01	3.9366e-01	3.3577e-01	3.0832e-01	3.0085e-01

age	2015	2016	2017	2018
0	2.5404e-08	9.9621e-07	7.5485e-04	3.5328e-03
1	8.9225e-02	1.9135e-01	5.3090e-02	6.8659e-02
2	4.9880e-01	5.0104e-01	3.3965e-01	3.3155e-01
3	4.5726e-01	7.5734e-01	5.5905e-01	5.3277e-01
4	5.9031e-01	4.2063e-01	5.5079e-01	4.2985e-01
5	2.0524e-01	3.5724e-01	4.2669e-01	3.9316e-01
6	2.0524e-01	3.5724e-01	4.2669e-01	3.9316e-01

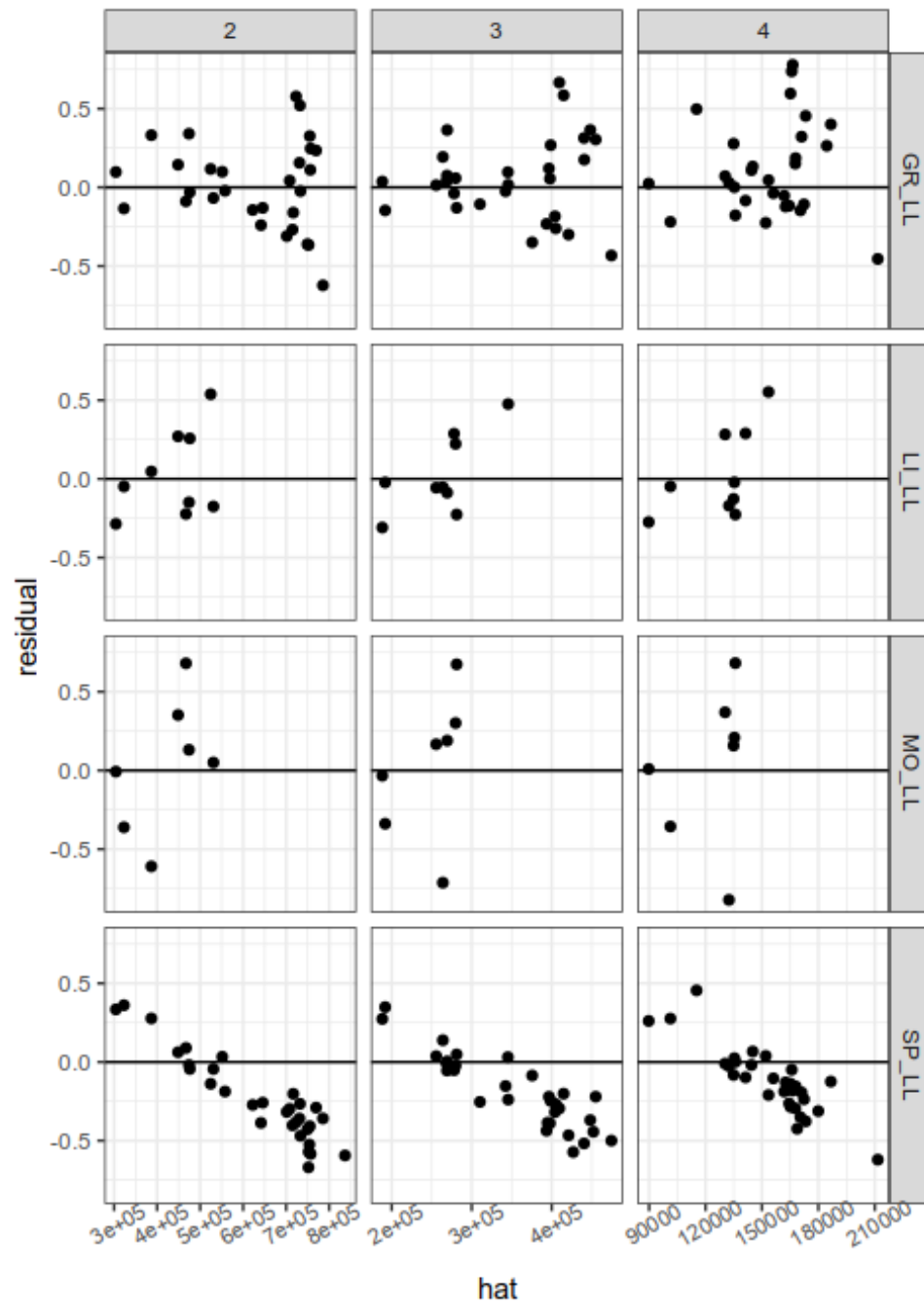


Figure 1. Residuals against fitted value for the base run.

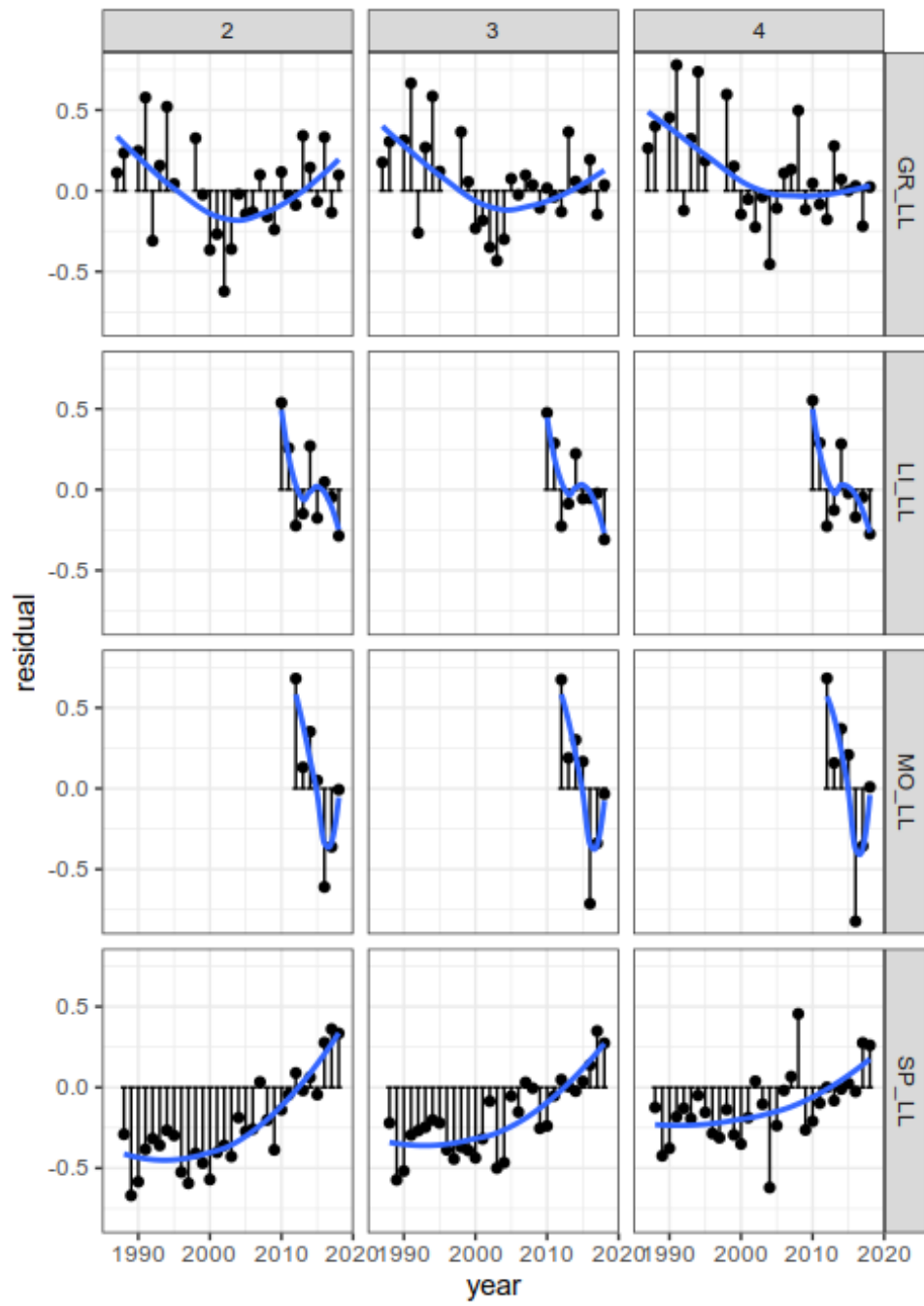


Figure 2. Residuals by fleet against year for the base run.

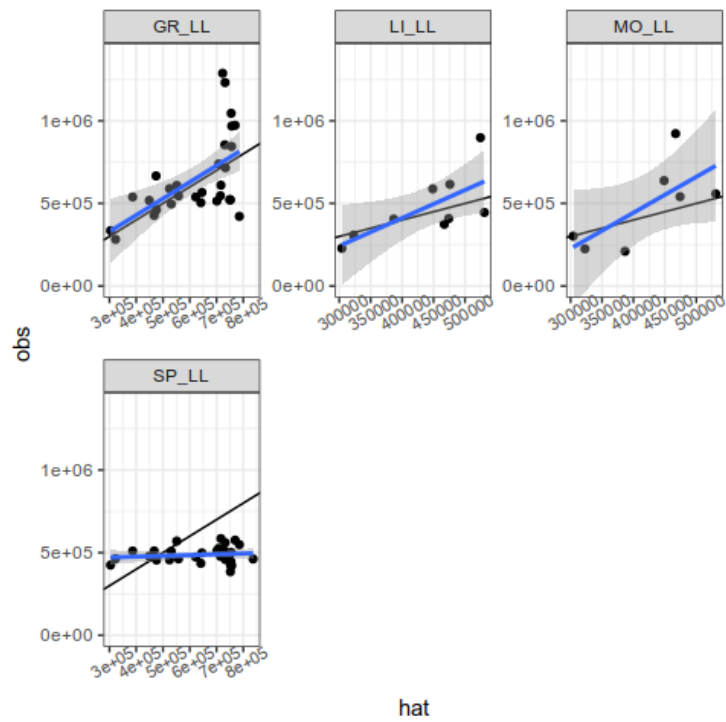


Figure 3. Calibration regression plots for age 2 for the base run. The blue line is a linear regression fitted to the residual pairs and the black line is the $y=x$ line. If the index is proportional to stock abundance, then the blue and black lines should coincide.

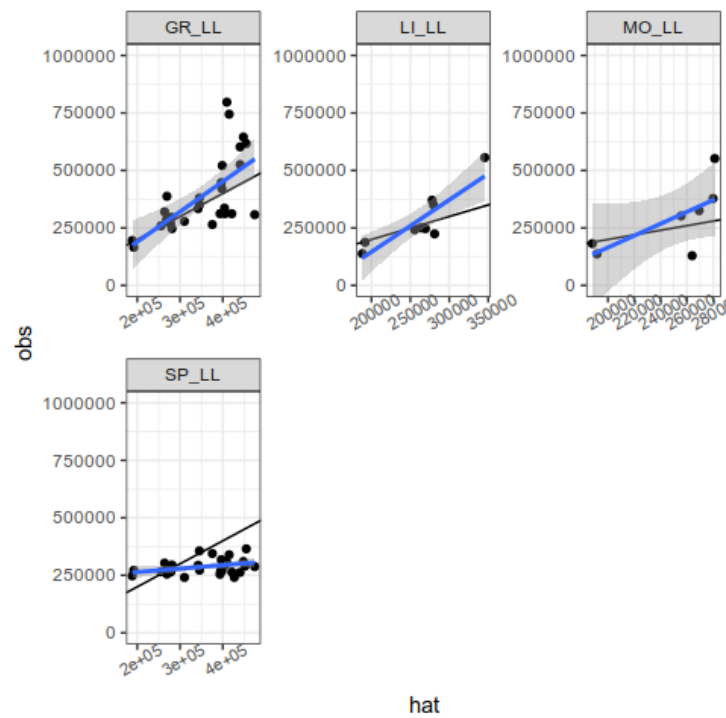


Figure 4. Calibration regression plots for age 3 for the base run. The blue line is a linear regression fitted to the residual pairs and the black line is the $y=x$ line. If the index is proportional to stock abundance, then the blue and black lines should coincide.

