

Rapport de la réunion d'évaluation du stock de requin-taupe bleu de 2025
(hybride/Madrid, Espagne, 9-13 juin 2025)

Les résultats, conclusions et recommandations figurant dans le présent rapport ne reflètent que le point de vue du Groupe d'espèces sur les requins. Par conséquent, ceux-ci doivent être considérés comme préliminaires tant que le SCRS ne les aura pas adoptés lors de sa séance plénière annuelle et tant que la Commission ne les aura pas révisés lors de sa réunion annuelle. En conséquence, l'ICCAT se réserve le droit d'apporter des commentaires au présent rapport, de soulever des objections et de l'approuver, jusqu'au moment de son adoption finale par la Commission.

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

Le rapporteur du Groupe d'espèces sur les requins et le vice-président du SCRS ont ouvert la réunion et ont souhaité la bienvenue aux participants (le « Groupe »). Le secrétaire exécutif adjoint de l'ICCAT a, à son tour, souhaité la bienvenue aux participants, notant l'importance de cette évaluation du stock, et leur a souhaité une réunion fructueuse. Le président a ensuite procédé à l'examen de l'ordre du jour qui a été adopté avec de légères modifications (**appendice 1**). La liste des participants figure à l'**appendice 2**. La liste des documents présentés à la réunion est jointe à l'**appendice 3**. Les résumés des documents et des présentations sont disponibles à l'**appendice 4**.

Les rapporteurs ont été désignés comme suit :

Section

1. N.G. Taylor
2. F. Mas, E. Cortés, C. Mayor, R. Forselledo
3. M. Ortiz, H. Bowlby, M. Narváez, J. Rice, G. Cardoso, G. Liniers, T.-C. Kuo, M. Kai, B. Babcock, L. Kell
4. H. Bowlby, M. Narváez, B. Babcock, J. Rice, G. Liniers, D. Courtney, R. Sant'Ana, E. Kikuchi, C. Fernández, R. Coelho, G. Cardoso, A. Kimoto
5. M. Ortiz, A. Kimoto, C. Fernández
6. G. Díaz, N.G. Taylor, R. Forselledo
7. N.G. Taylor, Rodrigo Forselledo
8. M. Neves dos Santos, R. Forselledo
9. R. Forselledo
10. F. Mas, R. Forselledo
11. N.G. Taylor

2. Résumé des données disponibles pour l'évaluation

En se basant sur l'hypothèse alternative sur les paramètres biologiques, le Groupe a convenu d'utiliser les termes « productivité plus élevée » et « plus faible productivité » pour le requin-taupe bleu (SMA, *Isurus oxyrinchus*). Le terme faible productivité pour les stocks de requin-taupe bleu se rapporte aux caractéristiques biologiques associées à des taux de croissance individuels plus lents, une production de recrues plus faible et un âge de maturité plus tardif (Cortés et Brooks, 2018). Alors que le terme productivité élevée indique des paramètres biologiques avec des taux de croissance individuels plus élevés (sur la base des informations de marquage-recapture), atteignant une maturité à des âges plus jeunes et avec une production de recrue plus élevée.

Pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord (SMA-N), les scénarios 1 et 2 correspondent aux hypothèses de productivité plus élevée et le scénario 3 à une productivité plus faible. Pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud (SMA-S), les scénarios 1 et 2 correspondent à une productivité plus élevée, tandis que les scénarios 3 et 4 à une productivité plus faible.

2.1 Travaux intersessions

Le document SCRS/P/2025/055 présentait les travaux réalisés au cours de deux réunions informelles tenues entre la réunion de préparation des données et la réunion d'évaluation du stock de requin-taupe bleu de 2025.

Lors de la réunion de préparation des données sur le requin-taupe bleu de 2025 (Anon., 2025), il avait été convenu que les tâches en instance seraient présentées à une réunion informelle début avril 2025. La réunion s'est tenue le 4 avril 2025. Les tâches en instance qui ont été résolues sont résumées ci-dessous :

- Séries de captures de SMA de l'Atlantique Nord :
 - Lors de la réunion de préparation des données sur le requin-taupe bleu de 2025 (Anon., 2025), il avait été convenu que les estimations de captures historiques de SMA-N pour la période 1971 – 1984, basées sur Mejuto *et al.* 2021, seraient divisées par flottille (voir le rapport de la réunion de préparation des données sur le requin-taupe bleu de 2025 (Anon., 2025) pour plus de détails) et présentées au cours de la réunion informelle du mois d'avril 2025.
 - Les captures historiques estimées divisées par flottille ont été présentées. Toutefois, le Groupe a décidé d'utiliser ces estimations en tant que flottille unique pour la période 1950 – 1984. Pour la période 1985 – 2023, les captures étaient tirées des captures nominales de la tâche 1 (T1NC).
 - Le **tableau 1** présente les captures de SMA-N utilisées dans l'évaluation du stock. Les **tableaux 2** et **3** présentent les captures de SMA-S utilisées dans l'évaluation du stock.
 - Les **tableaux 4** et **5** présentent, respectivement, la structure des flottilles pour l'Atlantique Nord et Sud.
- Indices de CPUE du Taipei chinois :
 - Les indices de capture par unité d'effort (CPUE) du Taipei chinois ont été présentés (SCRS/2025/031) et examinés lors de la réunion de préparation des données sur le requin-taupe bleu de 2025 (Anon., 2025). Le Groupe a fait part de certaines préoccupations (voir le rapport de la réunion de préparation des données sur le requin-taupe bleu de 2025 (Anon., 2025) pour plus de détails) et a demandé aux auteurs de répondre à ces préoccupations et de présenter l'indice une nouvelle fois.
 - Le document a été actualisé et présenté, et le Groupe a convenu d'inclure les indices pour le Nord et le Sud. Le document SCRS/2025/031 a été publié comme Kuo *et al.* (2025).
 - Les **tableaux 6** et **7** présentent tous les indices de CPUE utilisés dans l'évaluation pour le Nord et le Sud, respectivement.
- Âge et croissance :
 - Une étude actualisée sur l'âge et la croissance du requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud a été présentée (SCRS/2025/040) durant la réunion de préparation des données sur le requin-taupe bleu de 2025 (Anon., 2025). Le Groupe a indiqué qu'à des fins de cohérence entre les stocks (voir le rapport de la réunion de préparation des données sur le requin-taupe bleu de 2025 (Anon., 2025) pour plus de détails), la même méthodologie devrait être appliquée aux deux stocks. Les documents pour les deux stocks, Nord (Anon., 2017) et Sud (SCRS/2025/040), devraient être actualisés afin de partir du principe de deux paires de bandes par an jusqu'à l'âge de maturité et d'une paire de bandes par an par la suite, pour chaque sexe.
 - Le document Anon., 2017 a été mis à jour et soumis en tant que présentation SCRS/P/2025/058 et l'analyse incluse dans le document SCRS/2025/040 a été révisée en conséquence. Les paramètres en résultant utilisés dans l'évaluation sont indiqués dans les tableaux sur les paramètres biologiques (**tableaux 8 à 17**). Comme convenu à la réunion de préparation des données sur le requin-taupe bleu de 2025 (Anon., 2025), le document SCRS/2025/074 portant sur les estimations des taux vitaux et des paramètres de la dynamique de la population a été

présenté à la réunion informelle d'avril 2025. Le document a ensuite été actualisé et a été de nouveau présenté à la réunion d'évaluation du stock (voir la section 2.6).