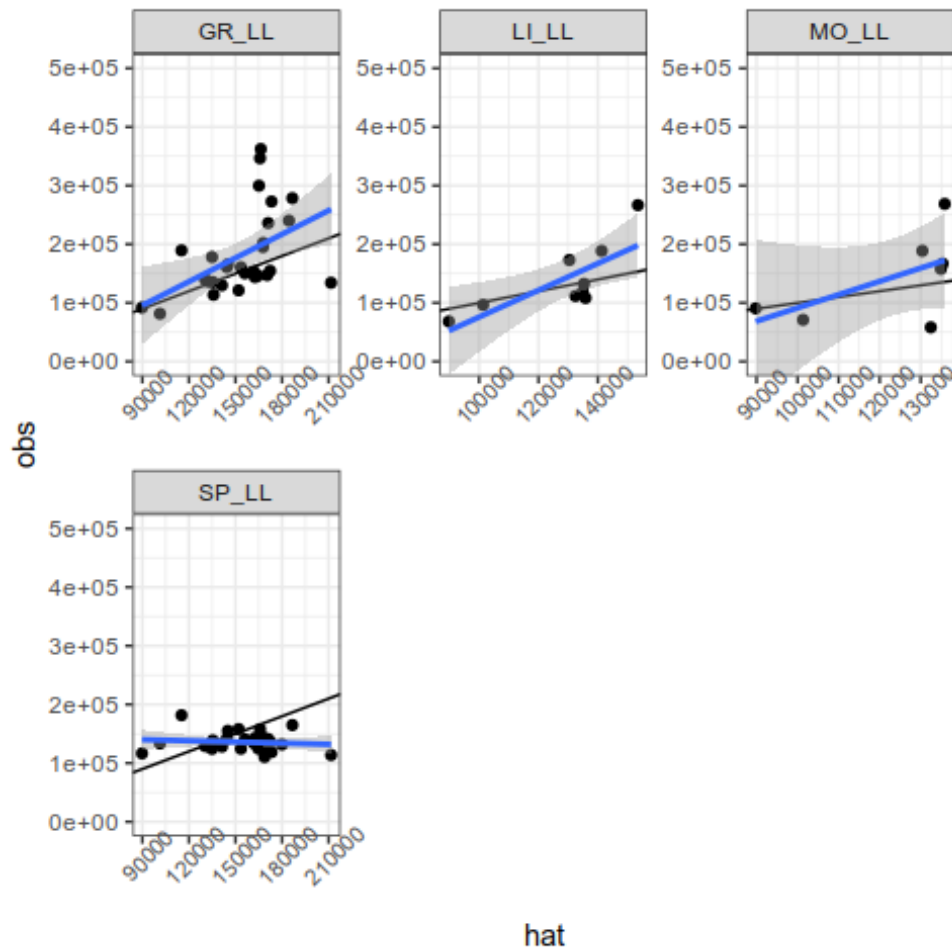


Figure 5. Calibration regression plots for age 4 for the base run. The blue line is a linear regression fitted to the residual pairs and the black line is the $y=x$ line. If the index is proportional to stock abundance, then the blue and black lines should coincide.

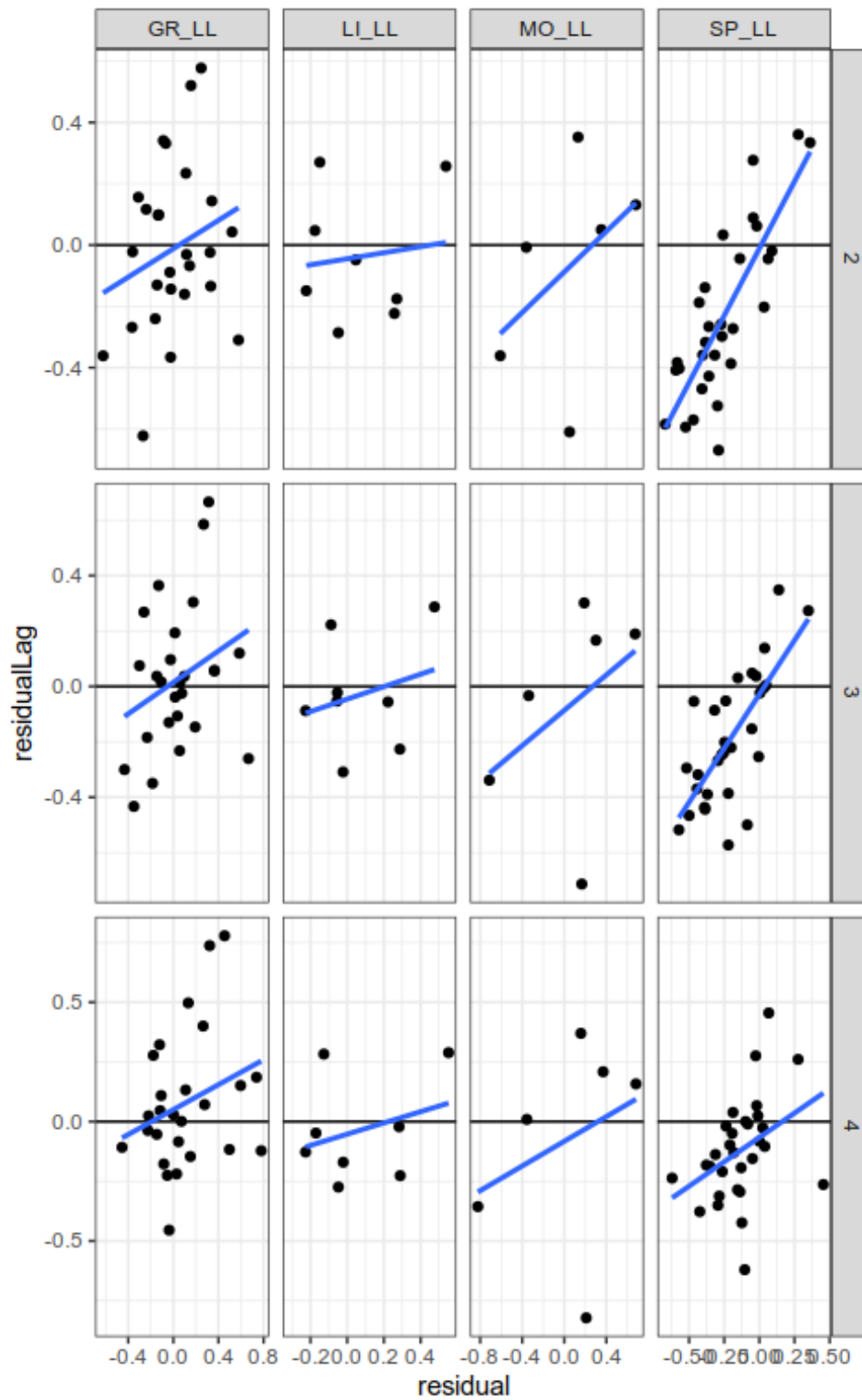


Figure 6. AR plots of lagged residuals for the base run. Blue line is the regression fitted to the data pairs. If residuals are uncorrelated then the slope of the regression should be 0.

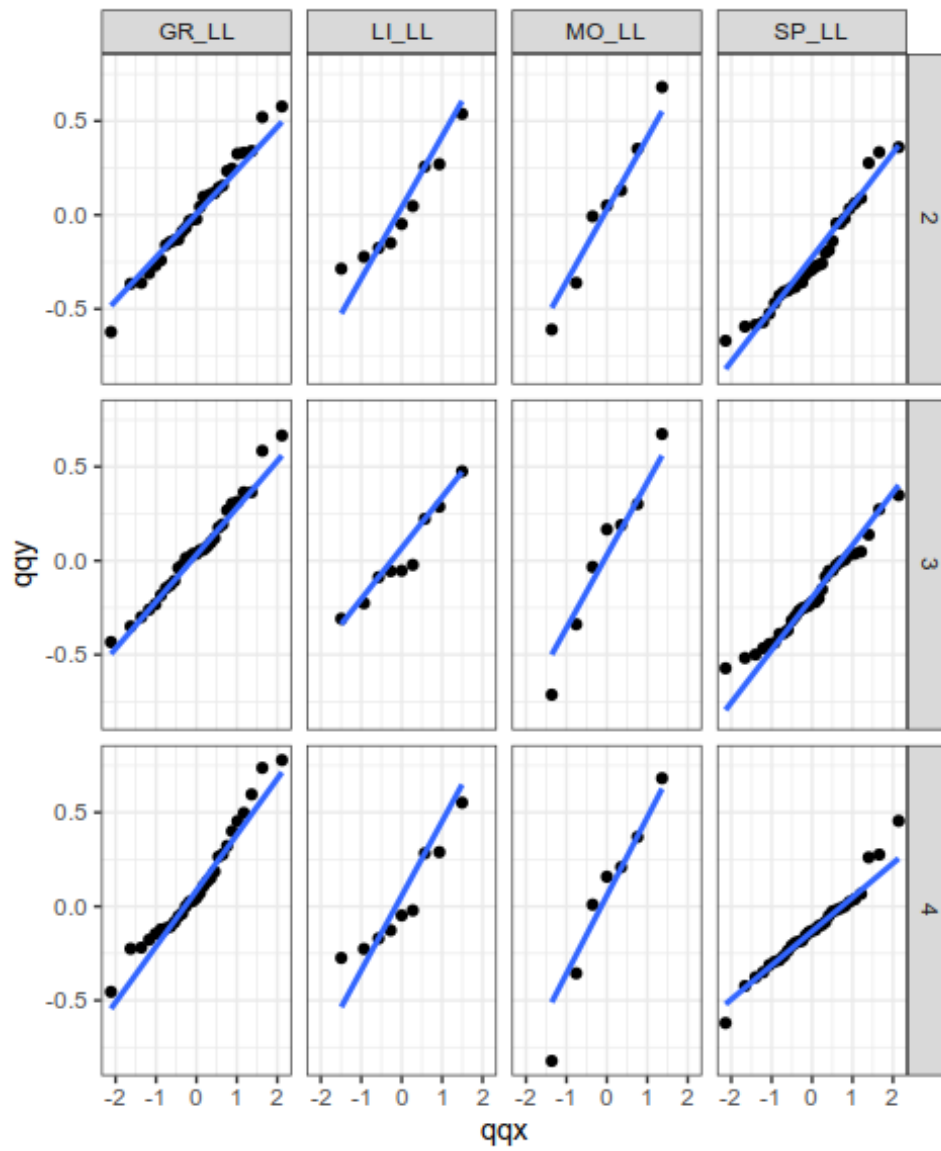


Figure 7. QQ plots to check for log normality (i.e. points and line should coincide) for the base run.

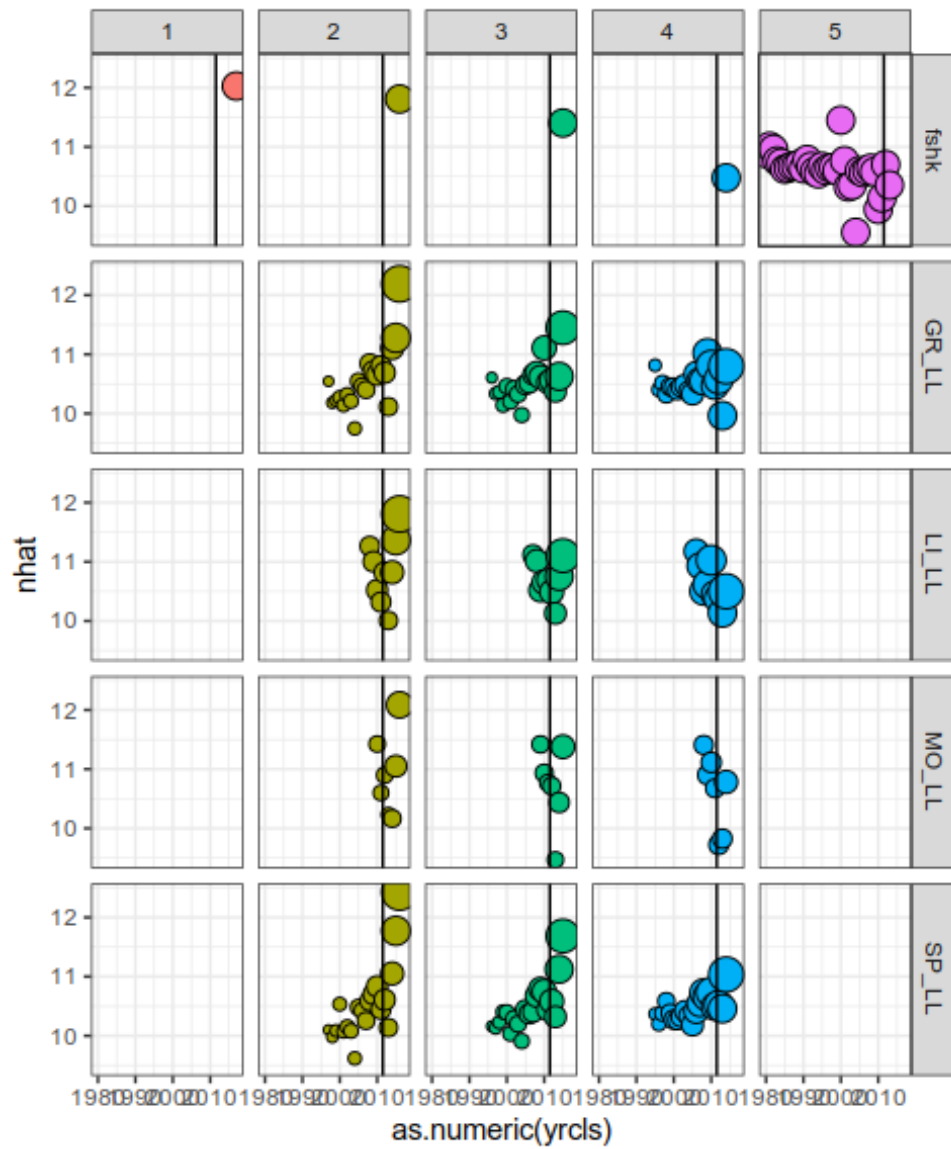


Figure 8. Weights for terminal year Ns for each CPUE observation and shrinkage to the mean $F(fshk)$ for the base run. The vertical line identifies the range used for shrinkage to age in the terminal ages. Points correspond to individual cohorts.

b. Discard run

Table 4. Estimates of stock number-at-age for the discard run.

age	1985	1986	1987	1988	1989	1990
0	1.2342e+06	1.2608e+06	1.2960e+06	1.2736e+06	1.2578e+06	1.2099e+06
1	9.9524e+05	1.0067e+06	1.0307e+06	1.0589e+06	1.0383e+06	1.0241e+06
2	7.1831e+05	7.2933e+05	7.5615e+05	7.6961e+05	7.5198e+05	7.5689e+05
3	4.3199e+05	4.2551e+05	4.4068e+05	4.5496e+05	4.2690e+05	4.4040e+05
4	1.9422e+05	1.9654e+05	1.8446e+05	1.8665e+05	1.6873e+05	1.7326e+05
5	9.3051e+04	1.0660e+05	1.0379e+05	9.2859e+04	8.4970e+04	8.0927e+04
6	4.6495e-01	2.2168e+00	1.7596e+00	1.9186e+00	1.2792e+00	5.1920e-01

age	1991	1992	1993	1994	1995	1996
0	1.2423e+06	1.2567e+06	1.2202e+06	1.2848e+06	1.4295e+06	1.3295e+06
1	9.8121e+05	1.0089e+06	1.0212e+06	9.9276e+05	1.0480e+06	1.1602e+06
2	7.2302e+05	7.0144e+05	7.3098e+05	7.3210e+05	7.0825e+05	7.5403e+05
3	4.0946e+05	4.0500e+05	3.9870e+05	4.1488e+05	3.9653e+05	3.9480e+05
4	1.6632e+05	1.6255e+05	1.7107e+05	1.6584e+05	1.6789e+05	1.6526e+05
5	7.9825e+04	7.9649e+04	8.0123e+04	8.6511e+04	7.6669e+04	8.5291e+04
6	1.0600e+01	1.1466e-01	1.0407e+00	1.0089e+00	1.3154e+00	3.8137e+03

age	1997	1998	1999	2000	2001	2002
0	1.2911e+06	1.2961e+06	1.2142e+06	1.3392e+06	1.2602e+06	9.8803e+05
1	1.0885e+06	1.0535e+06	1.0479e+06	9.9211e+05	1.0964e+06	1.0297e+06
2	8.3687e+05	7.5517e+05	7.3375e+05	7.5298e+05	7.1558e+05	7.8692e+05
3	4.5211e+05	4.4824e+05	3.9797e+05	3.9393e+05	4.0462e+05	3.7624e+05
4	1.7998e+05	1.6520e+05	1.6777e+05	1.7058e+05	1.6216e+05	1.5251e+05
5	8.6852e+04	7.9837e+04	7.1112e+04	8.2665e+04	7.7683e+04	7.3183e+04
6	2.5437e+00	7.5144e-01	9.8488e-01	1.3551e+00	5.4182e-01	1.3865e+04

age	2003	2004	2005	2006	2007	2008
0	1.1021e+06	1.0707e+06	9.7041e+05	1.3209e+06	1.3947e+06	1.0717e+06
1	8.0893e+05	8.8846e+05	8.5994e+05	7.4076e+05	1.0792e+06	1.1280e+06
2	7.5016e+05	5.5920e+05	6.1818e+05	6.5042e+05	5.4117e+05	7.8049e+05
3	4.7576e+05	4.2172e+05	2.7005e+05	3.3894e+05	3.4918e+05	2.5980e+05
4	1.5660e+05	2.1255e+05	1.7287e+05	1.4522e+05	1.4232e+05	1.1842e+05
5	7.5040e+04	7.1531e+04	1.1866e+05	7.7781e+04	6.5026e+04	6.2664e+04
6	1.0347e+00	1.4962e+00	5.7857e-01	1.2411e+00	1.3141e+00	1.6382e+03

age	2009	2010	2011	2012	2013	2014
0	1.0340e+06	1.1289e+06	9.8426e+05	7.8385e+05	1.0782e+06	8.3685e+05
1	8.6933e+05	8.4657e+05	9.2362e+05	7.6178e+05	6.3975e+05	8.8260e+05
2	7.8098e+05	5.7365e+05	5.6602e+05	5.3152e+05	5.3587e+05	4.5098e+05
3	2.8736e+05	3.8168e+05	2.7195e+05	3.0145e+05	2.8763e+05	3.0096e+05
4	1.7203e+05	1.6102e+05	1.4279e+05	1.4192e+05	1.3423e+05	1.3330e+05
5	3.1571e+04	6.8922e+04	7.5002e+04	7.0175e+04	7.5455e+04	7.1796e+04
6	2.2850e+03	1.5430e+00	2.6183e-01	1.6989e+00	1.8414e+00	1.4985e+00

age	2015	2016	2017	2018
0	7.6740e+05	6.4841e+05	8.0051e+05	8.7248e+05
1	6.8515e+05	6.2830e+05	5.3087e+05	6.5506e+05
2	6.5964e+05	4.8466e+05	4.1899e+05	3.7207e+05
3	2.2358e+05	2.9183e+05	2.3144e+05	2.1363e+05
4	1.3903e+05	1.3570e+05	1.0019e+05	9.0753e+04
5	6.8908e+04	6.0675e+04	6.6368e+04	4.4249e+04
6	4.4352e+03	2.0470e+04	2.3355e+00	8.1960e-01

Table 5. Estimates of harvest-at-age for the discard run.

age	1985	1986	1987	1988	1989	1990
0	3.6919e-03	1.5087e-03	2.0751e-03	4.2897e-03	5.5152e-03	9.4803e-03
1	1.1086e-01	8.6216e-02	9.2098e-02	1.4228e-01	1.1610e-01	1.4816e-01
2	3.2361e-01	3.0380e-01	3.0803e-01	3.8934e-01	3.3503e-01	4.1437e-01
3	5.8752e-01	6.3586e-01	6.5910e-01	7.9190e-01	7.0177e-01	7.7375e-01
4	3.9988e-01	4.3856e-01	4.8634e-01	5.8692e-01	5.3475e-01	5.7494e-01
5	3.5546e-01	3.6611e-01	3.8639e-01	4.7761e-01	4.2191e-01	4.7780e-01
6	3.5546e-01	3.6611e-01	3.8639e-01	4.7761e-01	4.2191e-01	4.7780e-01

age	1991	1992	1993	1994	1995	1996
0	8.1094e-03	7.5180e-03	6.2382e-03	3.7251e-03	8.7748e-03	1.6182e-09
1	1.3565e-01	1.2222e-01	1.3284e-01	1.3770e-01	1.2921e-01	1.2667e-01
2	3.7955e-01	3.6493e-01	3.6639e-01	4.1317e-01	3.8442e-01	3.1152e-01
3	7.2383e-01	6.6182e-01	6.7719e-01	7.0468e-01	6.7525e-01	5.8554e-01
4	5.3630e-01	5.0745e-01	4.8179e-01	5.7151e-01	4.7725e-01	4.4330e-01
5	4.4383e-01	4.1410e-01	4.1455e-01	4.5676e-01	4.1653e-01	3.6676e-01
6	4.4383e-01	4.1410e-01	4.1455e-01	4.5676e-01	4.1653e-01	3.6676e-01

age	1997	1998	1999	2000	2001	2002
0	3.3923e-03	1.2537e-02	2.0464e-03	1.2937e-05	2.0096e-03	6.5216e-09
1	1.6566e-01	1.6170e-01	1.3053e-01	1.2674e-01	1.3171e-01	1.1677e-01
2	4.2433e-01	4.4056e-01	4.2199e-01	4.2108e-01	4.4287e-01	3.0321e-01
3	8.0676e-01	7.8272e-01	6.4718e-01	6.8760e-01	7.7575e-01	6.7651e-01
4	6.1284e-01	6.4290e-01	5.0783e-01	5.8656e-01	5.9561e-01	5.0918e-01
5	5.0240e-01	5.0697e-01	4.2688e-01	4.5853e-01	5.0768e-01	4.2672e-01
6	5.0240e-01	5.0697e-01	4.2688e-01	4.5853e-01	5.0768e-01	4.2672e-01

age	2003	2004	2005	2006	2007	2008
0	1.5458e-02	1.9247e-02	7.0041e-02	2.0814e-03	1.2224e-02	9.2943e-03
1	1.6920e-01	1.6271e-01	7.9246e-02	1.1395e-01	1.2410e-01	1.6763e-01
2	3.7594e-01	5.2789e-01	4.0096e-01	4.2204e-01	5.3381e-01	7.9918e-01
3	6.0574e-01	6.9179e-01	4.2037e-01	6.6775e-01	8.8131e-01	2.1226e-01
4	5.8358e-01	3.8292e-01	5.9865e-01	6.0346e-01	6.2029e-01	1.1220e+00
5	4.6966e-01	4.7799e-01	5.7839e-01	5.5081e-01	5.2639e-01	5.5253e-01
6	4.6966e-01	4.7799e-01	5.7839e-01	5.5081e-01	5.2639e-01	5.5253e-01

age	2009	2010	2011	2012	2013	2014
0	1.5045e-05	6.9921e-04	5.6230e-02	3.1339e-03	1.6575e-04	7.3432e-06
1	2.1571e-01	2.0256e-01	3.5257e-01	1.5176e-01	1.4966e-01	9.1175e-02
2	5.1595e-01	5.4641e-01	4.3003e-01	4.1406e-01	3.7693e-01	5.0163e-01
3	3.7919e-01	7.8319e-01	4.5036e-01	6.0903e-01	5.6907e-01	5.7227e-01
4	7.1469e-01	5.6404e-01	5.1041e-01	4.3171e-01	4.2575e-01	4.5984e-01
5	3.5652e-01	5.6413e-01	4.2346e-01	4.0519e-01	3.6357e-01	3.5588e-01
6	3.5652e-01	5.6413e-01	4.2346e-01	4.0519e-01	3.6357e-01	3.5588e-01

age	2015	2016	2017	2018
0	1.0066e-10	3.7639e-08	5.1508e-04	4.7104e-03
1	1.4618e-01	2.0516e-01	1.5545e-01	1.0716e-01
2	6.1552e-01	5.3913e-01	4.7362e-01	4.6508e-01
3	2.9933e-01	8.6905e-01	7.3618e-01	6.9124e-01
4	6.2916e-01	5.1524e-01	6.1728e-01	5.5095e-01
5	2.4454e-01	4.5336e-01	4.0227e-01	4.8793e-01
6	2.4454e-01	4.5336e-01	4.0227e-01	4.8793e-01

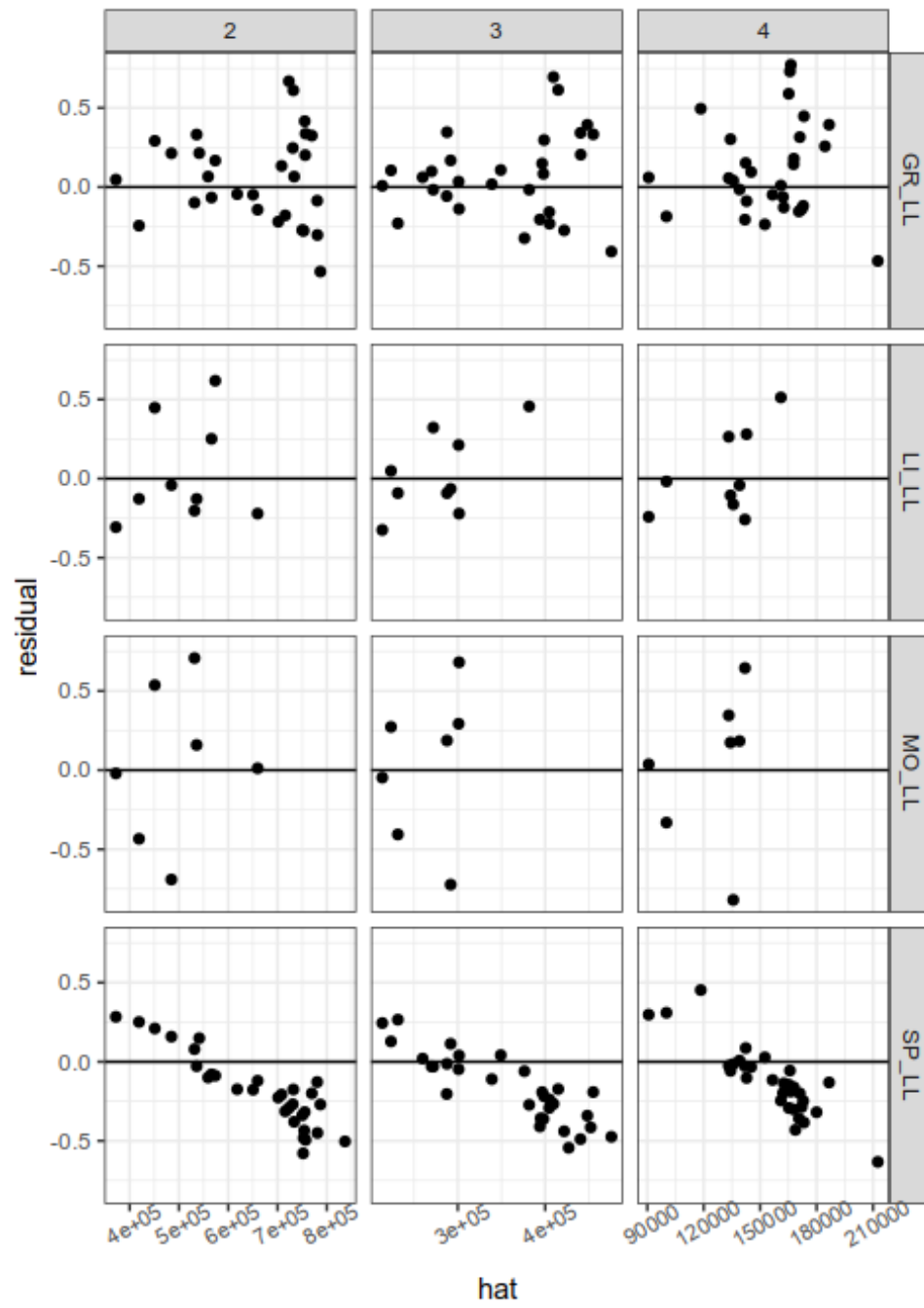


Figure 9. Residuals against fitted value for the discard run.