À l'issue de la réunion informelle d'avril 2025, le Groupe a revu les tableaux des données d'entrée de l'évaluation du stock, donnant lieu à des recommandations de scénarios supplémentaires. À la suite de cette révision, il a été suggéré d'exécuter un deuxième scénario pour le Sud, tenant compte des paramètres biologiques utilisés dans l'évaluation du stock de requin-taupe bleu de 2017. À des fins de cohérence avec les scénarios examinés pour le stock du Nord, il a été convenu d'inclure également un scénario de productivité concordant avec l'évaluation du stock de requin-taupe bleu de 2017. Le **tableau 21** présente les scénarios des modèles pour les stocks du Nord et du Sud. Une deuxième réunion informelle a été tenue le 19 mai 2025. Au cours de la réunion, les progrès réalisés en ce qui concerne les modèles JABBA et SS3 ont été présentés pour discussion du Groupe. Des questions ont été posées et des explications demandées sur les séries des indices de CPUE, les scénarios des modèles, les paramètres de population et le nombre minimum de spécimens mesurés pour chaque classe de tailles de l'échantillon, entre autres. Il a été proposé d'inscrire la discussion sur la pondération des modèles pour chaque scénario à l'ordre du jour de la réunion d'évaluation du stock de requin-taupe bleu avant de présenter les modèles.

2.2 Captures

Le Secrétariat a présenté un résumé actualisé des données statistiques disponibles pour l'évaluation du requin-taupe bleu, des informations de marquage (conventionnel et électronique) pour les deux stocks (SMA-N et SMA-S), des données de capture et effort de la tâche 2 (T2CE), des données de fréquences de tailles de la tâche 2 (T2SZ) ainsi que des informations de marquage conventionnel et électronique pour le requin-taupe bleu des deux stocks. Les informations disponibles pour le stock de la Méditerranée (SMA-MD) restent très limitées. Le Secrétariat a informé le Groupe de l'ensemble des fichiers contenant ces informations, qui ont été mis à la disposition des participants dans le dossier NextCloud correspondant de la réunion.

Le Secrétariat a diffusé les fichiers suivants : les catalogues du SCRS pour SMA-N et SMA-S, couvrant la période 1994–2023 (**tableau 18** et **tableau 19**, respectivement) ; les fichiers des débarquements et rejets morts (**tableau 20**), fournis aux formats de tableau croisé dynamique et de résumé exécutif, ainsi que le fichier comportant les rejets vivants (DL). Un [lien](#) vers le tableau de bord interactif a également été inclus, permettant aux utilisateurs d'étudier les données de capture nominale par stock, engin et pavillon. En outre, le Secrétariat a fourni des catalogues détaillés pour la T2CE, la T2SZ et les informations de marquage.

Le Secrétariat a noté qu'à la date de la réunion d'évaluation du stock, seules des mises à jour mineures avaient été apportées aux séries de T1NC par rapport à celles présentées lors de la réunion de préparation des données sur le requin-taupe bleu de 2025 (Anon., 2025). Les différences se concentraient sur la période 2012–2023 et demeuraient en-deçà de 10 t par an de 2012 à 2021, tandis que pour 2022 et 2023 les différences étaient de 47 t et 386 t, respectivement. Ces modifications, apportées après la réunion de préparation des données sur le requin-taupe bleu de 2025 (Anon., 2025), correspondent aux estimations actualisées des rejets morts de requin-taupe bleu pour l'UE-PRT dans l'Atlantique Nord et Sud (Coelho *et al.*, 2025) et à des mises à jour mineures apportées à la pêche artisanale de filet maillant du Venezuela – La Guaira (Narváez *et al.*, 2025), qui avaient déjà été approuvées par le Groupe lors de la réunion de préparation des données sur le requin-taupe bleu de 2025 (Anon., 2025).

Le Groupe a noté que les captures nominales de requin-taupe bleu présentent une tendance générale à la baisse depuis le milieu des années 2010, avec une part croissante de captures du stock de l'Atlantique Sud. Le Secrétariat a également indiqué que pour les deux stocks, la quasi-totalité des captures de requin-taupe bleu de la base de données de l'ICCAT proviennent ces dernières années de l'engin de palangre (LL), alors que les captures à la canne et moulinet (RR), qui étaient importantes dans les années 1980, ont progressivement diminué (**figure 1** pour SMA-N et **figure 2** pour SMA-S). Il a également été signalé que grâce aux efforts de reclassement menés par l'UE-PRT, l'identification des types d'engins s'est légèrement améliorée, réduisant la proportion de captures déclarées comme « non classées ».

Le Groupe a été informé qu'aucune mise à jour significative n'avait été apportée aux données historiques depuis la réunion de préparation des données sur le requin-taupe bleu de 2025 (Anon., 2025). Cependant, le Secrétariat a réaffirmé qu'il reste d'importantes lacunes dans les données, notamment pour le stock de la Méditerranée (SMA-MD), pour lequel des données très limitées sont actuellement disponibles. Il a une nouvelle fois été rappelé aux CPC de déclarer les données de tâche 2 manquantes et, dans la mesure du possible, d'améliorer la qualité des données de la T2CE et T2SZ, en reclassant notamment les registres soumis pour des périodes temporelles qui ne sont pas par mois ou avec des grilles spatiales qui ne sont pas standard. Pour les données de la T2CE, il est obligatoire de déclarer les données de LL à une résolution de 5°x5°. Pour tous les autres engins, il est obligatoire de déclarer les données de T2CE à une résolution de 1°x1°.

2.3 Indices d'abondance

Une présentation conjointe a été réalisée, présentant les résultats de l'analyse et de la comparaison des séries de CPUE du requin-taupe bleu du Sud (SCRS/2025/129) et du Nord (SCRS/2025/130) pour l'évaluation du stock de requin-taupe bleu de 2025.

Le Groupe a reconnu l'utilité de ces analyses pour faciliter la comparaison des différentes séries de CPUE contradictoires identifiées et permettre d'affiner les spécifications des modèles. L'analyse montrait de fortes corrélations parmi certaines séries de CPUE et des tendances contradictoires parmi d'autres tant pour l'Atlantique Nord que pour l'Atlantique Sud. Il a été noté que l'examen des séries contradictoires et divergentes affecterait probablement la capacité des modèles à s'ajuster aux données, et que des séries plus courtes avec moins de chevauchement temporel pourraient également affecter la performance des modèles. De plus, il a été reconnu que l'inclusion de séries contradictoires dans les modèles pourrait entraver la capacité des modèles à s'ajuster aux données ou être à l'origine d'incohérences dans les valeurs résiduelles et d'une instabilité.