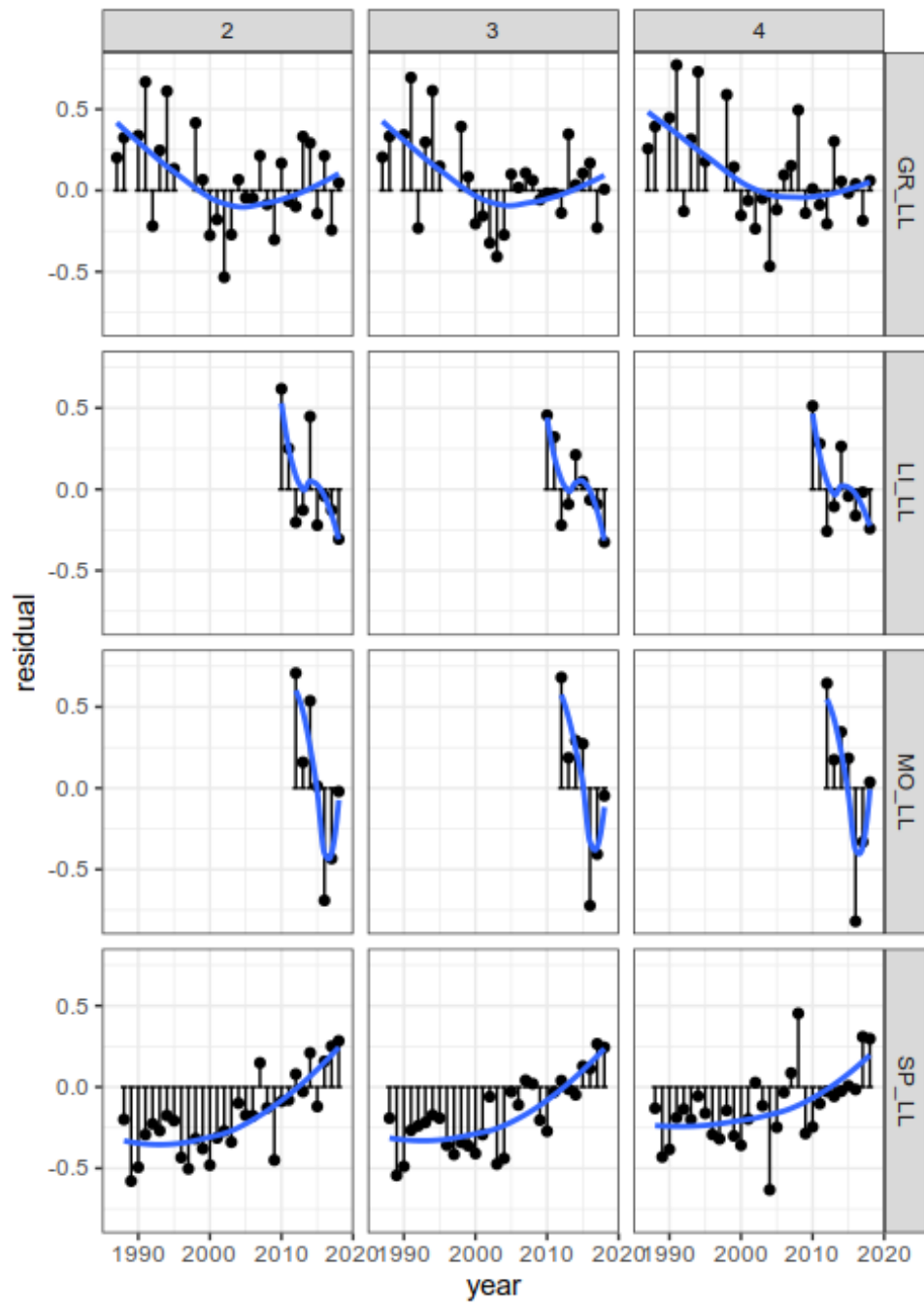


Figure 10. Residuals by fleet against year for the discard run.

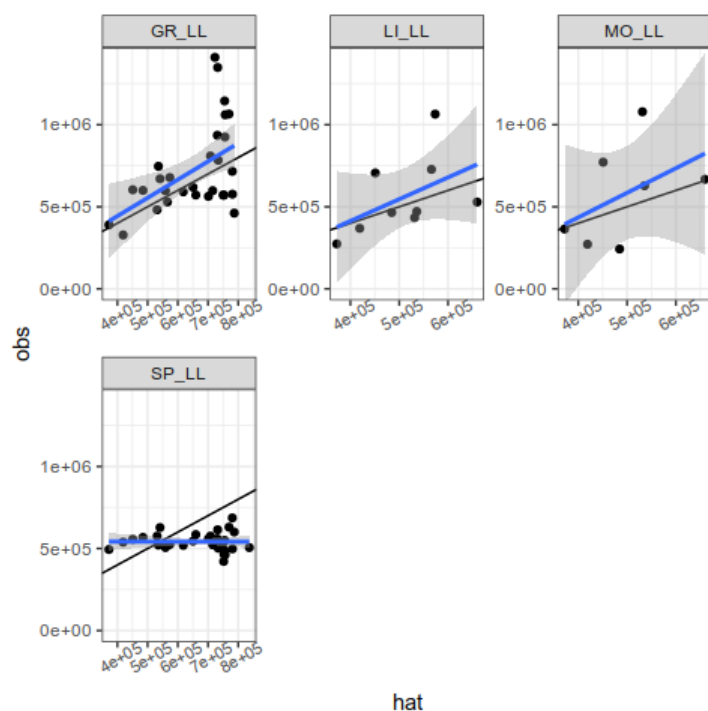


Figure 11. Calibration regression plots for age 2 for the discard run. The blue line is a linear regression fitted to the residual pairs and the black line is the $y=x$ line. If the index is proportional to stock abundance, then the blue and black lines should coincide.

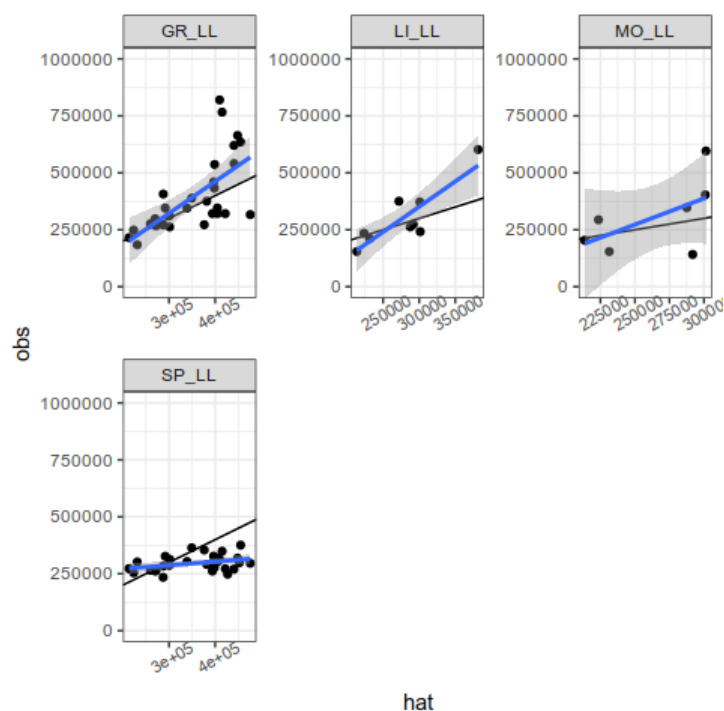


Figure 12. Calibration regression plots for age 3 for the discard run. The blue line is a linear regression fitted to the residual pairs and the black line is the $y=x$ line. If the index is proportional to stock abundance, then the blue and black lines should coincide.

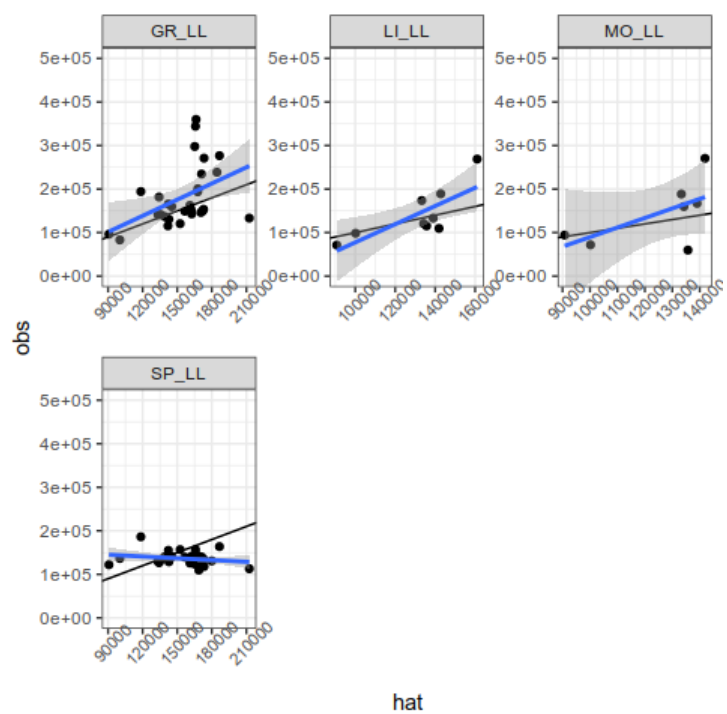


Figure 13. Calibration regression plots for age 4 for the discard run. The blue line is a linear regression fitted to the residual pairs and the black line is the $y=x$ line. If the index is proportional to stock abundance, then the blue and black lines should coincide.

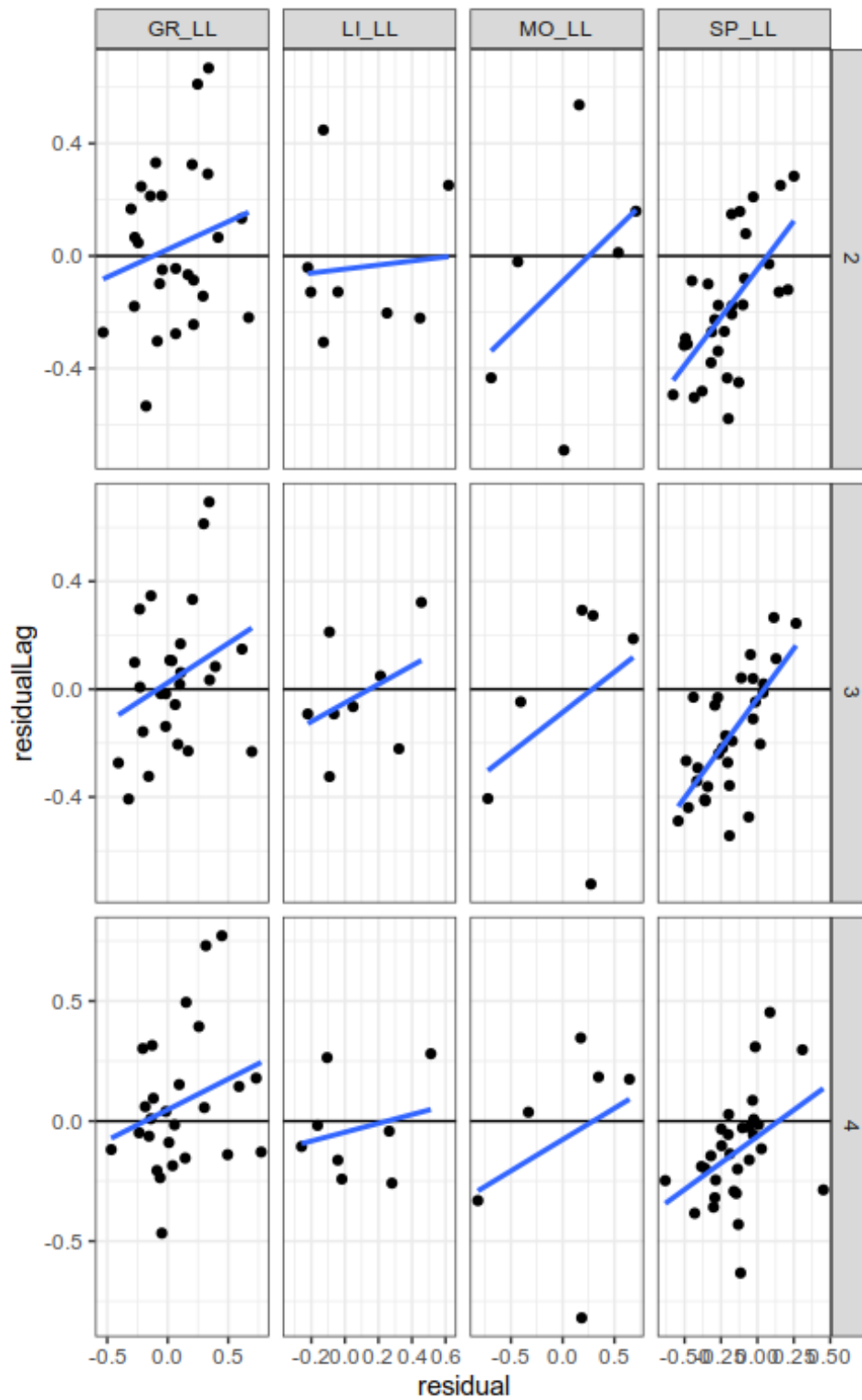


Figure 14. AR plots of lagged residuals for the discard run. The blue line is the regression fitted to the data pairs. If residuals are uncorrelated then the slope of the regression should be 0.

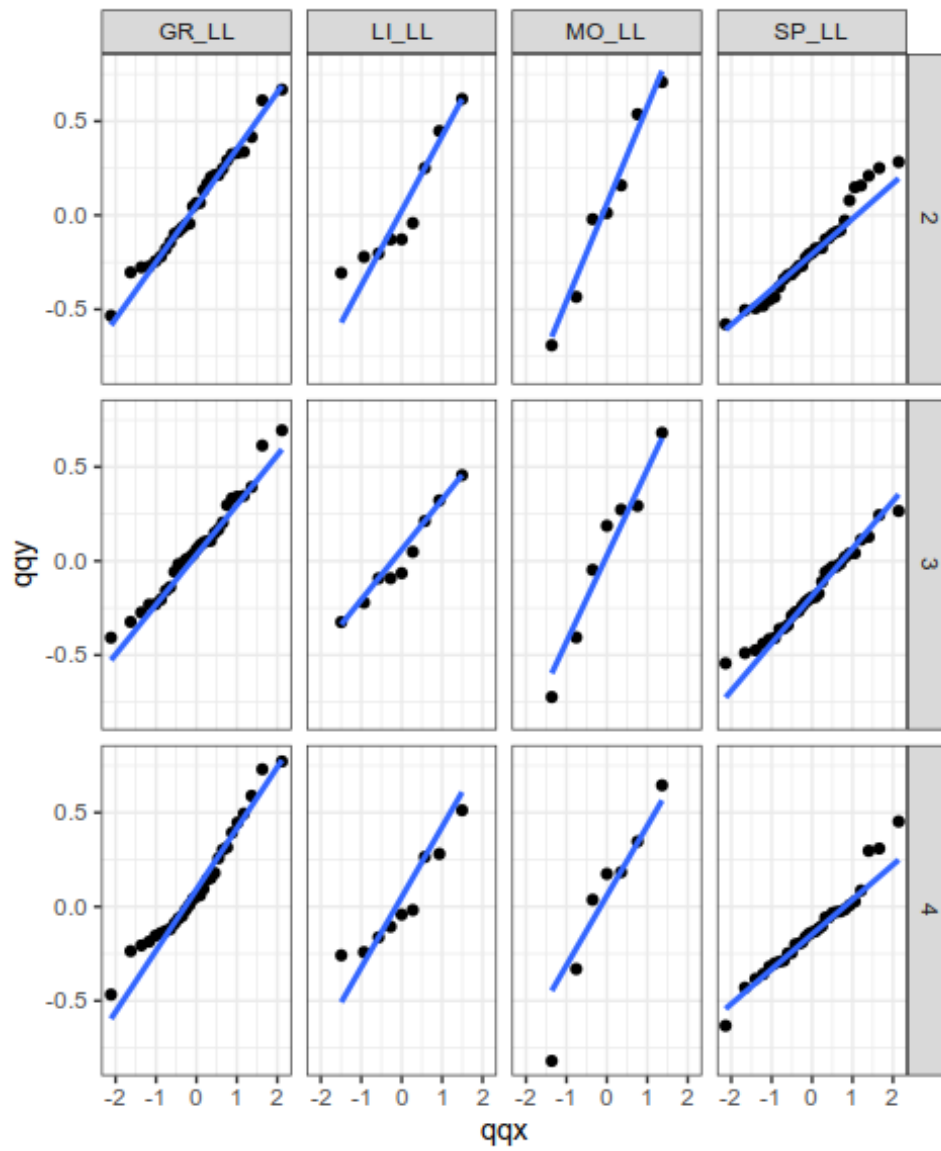


Figure 15. QQ plots to check for log normality (i.e. points and line should coincide) for the discard run.

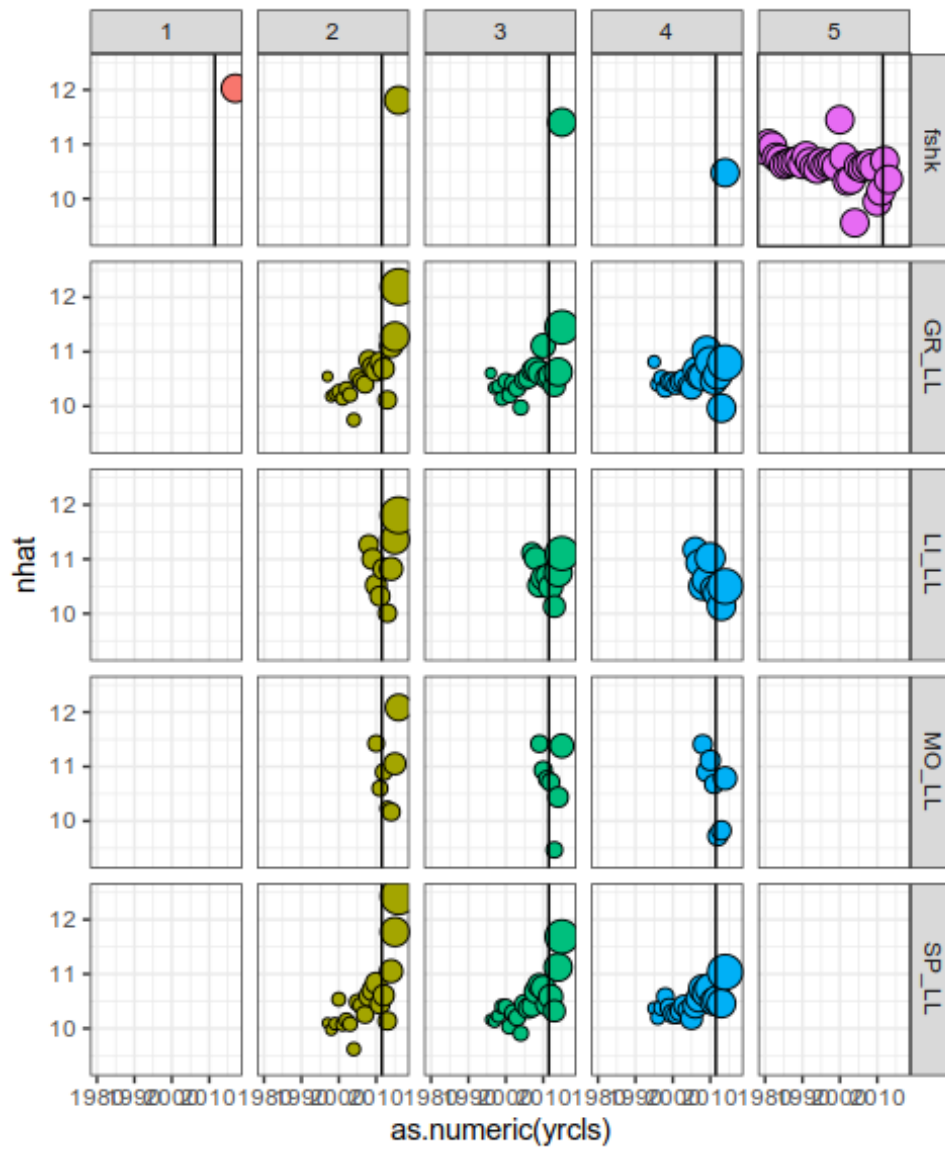


Figure 16. Weights for terminal year Ns for each CPUE observation and shrinkage to the mean $F(fshk)$ for the discard run. Vertical line identifies the range used for shrinkage to age in the terminal ages. Points correspond to individual cohorts.

A4A FINAL RUNS

1. Introduction

The final runs of the Mediterranean Swordfish, using statistical catch-at-age method a4a, are presented in the current document. Following the recommendation of the Group, the assessments assumed a constant natural mortality considered adequate to assess the status of the stock. The Group requested for two final a4a runs, assuming constant mortality vector with and without discards. The final runs took into consideration an additional standardized CPUE index, the one of the Ligurian surface longliners, expressed in biomass.

2. Materials and Methods

The final a4a runs used CAA data from 1985 to 2018 and five standardized CPUE biomass indices were considered. The first run assumed a constant mortality vector $M = 0.2$, while the second assumed also a constant M including discards estimates as derived from the SCRS/2020/028. The six CPUE indices are: Greek longliners (SCRS/2020/021), Moroccan longliners (SCRS/2020/026), Spanish longliners (SCRS/ 2020/043), Ligurian longliners (SCRS/2020/027), Sicilian longliners (SCRS/2014/105) and the historical Ligurian surface longliners (SCRS/2014/112) as suggested by the Group. All indices were considered representative of ages 2 – 4. The standardized CPUE indices are shown in **Figure 1**.

The same final model setup was applied in the two runs and the structure of submodels can be found in **Table 1**. Age plus group was set to 5 and the F range was set to ages 2 – 4.

3. Results

The results among the runs were considered similar, besides the estimated recruitment in recent years where the discards run estimation was a bit higher. A downward trend in the residuals, begging in the mid-1990s is present in both runs. Moreover, the uncertainty around estimates of the recruitment appeared high in both cases at the end of the time series. The trajectory of SSB revealed a slight declining trend and after the mid-2000s fluctuated around 7,500 t. The results of the two final runs are plotted in **Figures 2** and **3**. Diagnostic tests were performed for both CAA and standardized CPUE indices residuals and are presented in **Figures 4 - 7**. A negative pattern in the recruitment residuals is present in both runs, where it should be noted that this was probably the result of lack of a tuning index for age 0. Quantile – quantile plots for both CAA and standardized CPUE indices showed some heavy tails in the recruitment and are presented in **Figures 8** and **9**. Retrospective analysis conducted for both cases did not show any particular pattern, except some discrepancies that were observed for recruitment. The retrospective analysis for each run is presented in **Figures 10** and **11**. MCMC runs were performed for the two final runs as an alternative to the maximum likelihood estimation (MLE) that is being used as a default estimation procedure in the assessment. The plots comparing maximum likelihood estimation and MCMC are presented in **Figures 12** and **13**. Comparisons of the results between the two approaches are presented in **Figure 14**. For the estimation of biological reference points, a Beverton Holt Stock Recruitment relationship was assumed. Given the lack of sufficient data, an empirical relationship with high steepness value was developed. The reference points values along the final year's estimation for the SSB and F are presented in **Table 2**.

Table 1. Sub-models set up for the final a4a runs assuming constant M and discards run. ~1 stands for the constant model while ~s() are thin plate regression splines.

F-at-age F	~s(year, k = 17) + s(age, k = 3)
Recruitment R	~s(year, k = 15)
Catchability Q	~1 for GG_LL, SP_LL, SI_LL ~s(year, k = 3) for MO_LL ~s(year, k = 3) for LI_LL ~s(year, k = 9) for LI_SUR
Observation Variance of the catch σ^2	~s(age, k = 3)
Observation Variance of the indices τ^2	~1 for all indices
Initial age structure N	~s(age, k = 3)

Table 2. Biological reference points and terminal values for F and SSB for the two a4a final runs.