Il a été souligné qu'il est important de tenir compte des aspects biologiques de l'espèce comme moyen objectif d'évaluer les séries de captures. Des préoccupations ont été exprimées en ce qui concerne notamment de brusques augmentations (par ex. doublement de la taille de la population pour une espèce à faible productivité interannuellement) dans certaines séries de CPUE, ce qui ne concorde pas avec le cycle vital connu de cette espèce.

Une longue discussion s'est tenue quant à savoir si toutes les séries devraient être utilisées, si des séries présentant des tendances similaires devraient être regroupées ou si les différentes séries devraient être pondérées de manière différente. Il a toutefois été rappelé au Groupe que toutes les séries de CPUE avaient été acceptées lors de la réunion de préparation des données sur le requin-taupe bleu de 2025 (Anon., 2025) et que le Groupe avait convenu de les utiliser dans l'évaluation. Compte tenu de ce qui précède, le Groupe a convenu que les regroupements des séries identifiés dans l'analyse comparative pourraient être considérés comme des analyses de sensibilité, mais que les modèles de référence initiaux devraient examiner toutes les séries de CPUE individuelles.

Même s'il a été suggéré que les séries de CPUE pourraient être pondérées sur la base des niveaux de captures et/ou de couverture spatiale, le Groupe a convenu que, pour le moment, il n'y avait pas de moyen objectif d'attribuer différentes pondérations aux différentes séries de CPUE, et que ce processus prendrait trop de temps à ce stade.

En ce qui concerne la pondération des CPUE, le Groupe a convenu de ce qui suit :

- Utiliser l'estimation de l'erreur du processus de standardisation pour chaque point
- Si cela est justifié, augmenter le terme d'erreur pour chaque point à un coefficient de variation (CV) minimum de 0,2
- Estimer l'erreur d'observation supplémentaire selon qu'il convient.

Les méthodes détaillées de pondération utilisées dans les modèles sont disponibles dans les documents SCRS correspondants et ci-dessous.

Le Groupe a reconnu qu'il serait judicieux de formuler une recommandation au Groupe de travail sur les méthodes d'évaluation des stocks (WGSAM) visant à étudier de potentiels protocoles qui pourraient permettre aux futures évaluations d'attribuer différentes pondérations aux séries de CPUE, notamment en présence de tendances contradictoires.

Le Groupe a également convenu que les futures évaluations pourraient tirer grandement parti de l'examen des indices combinés des flottilles de sorte à étudier les données et les tendances. Compte tenu des récentes expériences positives dans le développement des indices combinés pour d'autres espèces, le Groupe a reconnu que cette approche pourrait être utile à d'autres espèces de requins, en plus du requin-taupe bleu. Il a été noté que cette approche nécessiterait des protocoles clairs en matière de partage et de confidentialité des données, et possiblement la mobilisation d'un plus grand nombre de participants pour le processus d'analyse des données.

2.4 Biologie

Les mises à jour sur la biologie sont traitées à la **section 2.1** du présent rapport.

2.5 Compositions par tailles

Aucune mise à jour n'a été apportée aux données de composition par tailles à l'issue de la réunion de préparation des données sur le requin-taupe bleu de 2025 (Anon., 2025).

2.6 Autres données pertinentes

La présentation SCRS/2025/074 résumait les résultats des analyses démographiques actualisées, y compris les changements incorporés à l'issue de la réunion informelle en ligne d'avril 2025, au cours de laquelle les erreurs types (SE) pour les paramètres de l'ogive de maturité du stock de l'Atlantique Nord avaient été corrigées.

À la suite de la présentation, des préoccupations ont été exprimées quant au fait que les valeurs de la pente à l'origine de la relation stock-recrutement et la position du point d'inflexion (B_{PME}/K) pour les scénarios de productivité relativement plus faible pour le stock de l'Atlantique Nord (scénario 3) et de l'Atlantique Sud (scénarios 3 et 4) étaient supérieures à celles des autres scénarios (scénario 1 pour le Nord et scénario 1 pour le Sud). Après avoir attentivement examiné les analyses, il a été expliqué que cela était dû à une combinaison de plusieurs questions liées à l'utilisation de l'âge maximum théorique : 1) un plus grand nombre de classes d'âge a été en mesure de se reproduire et donc de contribuer au taux de reproduction net (R_0 en termes démographiques ou SPR_0 en termes halieutiques) par rapport à l'utilisation de l'âge maximum observé ; et 2) la survie à la première année (S_0) était plus élevée car deux des estimateurs indirects de M se basaient sur l'âge maximum théorique plus avancé utilisé dans l'analyse. Étant donné que la pente est une fonction du taux de reproduction maximum dans le courant de la vie, qui est calculé pour les requins comme étant le produit de R_0 et S_0 , les valeurs de pente étaient donc non-intuitivement supérieures pour les scénarios à faible productivité.

Afin de résoudre ces problèmes, à la suite d'études et de discussions plus approfondies, il a été décidé que l'approche la plus pragmatique consistait à utiliser les estimations déterministes qui se basaient sur l'âge maximum *observé*. L'adoption de cette approche a donné lieu à des valeurs de pente et de B_{PME}/K qui s'alignaient sur la théorie écologique, c'est-à-dire que les scénarios à plus faible productivité avaient des valeurs de pente plus basses et des valeurs de B_{PME}/K plus élevées que les scénarios relativement plus productifs. Le **tableau 21** résume les résultats par scénario.

Le Groupe a noté que différents scénarios de productivité pourraient être étudiés à l'avenir.

Une discussion s'est également tenue quant à savoir quels vecteurs de mortalité naturelle (M) étaient les plus appropriés pour utilisation dans Stock Synthesis (SS). Alors que les valeurs de M utilisées pour déduire la productivité (r_{MAX} et pente) étaient les valeurs minimales de sept estimateurs, il a été noté que le vecteur de M

utilisé dans SS ne devait pas forcément être le même que celui utilisé pour déduire r_{MAX} et la pente (qui est une valeur minimale afin d'obtenir la productivité maximum ou intrinsèque) et qu'il serait plus logique d'un point de vue écologique d'utiliser un estimateur qui réduit la M lorsque l'âge augmente. Après avoir inspecté les courbes de M par âge obtenues avec différents estimateurs, la méthode basée sur la masse de Peterson et Wroblewski a été considérée la plus appropriée car elle montrait une réduction plus atténuée de M aux premiers âges, concordant avec la biologie de l'espèce, qui donne naissance à des petits qui mesurent environ 1 m de longueur totale et sont donc censés avoir une mortalité naturelle relativement faible aux premiers âges. La **figure 3** illustre les courbes de M obtenues avec les différents estimateurs pour le scénario 2 du stock de l'Atlantique Nord pour les femelles à titre d'exemple.