Estimates	Constant M	Discards
F_{2018}	0.536	0.702
SSB	7312	6332
MSY	14548	13783
F_{MSY}	0.383	0.375
B_{MSY}	45862	43513
F/F_{MSY}	1.397	1.871
B/B_{MSY}	0.500	0.518

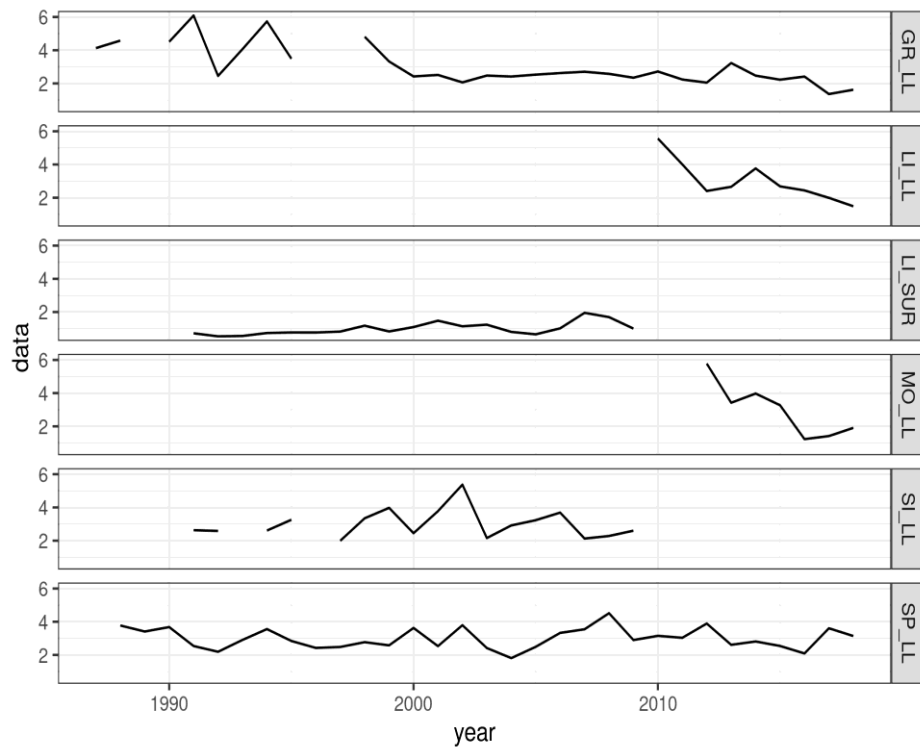


Figure 1. Time series of scaled standardized CPUE indices by fleet: GR_LL = Greek longline, SP_LL = Spanish longline, MO_LL = Moroccan longline, LI_LL = Ligurian longline, SI_LL = Sicilian longline. LI_SUR = Ligurian Surface longline.

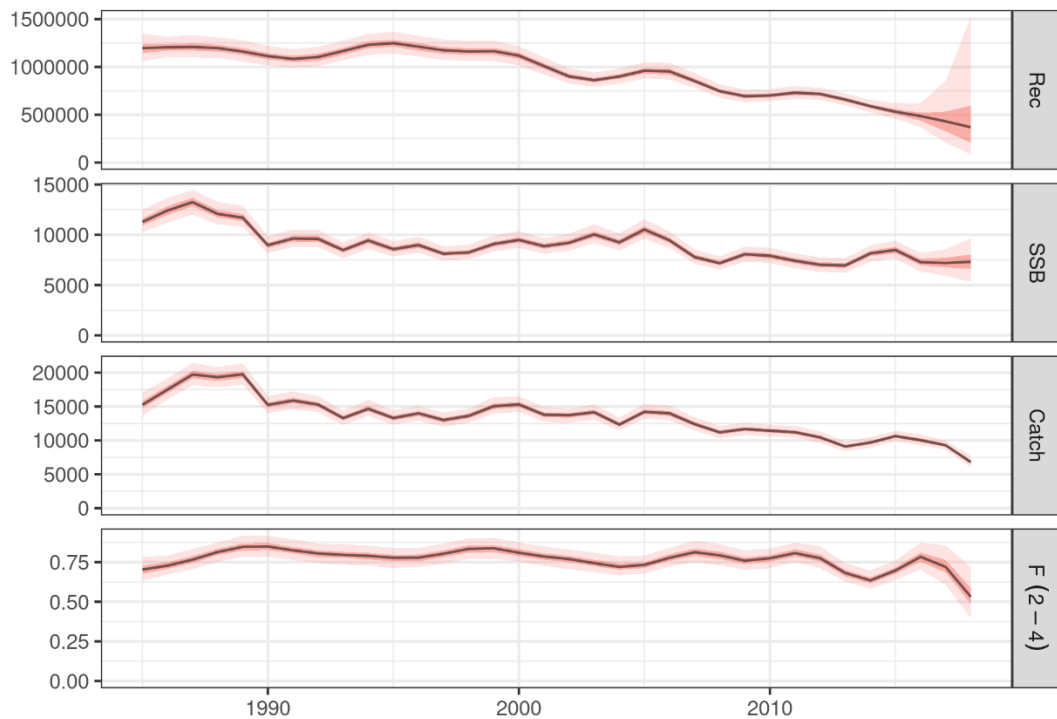


Figure 2. Estimated time series for the Constant M run. 50% and 90% CIs.

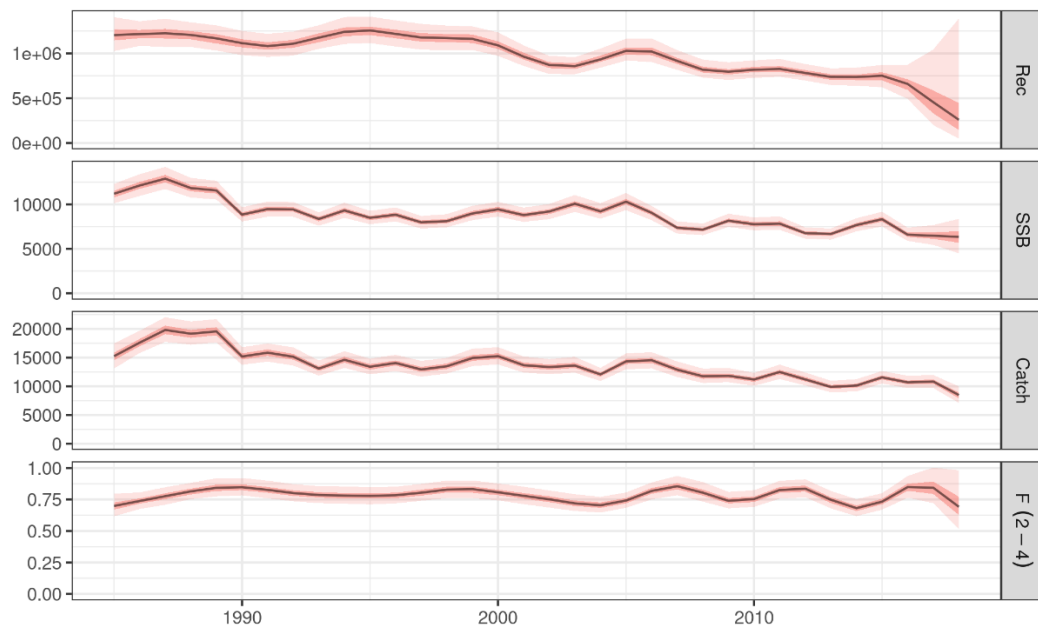


Figure 3. Estimated time series for the Discards run. 50% and 90% CIs.

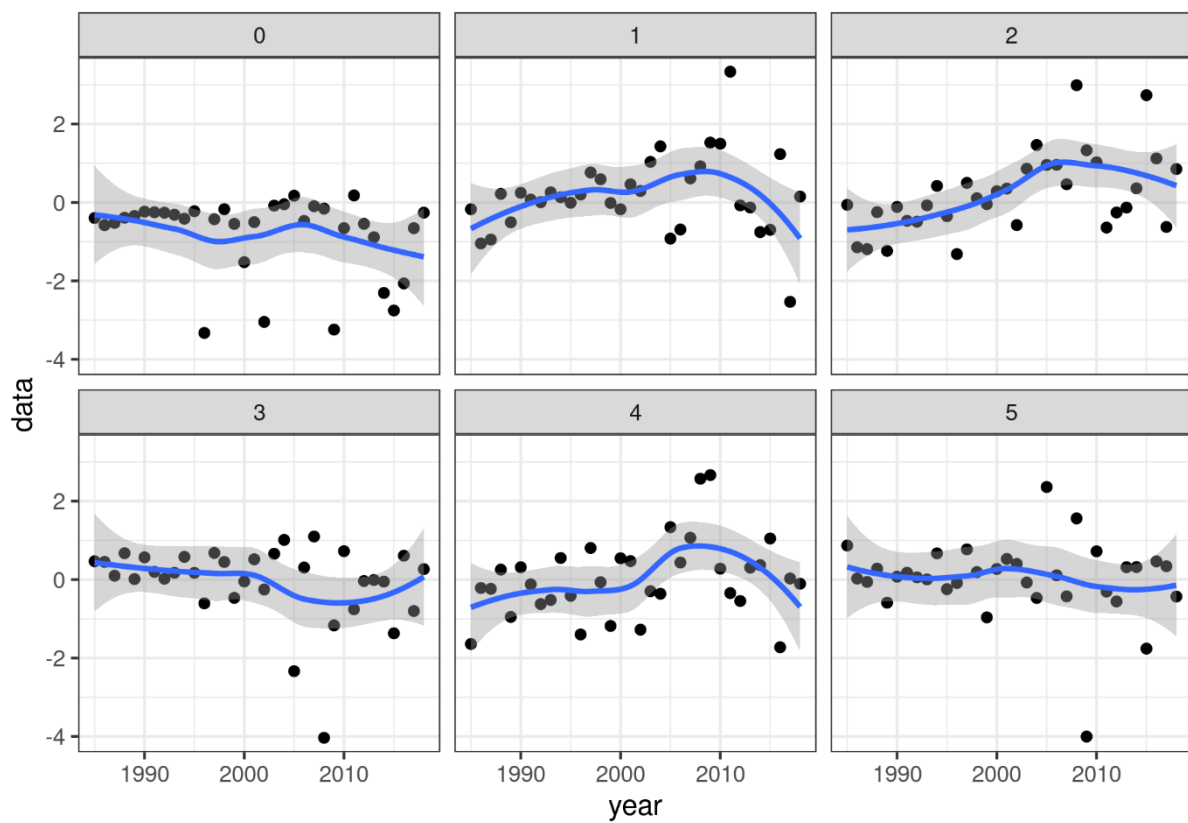


Figure 4. Standardized residuals for catch numbers for Constant M run.

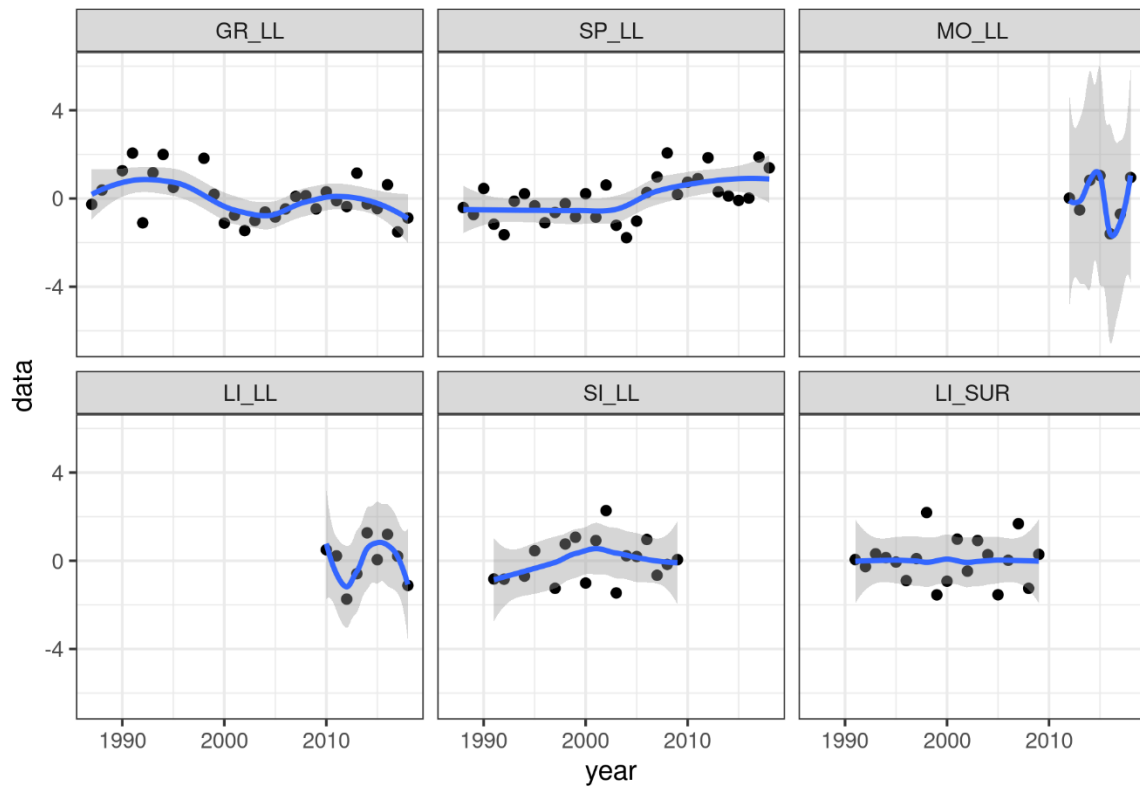


Figure 5. Standardized residuals for biomass indices for Constant M run.