Le Groupe a discuté du fait que JABBA-Select utilise une valeur unique de M. Les résultats stochastiques n'étant plus pris en compte, il a été décidé que l'approche la plus simple consistait à utiliser la M moyenne sur les âges exploités. Après avoir examiné la gamme des tailles des âges exploités des mâles et des femelles pour les stocks de l'Atlantique Nord et Sud, il a été constaté que ces gammes incluaient tous les âges, de 0 jusqu'à l'âge maximum observé pour les deux sexes et les deux stocks, et la valeur moyenne de M de l'âge 0 jusqu'à l'âge maximum observé a donc été calculée pour chaque scénario par sexe et stock. Le **tableau 22** résume la gamme des tailles exploitées (cm FL) par stock et sexe.

Les **tableaux 23** et **24** répertorient les vecteurs de M obtenus avec la méthode de Peterson et Wroblewski pour les femelles et les mâles, respectivement, par scénario à utiliser avec SS ; les valeurs mises en surbrillance en orange dans les tableaux correspondent à la M moyenne à utiliser dans JABBA-Select.

3. Travaux intersessions

3.1 Discussion sur les méthodes de pondération des scénarios des modèles

Le Groupe a discuté de la question de la pondération des modèles. Des questions ont été soulevées en ce qui concerne une pondération égale et/ou une pondération à l'aide des diagnostics des modèles. Le Groupe a également fait part de ses préoccupations quant à l'utilisation de l'approche d'ensemble de modèles pour combiner des modèles ayant des structures et hypothèses différentes (par ex. SS et JABBA), notamment lors de la réalisation des projections des stocks. Cela pose un problème en ce que les modèles JABBA projettent uniquement la biomasse exploitable contrairement à SS3 qui projette la totalité de la structure des âges.

Le Groupe a convenu qu'il était plus approprié d'utiliser le modèle structuré par âge SS pour évaluer le requin-taupe bleu, compte tenu des caractéristiques biologiques de cette espèce. Elles incluaient une longue espérance de vie, une maturité sexuelle tardive, une faible productivité et des décalages temporels entre le recrutement et la biomasse reproductrice (SSB). Alors que le modèle JABBA-Select pourrait être considéré comme une meilleure alternative à JABBA, le Groupe a noté que JABBA-Select n'est pas inclus dans le catalogue de l'ICCAT, qu'il pourrait donc être utilisé pour évaluer les sensibilités mais pas pour soumettre un avis scientifique.

Le Groupe a suggéré que les pondérations des modèles soient déterminées sur la base des diagnostics des modèles et de la plausibilité biologique/des modèles. Toutefois, le Groupe a conclu que l'évaluation des différentes méthodes de pondération des modèles dépassait le cadre de cette réunion. Le Groupe a convenu que l'évaluation et la recommandation de méthodes pour la pondération des modèles est un sujet qui devrait être évalué par le WGSAM.

3.2 Modèles de production

Atlantique Nord

Le document SCRS/2025/135 présentait les méthodes et les résultats de l'ajustement des modèles de production bayésiens utilisant JABBA (Version 2.3.1, Winker *et al.* 2025, Winker *et al.* 2018) et JABBA-Select (Winker *et al.* 2020) pour le stock du Nord. Les scénarios de continuité ont démontré que JABBA donnait des résultats similaires à ceux des modèles de production BSP2JAGS utilisés dans l'évaluation du stock de requin-taupe bleu de 2017 (Anon., 2017) et les projections de 2019 (Courtney *et al.*, 2020). Ils produisaient des tendances similaires à celles des trois scénarios de productivité lorsque les données de l'évaluation actuelle étaient utilisées. Pour les trois scénarios de productivité, on a évalué différentes distributions a priori de K, une erreur de processus fixée ou estimée et différentes hypothèses d'erreur d'observation dans les séries de CPUE.

Pour JABBA, le Groupe a convenu d'utiliser les distributions a priori de la productivité révisées en se basant sur les médianes des méthodes démographiques déterministes. Pour le scénario 1, la distribution a priori de r était lognormal($\mu=0,085$, $\log\text{-sd}=0,2$) et B_{PME}/K était fixée à 0,597 ; pour le scénario 2, r était lognormal($\mu=0,085$, $\log\text{-sd}=0,2$) et B_{PME}/K était fixée à 0,590 ; et pour le scénario 3, r était lognormal($\mu=0,44$, $\log\text{-sd}=0,2$) et B_{PME}/K était fixée à 0,660. Toutes les autres distributions a priori et paramètres étaient identiques aux cas de référence du document SCRS/2025/135. Afin de résoudre le manque de corrélation entre les indices de CPUE, des analyses de sensibilité ont été exécutées en utilisant les groupes d'indices suggérés dans le document SCRS/2025/130, qui étaient les suivants : (1) SPN-LL, JPN-LL1, POR-LL ; (2) USobs-LL, MOR-LL1, JPN-LL2 ; et (3) CTP-LL.

Les distributions à priori de K et SSB_0 étaient influentes et le Groupe a demandé au modélisateur d'évaluer l'impact des séries de CPUE individuelles sur l'échelle globale de K ou de SSB_0 pour diagnostiquer les problèmes d'échelle. Il a également été suggéré de réaliser des projections de 2015 à 2023 en utilisant le modèle de continuité pour évaluer la capacité prédictive pour les captures observées.

Le Groupe a discuté des différentes options pour regrouper les séries de CPUE ou mettre en œuvre un bloc temporel pour l'indice espagnol. La forte augmentation dans cet indice ces dernières années ne coïncide pas avec la biologie du stock. Avec toutes les CPUE dans le modèle, la biomasse en 1950 était estimée être nettement au-dessus de la production maximale équilibrée (PME), la PME étant néanmoins très variable dans les analyses de sensibilité. Le Groupe a convenu que l'échelle de la courbe de production serait problématique si elle était utilisée pour les projections. Le Groupe a recommandé au modélisateur de comparer l'augmentation maximum potentielle ces dernières années sur la base de la biologie avec l'augmentation de l'indice espagnol pour déterminer la plausibilité biologique des résultats les plus optimistes.