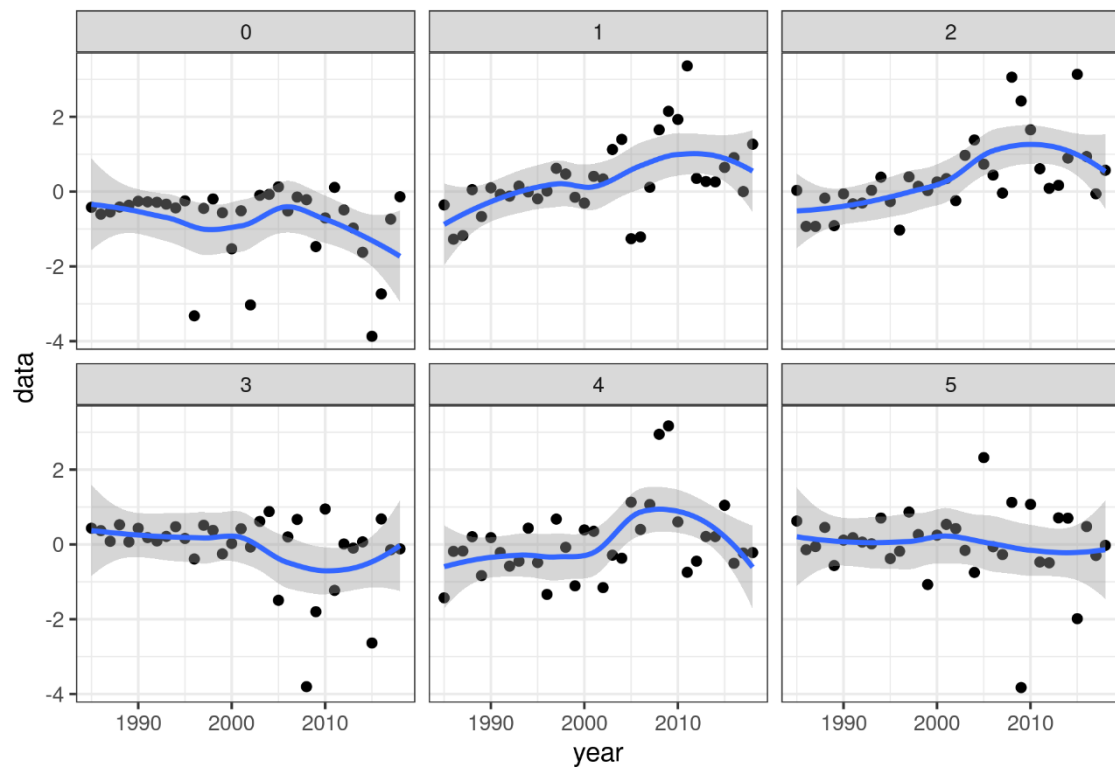


Figure 6. Standardized residuals for catch numbers for Discards run.

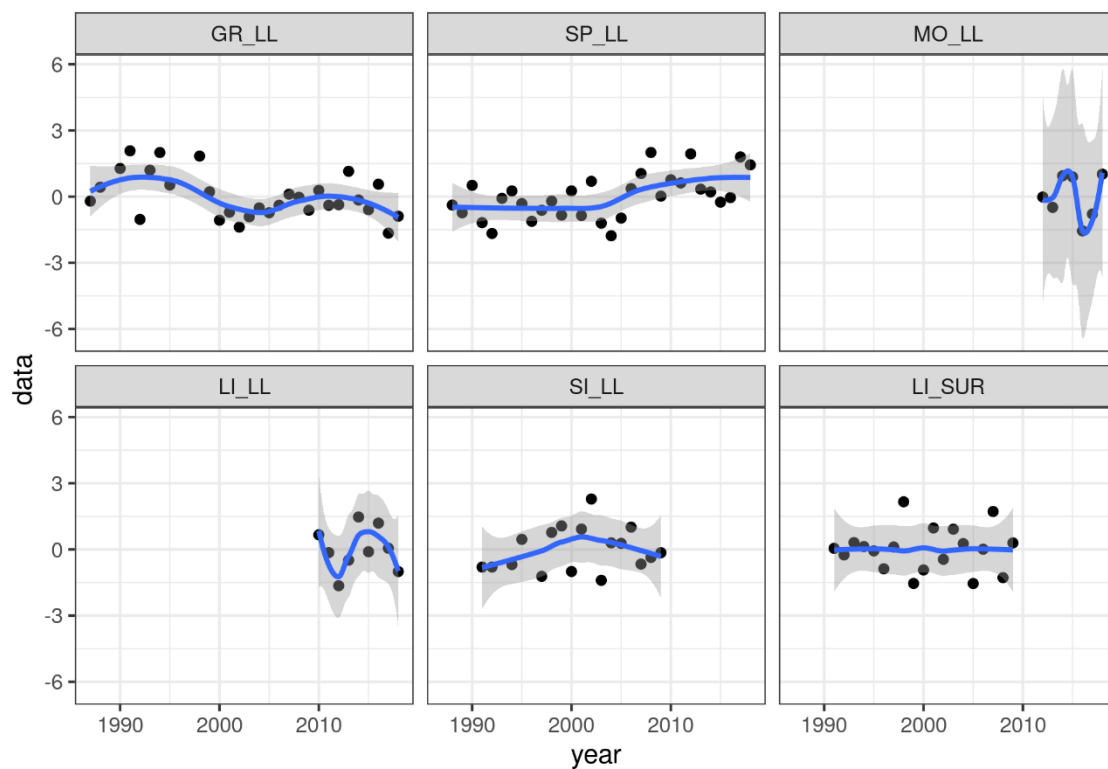


Figure 7. Standardized residuals for biomass indices for Discards run.

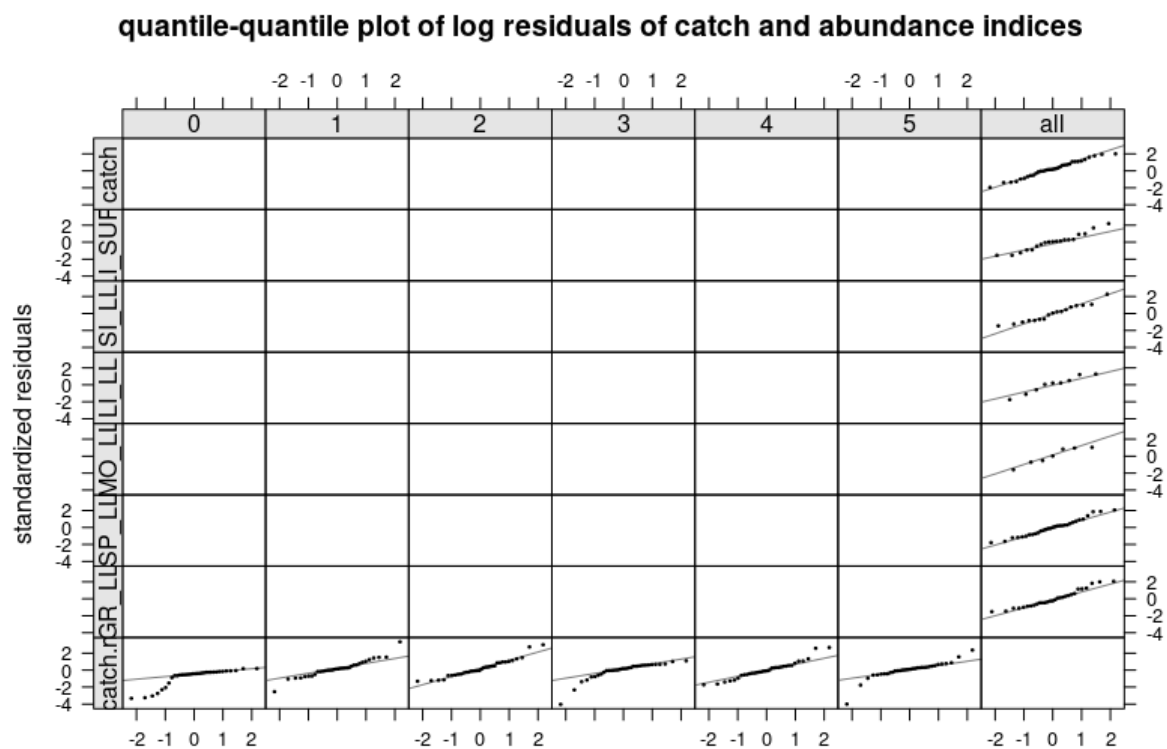


Figure 8. Quantile – quantile plots for catch numbers and biomass indices for Constant M run.

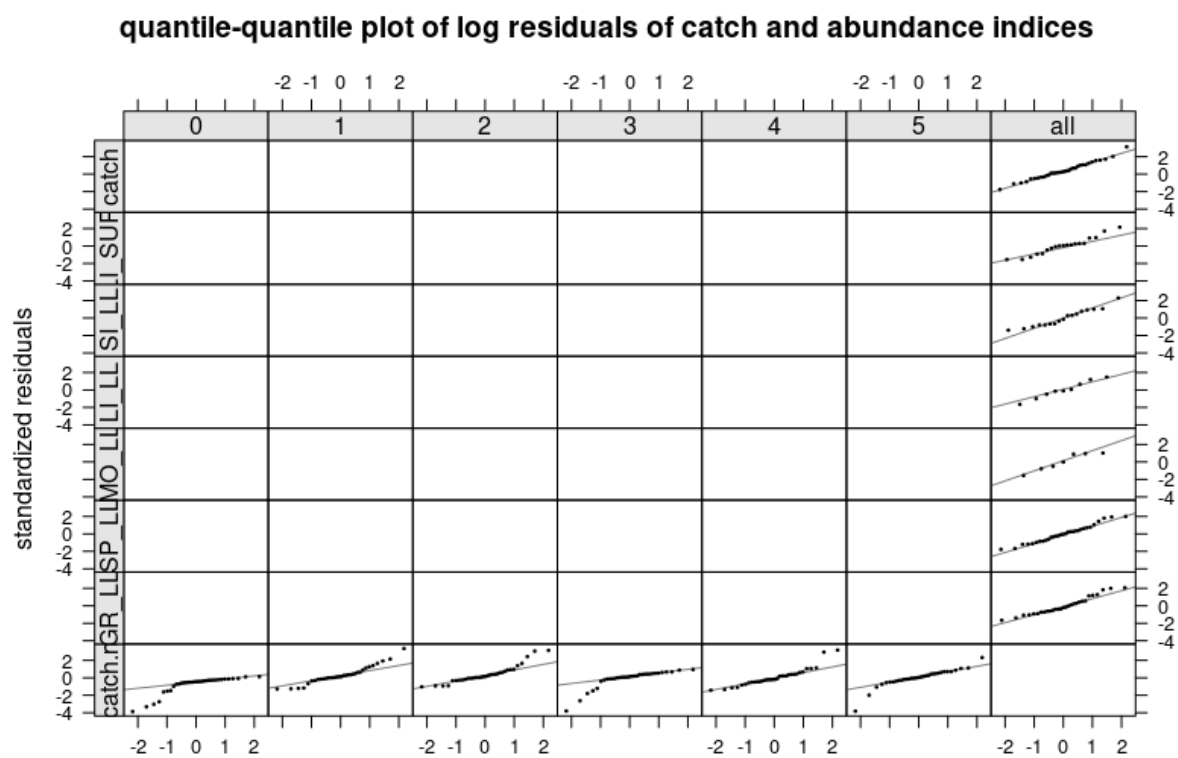


Figure 9. Quantile – quantile plots for catch numbers and biomass indices for Discards run.