JABBA-Select

Les modèles JABBA-Select incluent la sélectivité par flottille pour rendre compte de la différence dans la biomasse exploitable par rapport à SSB. JABBA-Select utilise un modèle structuré par âge en conditions d'équilibre (ASEM) pour générer une distribution a priori informative conjointe pour le taux de capture distinct H_{PME} et le paramètre de forme m , tout en permettant d'utiliser des données d'entrée de sélectivité pour chaque flottille (Winker *et al.*, 2020). Les paramètres d'entrée pour l'ASEM pour chaque scénario du cycle vital incluent les paramètres de croissance, les relations longueur-poids, l'ogive de maturité, la pente et la mortalité naturelle. La mortalité naturelle a été calculée comme la valeur moyenne sur l'ensemble des classes d'âge et les deux sexes, décrite d'après l'estimateur de la section 2.6 à des fins de cohérence avec les exécutions de SS3. Les sélectivités et configurations des flottilles ont été extraites de l'exécution de Stock Synthesis pour le scénario 1, et les mêmes données d'entrée de sélectivité ont été utilisées pour les trois paramètres du cycle vital. La distribution a priori pour la SSB non pêchée était lognormale (100000, $CV=0,2$), identique à la distribution a priori de K pour les modèles JABBA, même si SSB et K en unités de biomasse exploitable ne devraient pas être les mêmes pour les requins taupes. La même distribution a priori lognormale (1, 0,2) a également été utilisée pour l'épuisement initial. L'âge maximum était 42. L'erreur de processus sigma a été fixée à 0,05 et l'erreur

d'observation a été estimée d'après les CV d'entrée et une variance estimée par série comme dans certaines exécutions de JABBA.

Atlantique Sud

La version la plus récente du modèle excédentaire bayésien JABBA (v4.4.3, Winker *et al.*, 2018) a été appliquée aux séries temporelles de captures et d'indices pour évaluer le stock de requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud avec des données jusque'en 2023.

Le document SCRS/2025/128 présentait la méthodologie et les résultats préliminaires des principales exécutions de JABBA pour le stock de l'Atlantique Sud, ainsi qu'un vaste ensemble de modèles de la grille. Les 4 modèles principaux examinés incluaient des combinaisons de 2 scénarios de productivité différents, obtenus par le taux d'accroissement de la population r , et B_{PME}/K utilisé comme approximation de m en vue de définir la forme de la fonction de production de Pella-Tomlinson. Chacun de ces scénarios de productivité a été ensuite exécuté en étudiant chacun des 2 scénarios de captures (captures déclarées ou estimées).

Mod.07: scénario de productivité plus élevé ($r=0,114$, $B_{PME}/K=0,578$) avec des captures estimées.
Mod.08: scénario de plus faible productivité ($r=0,049$, $B_{PME}/K=0,637$) avec des captures estimées.
Mod.09: scénario de productivité plus élevé ($r=0,114$, $B_{PME}/K=0,578$) avec des captures déclarées.
Mod.10: scénario de plus faible productivité ($r=0,049$, $B_{PME}/K=0,637$) avec des captures déclarées.

JABBA a été appliqué dans R (équipe centrale de R, 2025) avec une interface Just Another Gibbs Sampler (JAGS) (Plummer, 2003) afin d'estimer les distributions a posteriori bayésiennes de toutes les quantités d'intérêt au moyen d'une simulation de Monte-Carlo par chaînes de Markov (MCMC).

Certaines exécutions initiales des modèles utilisant toutes les CPUE convenues à la réunion de préparation des données sur le requin-taupe bleu de 2025 (Anon., 2025) présentaient des résultats peu raisonnables surtout en raison de tendances contradictoires parmi certaines CPUE, et entre les CPUE et les tendances des captures. L'auteur a analysé les modèles en divisant les indices en différentes périodes, permettant d'estimer les différents paramètres de capturabilité (q) pour chaque période. Il a été noté que dans le cas du Japon, les 2 périodes avaient été fournies directement par les analystes des CPUE, tandis que dans les autres cas elles avaient été divisées par la suite.

- LL Japon 1994-2011 (données des carnets de pêche) / 2012-2023 (données des observateurs)
- LL Brésil/Uruguay 1978-1982 / 1983-2013 / 2014-2022
- LL Afrique du sud 2000-2012 / 2013-2023
- LL Espagne 1990-2011 / 2012-2023

La période de l'indice de la palangre du Taipei chinois était relativement courte affichant une forte tendance à la baisse continue. Toutes les exécutions préliminaires de JABBA donnaient lieu à des valeurs de mortalité par pêche extrêmement élevées et à des intervalles de crédibilité peu raisonnables. L'auteur a suggéré de n'utiliser l'indice de la palangre du Taipei chinois que dans les analyses de sensibilité.

Le Groupe a demandé des précisions sur les critères utilisés pour établir les blocs temporels, suggérant de tenir compte des possibles changements historiques dans les pêcheries (tels que des changements de réglementations ou des espèces ciblées, entre autres).

L'auteur a expliqué que les blocs temporels avaient été établis en tentant de tenir compte de la possible inflexion ou de brusques pics dans les séries temporelles des indices, ainsi que de l'amélioration de l'ajustement des modèles et des diagnostics. En appliquant des blocs temporels, les diagnostics des quatre scénarios des modèles s'amélioraient généralement par rapport aux modèles initiaux. En outre, les diagnostics étaient similaires pour l'ensemble des quatre modèles de référence initiaux finaux et n'indiquaient pas de problèmes importants dans les modèles.

Le Groupe a également noté que de grandes différences avaient été observées dans la PME dans deux scénarios de productivité différents. L'auteur a indiqué que cela était prévisible et que les similitudes entre les deux scénarios de captures étaient considérées comme un bon signe pour les résultats des modèles.

Le Groupe a discuté de l'utilisation de différentes valeurs de distribution a priori pour l'épuisement initial (B_{1971}/K) dans les scénarios de captures estimées, compte tenu du fait que les captures estimées dans les années 1970 se situaient à 1.500 t et que le stock était exploité au début de la série temporelle. L'auteur a signalé que les exécutions préliminaires utilisaient une biomasse de départ de 0.9K, sur la base d'une distribution bêta. Cette distribution a priori tient déjà compte de possibles niveaux d'épuisement plus élevés. Le Groupe a demandé d'établir les modèles avec des distributions a priori à une biomasse initiale inférieure. Ces analyses figurent dans une version actualisée du document.

Le Groupe a également suggéré de présenter les corrélations par paire entre les distributions a posteriori des paramètres estimés. Ces résultats ont été fournis au cours de la réunion et présentés au Groupe.

En ce qui concerne les analyses de Jackknife (excluant un indice de CPUE à la fois), le Groupe a demandé si certains indices causaient des tendances de la biomasse ou de la mortalité par pêche différentes.

Il a été expliqué que dans le cadre de ces configurations (blocs temporels), les CPUE n'étaient pas trop influentes par rapport au reste des paramètres et données d'entrée. Les résultats des analyses de Jackknife et l'évaluation d'une CPUE à la fois suggéraient que les indices de CPUE apportaient les mêmes informations au modèle et qu'aucun indice n'était trop influent sur l'ajustement. La principale différence entre les scénarios réside dans l'échelle de F_{PME} .

Il a été noté que rien ne semblait justifier l'inclusion de blocs temporels dans les indices de la palangre de l'Espagne et de l'Afrique du Sud et il a été suggéré d'utiliser l'ensemble des séries de CPUE. Le Groupe a également noté qu'un CV plus élevé (0,4) pour la première partie de la période dans l'indice de la palangre espagnole pourrait ne pas être approprié étant donné que le requin-taupe bleu était une espèce précieuse et que l'indice était plus précis que la dernière partie de la période. Il a été suggéré d'utiliser un CV de 0,2 pour la première partie de la série temporelle espagnole.

L'auteur (l'évaluation) a noté que l'utilisation différentielle de CV de la CPUE minimum de 0,4 pour les périodes initiales et de 0,2 pour les périodes postérieures visait à résoudre les éventuelles incertitudes majeures dans les données des périodes initiales, qui peuvent être liées aux procédures de collecte des données les premières années. Toutefois, les modèles ont été ré-exécutés avec le CV de la CPUE de la période initiale espagnole fixé à un minimum de 0,2, comme demandé. Les résultats présentent des différences dans les tendances globales de la période initiale mais donnent lieu à un état quasiment identique dans l'année terminale.

Le Groupe a également demandé si les dimensions temporelles et spatiales avaient été prises en considération dans l'accroissement de la population car les changements environnementaux dans le temps et l'espace peuvent affecter certains paramètres de population. L'auteur a répondu que, pour le moment, le Groupe ne disposait pas d'informations ayant spécifiquement trait aux changements environnementaux, c'est pourquoi il n'avait pas été possible d'étudier cette demande pour l'évaluation du stock actuelle.

L'auteur a également noté que pour des espèces de superprédateurs, comme le requin-taupe bleu, la dynamique de la population devrait davantage suivre des schémas du cycle vital à stratégie K, étant entendu que ces espèces sont moins sujettes aux changements environnementaux à court terme qui pourraient par exemple affecter le recrutement, comme cela est le cas pour les espèces à stratégie R qui vivent moins longtemps.

3.3 Modèles structurés par âge basés sur la taille Stock Synthesis

Évaluation du stock du requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord avec SS3

Les modélisateurs ont présenté un modèle intégré préliminaire pour chacun des scénarios biologiques associés au stock de requin-taupe bleu du Nord (SCRS/2025/132). Ils avaient été développés en grande partie pendant la période intersessions mais aussi pendant la réunion car le Groupe avait décidé de réviser les valeurs de pente (h) et de la mortalité naturelle par âge (M) pour chaque scénario. La plateforme de modélisation Stock Synthesis (SS3) a été utilisée pour tous les scénarios.

Après avoir déployé des efforts considérables, le Groupe n'a pas été en mesure d'obtenir des résultats des modèles crédibles. Par conséquent, le Groupe a identifié la nécessité de développer un nouveau plan de travail avec des options pour recommencer l'évaluation en 2026 (voir la section 6). En outre, le Groupe a recommandé de réviser le document SCRS/2025/132 afin de refléter les changements de la configuration de SS pour chaque scénario biologique actualisé lors de la réunion d'évaluation du stock de requin-taupe bleu de 2025, comme décrit ci-dessous.

Discussion du scénario 1

Le Groupe a observé des diagnostics stables et a demandé des précisions sur l'utilisation du recrutement de Beverton-Holt (BH). Le modélisateur a expliqué qu'un recrutement-reproducteur (SR) de faible fécondité avait été utilisé à la place.

Des préoccupations ont été exprimées quant aux schémas de sélectivité des États-Unis et il a été suggéré d'étudier des blocs temporels. Le modélisateur a reconnu la présence d'une potentielle variabilité annuelle mais a noté que l'analyse résiduelle ne présentait pas de schémas évidents.

Le Groupe a discuté des différences entre les séries de CPUE des carnets de pêche des États-Unis et des observateurs des États-Unis, les données des observateurs produisant des résultats plus optimistes quant à l'abondance du stock. L'indice des carnets de pêche avait été utilisé dans l'évaluation du stock de requin-taupe bleu de 2017 mais aucune actualisation n'avait été présentée pour la réunion de préparation des données sur le requin-taupe bleu de 2025. À la place, un indice d'abondance basé sur les données des observateurs avait été présenté et accepté pour utilisation dans l'évaluation de 2025. Le modélisateur a indiqué qu'en optant pour l'indice des carnets de pêche, des résultats plus similaires à ceux de l'évaluation du stock de requin-taupe bleu de 2017 seraient probablement obtenus.

L'influence des valeurs correspondant aux dernières années de la série de CPUE espagnole (SPN) sur l'état du stock a été notée, mais le modélisateur a souligné que les analyses rétrospectives et les substitutions de données (données d'observateurs par opposition aux carnets de pêche des États-Unis) dans l'évaluation du stock de requin-taupe bleu de 2017 affichaient des tendances similaires.

Le modélisateur a souligné que les estimations de l'état du stock pourraient être nettement différentes de l'évaluation du stock de requin-taupe bleu de 2017, dans l'attente d'un examen complémentaire. Il a été conseillé au Groupe d'étudier les implications des sources de données, avec des informations additionnelles qui seront ultérieurement fournies.

Les modélisateurs ont présenté plusieurs diagnostics, dont des profils de vraisemblance qui ont indiqué des incohérences entre les séries de CPUE (SCRS/2025/129 et SCRS/2025/130). Le Groupe a noté que cela pourrait être préoccupant étant donné que certaines séries de CPUE se basaient sur des tailles d'échantillons relativement restreintes ces dernières années en raison des réglementations relatives à la rétention. Ces facteurs, conjointement avec le profil de vraisemblance, indiquaient un conflit entre les séries de CPUE dans l'estimation de l'échelle de la population, ce qui a amené le Groupe à se demander s'il était pertinent d'inclure toutes les séries de CPUE ou si d'autres regroupements devraient être utilisés. Le Groupe a choisi d'inclure

toutes les séries approuvées lors de la réunion de préparation des données sur le requin-taupe bleu de 2025 (Anon., 2025) pour les modèles évalués à cette réunion.

Discussion du scénario 2

Il a été noté que le scénario 2 pour le Nord était généralement similaire au scénario 1 en termes de configuration du modèle. Le modélisateur a interprété les implications d'utiliser un coefficient de variation (CV) élevé associé à la courbe de croissance, notamment pour les femelles. Le modélisateur a expliqué que cette grande variabilité amène le modèle à prévoir la présence de femelles de plus de 400 cm, situation qui suscite des préoccupations quant à la biomasse cryptique potentielle. Le Groupe a noté qu'il n'y avait pas d'obligation stricte d'appliquer les mêmes CV aux mâles et aux femelles, offrant une certaine souplesse dans le processus de modélisation.

Il a été indiqué que les séries de CPUE des flottilles de l'Espagne (SPN) et du Portugal (PRT) présentent des ajustements acceptables. Les diagnostics complémentaires incluaient des analyses résiduelles pour les données de CPUE et de la composition par tailles. L'analyse rétrospective donnait des résultats encourageants, avec un faible rho de Mohn indiquant l'absence de biais rétrospectifs importants. Les scores d'erreur moyenne absolue mise à l'échelle (MASE) ont également été présentés comme une mesure de la performance prédictive, soutenant la cohérence du modèle actuelle.