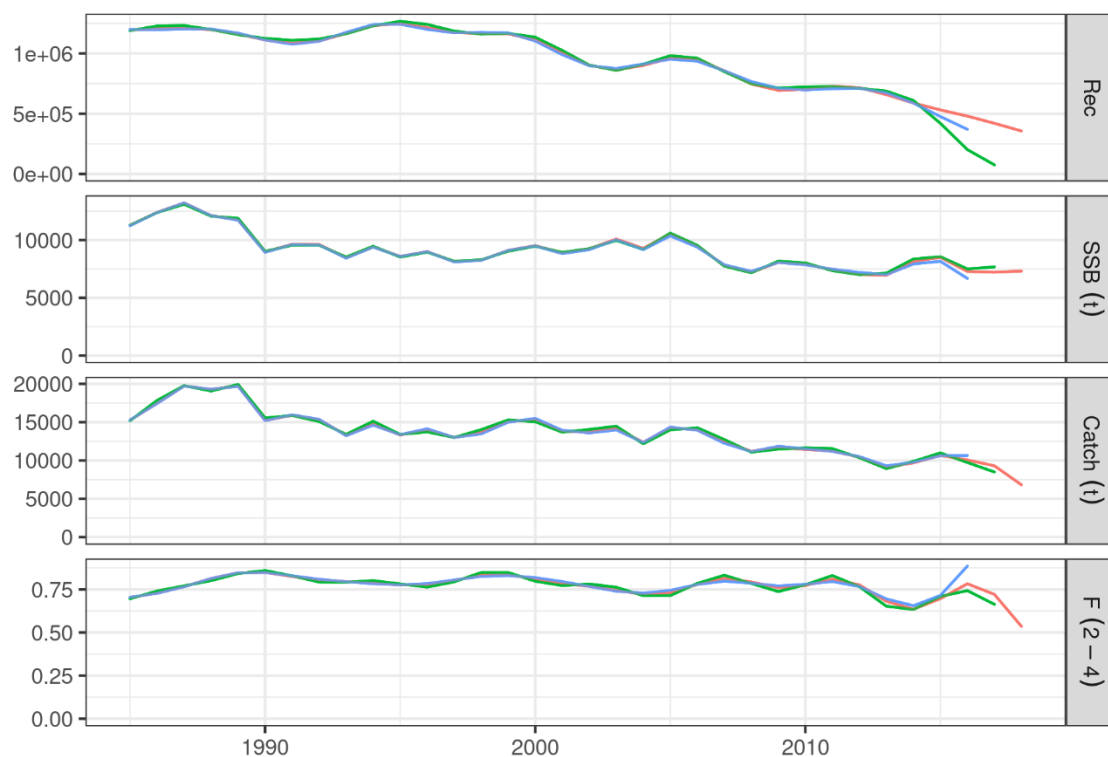


Figure 10. Retrospective plots for Constant M run.

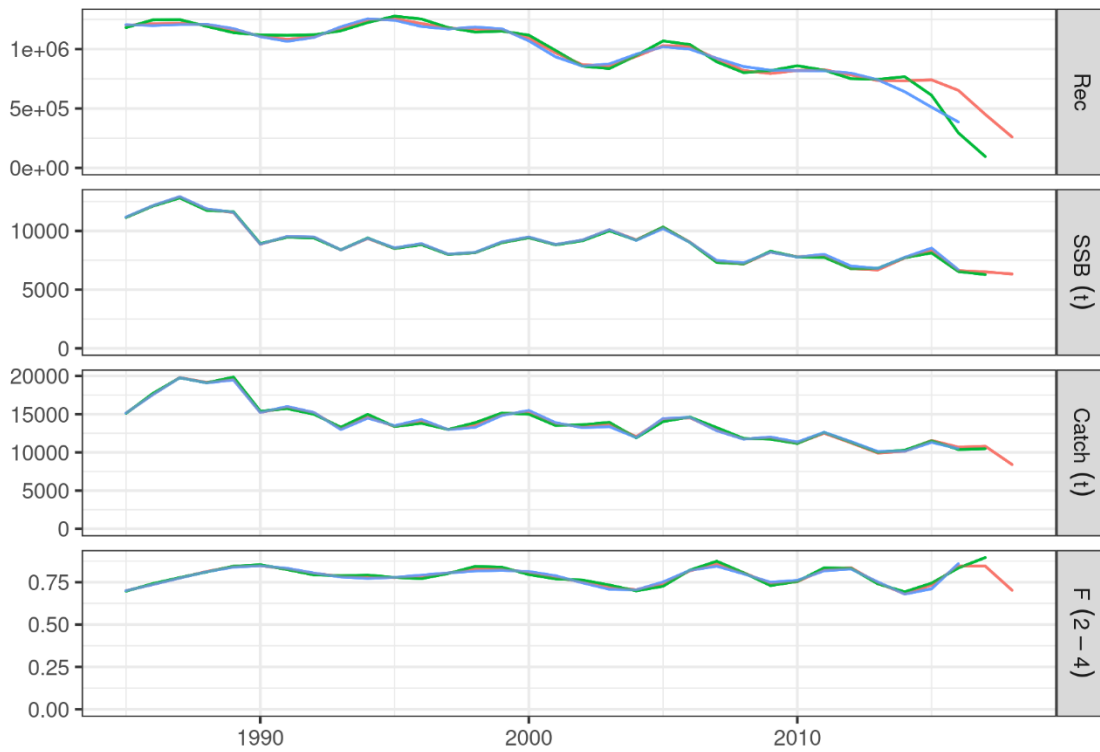


Figure 11. Retrospective plots for Discards run.

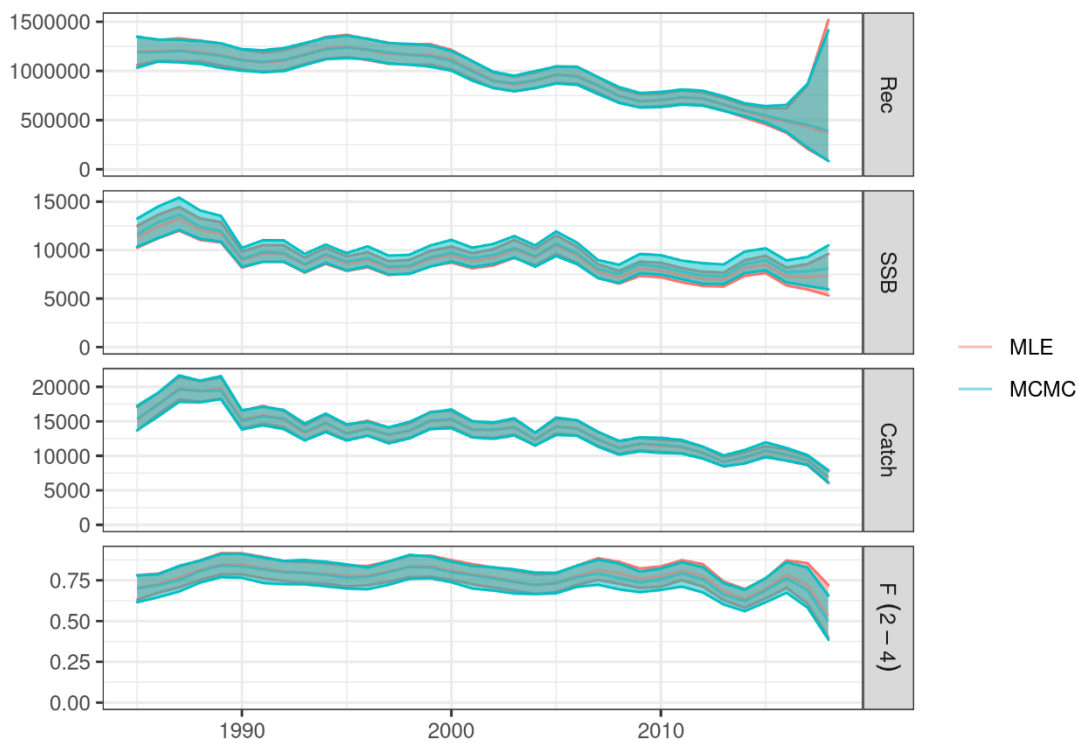


Figure 12. Comparative plot between MLE fit and MCMC for Constant M run.

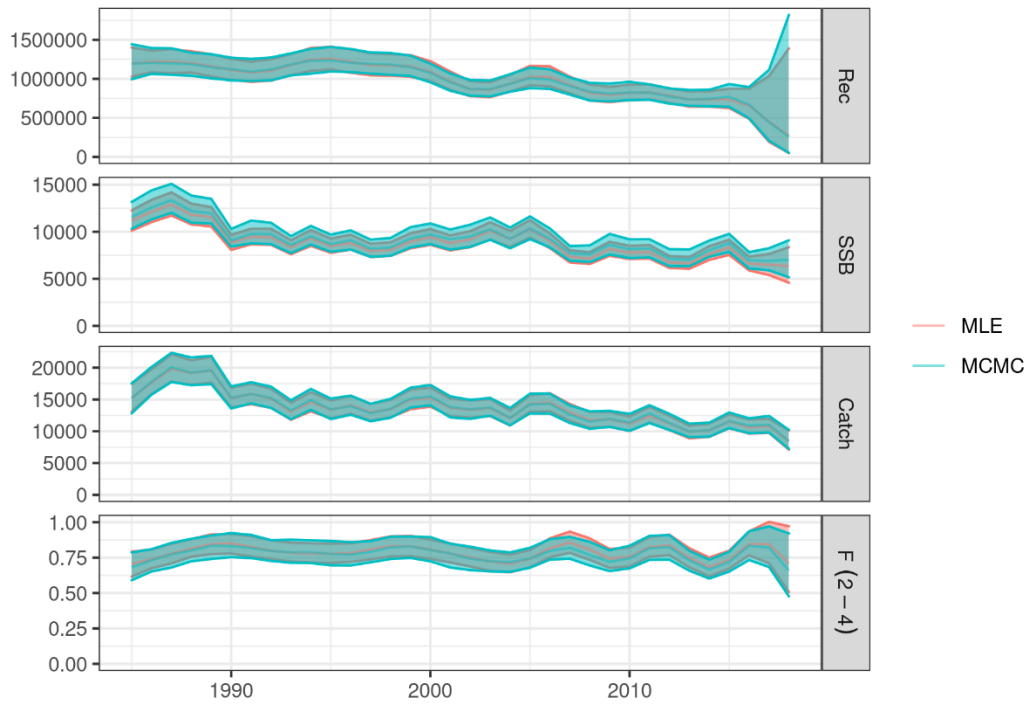


Figure 13. Comparative plot between MLE fit and MCMC for Discards run.

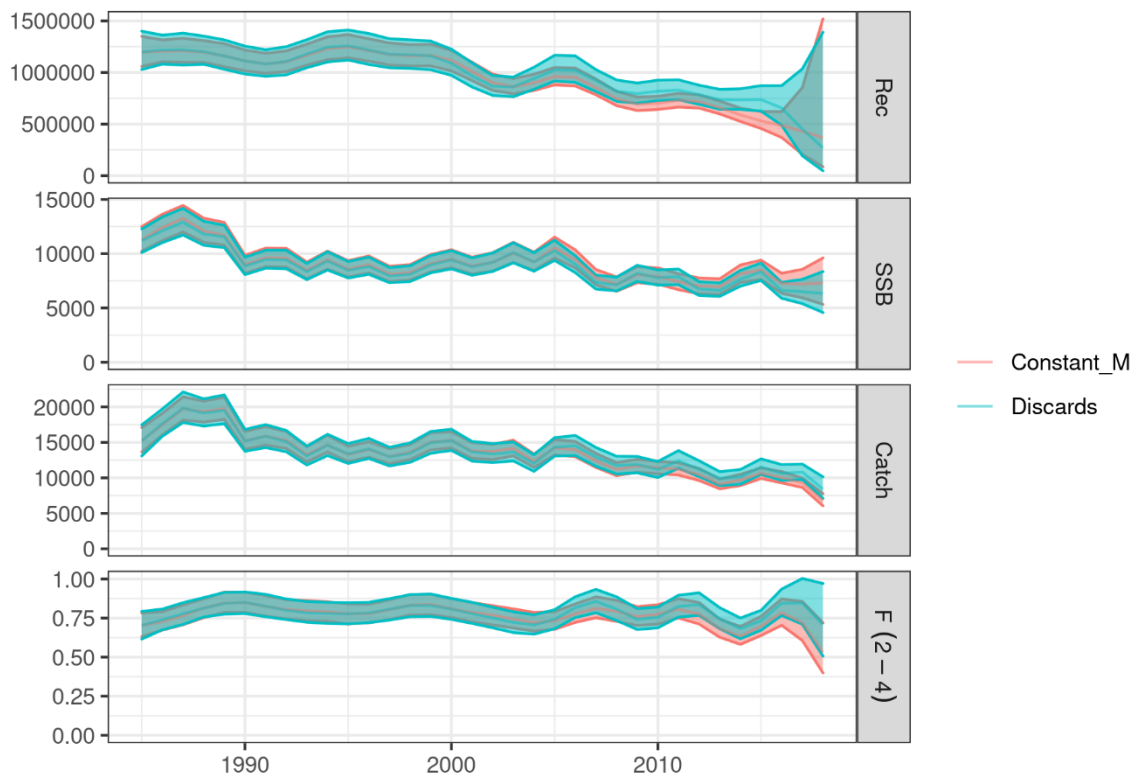


Figure 14. Comparative plot between Constant M run and Discards.