Un examen des données de sortie du modèle a mis en évidence plusieurs modifications de la configuration. Le modèle actualisé avait de plus faibles valeurs de CV pour les courbes de croissance des mâles et des femelles, ce qui a des implications directes pour le traitement des données de composition par tailles du modèle. Les écarts du recrutement débutent désormais en 1990, bien qu'il ait été suggéré qu'une configuration appropriée devrait permettre à ces écarts de commencer entre 5 et 16 ans environ avant les premières données de tailles disponibles. En outre, les diagrammes des nombres par âge montrent une accumulation notable dans le groupe plus (âges 35 et supérieurs), en particulier parmi les femelles, ce qui suggère soit l'existence d'une biomasse mature non-détectable soit une erreur de spécification du modèle. Cela suscite des préoccupations car ces spécimens pourraient contribuer au recrutement sans être capturés par les pêcheries. Le modélisateur a également répondu aux préoccupations relatives aux compositions par tailles du Mexique (MEX) qui affichaient de hautes valeurs résiduelles de Pearson.

La question de savoir s'il convenait d'inclure toutes les séries de CPUE ou d'appliquer une stratégie de regroupement a été un sujet clé du débat. Alors qu'il avait été convenu à la précédente réunion de préparation des données sur le requin-taupe bleu de 2025 (Anon., 2025) de retenir tous les indices de CPUE, le Groupe a reconnu que d'importants problèmes d'ajustement ou de défaillances des diagnostics pourraient justifier l'exclusion de certaines séries. Il a toutefois été souligné qu'il n'était pas justifiable d'exclure une série de CPUE en se basant uniquement sur un test de diagnostic ayant échoué. Cette décision devrait inclure à la place une discussion avec la CPC concernée en ce qui concerne la CPUE qu'elle a développée et un examen des diagnostics complets du modèle ainsi que des preuves manifestes d'un manque d'ajustement. Il a été suggéré que les analyses Leave-One-Out (LOO) sont généralement plus informatives que l'étude du comportement de modèles ajustés à des CPUE individuelles, compte tenu notamment de la nature limitée des séries d'abondance et de la couverture temporelle.

Des préoccupations ont été exprimées quant à l'accumulation de spécimens dans le groupe d'âge plus et aux implications pour les estimations de la fécondité. Il a été noté en particulier qu'une seule flottille utilise la sélectivité logistique (asymptotique). Cela suggère qu'une partie du stock reproducteur, potentiellement responsable d'une grande part du recrutement, n'est pas observée. Cette biomasse cryptique représente une source d'incertitude majeure, notamment chez les espèces ayant une grande longévité et une faible fécondité, comme le requin-taupe bleu. Il a été demandé pourquoi ces grands spécimens ne sont pas capturés et si cela indique une lacune dans les hypothèses de sélectivité du modèle.

Dans ce contexte, l'interprétation des diagrammes de profil a été discuté de façon détaillée. Des asymétries et des gradients marqués ont été observés dans certains profils de vraisemblance, notamment pour certaines séries de CPUE. Cela suggère de potentiels conflits entre les indices et la vraisemblance du modèle, ce qui

pourrait compromettre la fiabilité de la matrice de covariance utilisée pour quantifier l'incertitude. Le Groupe a convenu que les futurs travaux devraient inclure des profils de R_0 dans tous les scénarios, par flottille et type de données. Cela permettrait de mieux comprendre comment les différentes composantes de données influencent les données de sortie du modèle et pourrait permettre d'identifier des tendances problématiques.

Le Groupe a demandé des précisions sur la proportion de fécondité du stock accumulée dans le groupe d'âge plus et a demandé si les résultats des différents scénarios pourraient être effectivement intégrés. Il a été suggéré que la pondération attribuée aux données de CPUE dans la vraisemblance pourrait devoir être ajustée de sorte que les données de sortie du modèle reflètent mieux les tendances des données observées. Il a également été demandé d'étudier si les schémas observés dans les diagrammes de profil s'alignent sur les regroupements des CPUE proposés.

Discussion du scénario 3

Le troisième scénario pour la modélisation structurée par âge du stock du Nord a été présenté deux fois, et visait dans les deux cas à intégrer les suggestions du Groupe en ce qui concerne la configuration du modèle. Ces situations affectaient généralement tous les scénarios mais particulièrement le scénario 3.

Le Groupe a reconnu que la CPUE des carnets de pêche des États-Unis n'était plus considérée appropriée pour l'évaluation, en raison des récents changements des pratiques de déclaration et du fait que le processus de standardisation n'incluait pas toutes les variables clés nécessaires pour cette tâche.

Le Groupe a demandé quelle était l'influence des dernières années dans l'indice de CPUE de SPN et leur fiabilité compte tenu des politiques de rétention de ces années-là. Il a été expliqué que ces années ont des valeurs de CV sensiblement plus élevées que les autres séries.

Le Groupe a discuté de l'effet d'avoir une valeur accrue pour la variabilité du recrutement et le modélisateur a expliqué que la modification de la pente et de la mortalité naturelle a un plus grand impact sur les résultats du modèle.

Le Groupe a discuté du paramétrage de la croissance et des actualisations de la configuration pour l'estimation de la sélectivité. En tant qu'analyse de sensibilité, l'âge conditionnel à la taille a été analysé en se basant sur les données fournies pour l'âge et la taille de l'estimation de la courbe de croissance de von Bertalanffy du scénario 3 (tel que révisé dans le document SCRS/2025/131). L'âge conditionnel à la taille (CAAL) pour le scénario 3 incluait l'estimation des paramètres de taille par âge de von Bertalanffy L_{INF} , K , ainsi que le CV de L_{INF} pour les mâles et les femelles dans le modèle Stock Synthesis.

Le Groupe a demandé d'examiner les diagnostics associés à la dernière exécution du modèle du scénario 3. Des diagrammes de profil de vraisemblance ont été présentés au Groupe, affichant un conflit visible entre les séries de CPUE par rapport au paramètre de l'échelle de population R_0 . Un ensemble de 10 scénarios de dispersion (Jitter) mettait en évidence la cohérence générale du modèle en ce qui concerne la convergence, étant donné que la plupart d'entre eux obtenaient des solutions identiques. Toutefois, un résultat individuel différent était également obtenu. Il a été identifié comme un maximum local dans le processus de maximisation de la vraisemblance. Les résultats des analyses rétrospectives ont également été présentés. La capacité du modèle à prédire correctement la taille moyenne a été identifiée comme pertinente, compte tenu notamment des données de tailles de MEX. Cependant, étant donné que ces données de tailles n'étaient pas disponibles pour certaines années récentes, la simulation rétrospective n'a pas pu résoudre cette question. Les suggestions visant à résoudre cette question consistaient entre autres à appliquer une stratégie de Jackknife pour évaluer la capacité prédictive du modèle par rapport à ces données de tailles.

Un consensus clair s'est dégagé au sein du Groupe sur le fait que l'état actuel du modèle pour SMA-N n'était pas suffisant pour estimer l'état du stock. Bien que des efforts aient été déployés pendant la période intersessions et au cours de la réunion en vue de progresser vers un consensus, d'importantes préoccupations perdurent. Elles

incluent une incertitude quant aux récentes valeurs de CPUE et un désaccord et une incertitude continue en ce qui concerne les hypothèses biologiques.

Le document SCRS/2025/126 a été présenté, lequel analysait la structure et le processus d'évaluation du stock par itération, des diagnostics du modèle et la validation des modèles (notamment les schémas rétrospectifs et résiduels) par rapport au réalisme biologique.

Le Groupe s'est demandé si un processus d'évaluation de la stratégie de gestion (MSE) serait approprié pour le requin-taupe bleu. L'auteur a répondu par la négative, compte tenu de la nécessité de soumettre un avis et de la longueur du processus de MSE, mais qu'il serait utile de réaliser une étude de simulation permettant de déterminer des méthodes de gestion robustes.

Évaluation du stock du requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud avec SS3

Le Groupe a passé en revue une présentation du document SCRS/2025/134, qui incluait des paramètres actualisés du cycle vital discutés le premier jour de la réunion d'évaluation du stock de requin-taupe bleu de 2025. Le document décrivait le développement d'un modèle Stock Synthesis (SS3) structuré par âge, spécifique au sexe, pour évaluer l'état du stock de requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud au cours de la période 1950–2023. Le modèle incluait neuf pêcheries, des indices de CPUE standardisés de six flottilles et des données de composition par tailles de sept flottilles.

Au total, quatre scénarios alternatifs ont été évalués, supposant tous des relations stock-recrutement de Beverton-Holt et reflétant deux historiques de captures et deux hypothèses de productivité du cycle vital. Des hypothèses d'une relation recrue-reproducteur à faible fécondité (LFSR) ont également été étudiées.

L'incertitude structurelle dans les séries de CPUE a également été analysée en testant trois configurations alternatives : inclure toutes les CPUE, regrouper les indices de manière différente et appliquer des blocs temporels.

Les résultats montraient que les estimations de l'état du stock étaient sensibles tant aux hypothèses biologiques qu'à la structure des données d'observation. Le Groupe a noté que les schémas de sélectivité différaient selon les scénarios de productivité plus élevée et de plus faible productivité. Les modélisateurs ont expliqué que ces différences étaient principalement dues aux valeurs de taille à la naissance (L_0) plus élevées utilisées dans les scénarios de faible productivité, qui rendaient les plus grands spécimens plus vulnérables à la pêche plus tôt au cours de leur vie.

Le Groupe a également discuté des incohérences apparentes entre les indices de CPUE de l'Espagne et du Taïpei chinois (TPE). En tant que mesure d'atténuation potentielle, il a été suggéré de pondérer ces indices à la baisse pour réduire leur influence sur les données de sortie du modèle. Bien que des préoccupations aient été exprimées quant à la plausibilité des indices individuels, le Groupe a convenu que toutes les séries disponibles devraient être retenues dans le modèle de référence initial. Cette décision a été prise pour permettre de représenter toute l'incertitude et en l'absence de critères objectifs pour exclure des indices spécifiques.

Après avoir examiné les données de sortie des scénarios, le Groupe a constaté que les scénarios supposant un cycle vital plus lent (caractérisé par une croissance plus lente, un cycle de reproduction plus long, un âge à la maturité plus tardif et une pente plus faible) produisaient des résultats peu plausibles au niveau biologique. Ils incluaient des estimations de la PME anormalement basses par rapport aux historiques de captures et des niveaux de recrutement initiaux dépassant la biomasse reproductrice vierge. Par conséquent, le Groupe a convenu de ne procéder qu'avec les scénarios reflétant un cycle vital plus productif pour estimer l'état du stock et réaliser les projections afin d'éclairer l'avis de gestion.

Les diagnostics sur les ajustements du modèle sont les suivants. La matrice hessienne pouvait être inversée et était définie positive pour l'ensemble des scénarios. Les valeurs finales des gradients du modèle pour chaque scénario d'évaluation sont résumées ci-dessous :

- s01_Hi_Prod_Catch_01_sd_B-H = 2.8968e-05
- s02_Hi_Prod_Catch_02_sd_B-H = 4.29702e-05

Dans la plupart des cas, le modèle présentait des ajustements médiocres aux données de CPUE, le test des scénarios n'étant acceptable que pour l'indice japonais, qui était la seule série modélisée avec une structure de blocs temporels. Les valeurs résiduelles des années finales étaient généralement positives pour la plupart des flottilles, sauf pour la série CPUE_TPE, qui présentait des valeurs résiduelles principalement négatives au cours de la même période. En outre, l'indice de la flottille BR-UY_LL présentait de hautes valeurs résiduelles négatives au début de la série temporelle (1978–1990), période au cours de laquelle cet indice d'abondance était le seul disponible. L'influence de ces grandes valeurs résiduelles négatives au début de la série BR-UY_LL contribuait aux valeurs élevées de la racine de l'erreur quadratique moyenne (RMSE) dans les diagrammes conjoints des valeurs résiduelles.

Les ajustements aux compositions par tailles agrégées étaient satisfaisants pour certaines flottilles, ce qui suggère que les courbes de sélectivité estimées éliminaient des spécimens de la population modélisée à des tailles comparables à celles observées dans les données. Les diagrammes conjoints des valeurs résiduelles présentaient de basses valeurs de RMSE et un schéma résiduel aléatoire. Au niveau individuel, le test des scénarios indiquait que la plupart des séries de composition par tailles affichaient des valeurs résiduelles normalement distribuées dans tous les scénarios.

Lors de l'évaluation de la capacité de prédiction du modèle, les observations prédites pour les compositions par tailles des flottilles SPN et JPN s'inscrivaient dans la période d'évaluation de la simulation rétrospective (2018–2023) avec des scores MASE inférieurs à 1 (un), ce qui indique une bonne performance prédictive. Pour les flottilles BR-UY et ZAF, les valeurs MASE dépassaient ce seuil de référence mais l'augmentation était minimale. En ce qui concerne la performance prédictive des CPUE, seule la configuration JPN_index_TB02 réussissait le test de capacité de simulation rétrospective, présentant un score MASE inférieur à 1 (un) s'inscrivant donc dans le seuil de prédiction acceptable. Toutes les autres configurations des CPUE produisaient des valeurs MASE considérablement supérieures à 1 (un), indiquant une capacité de prédiction médiocre.

Les résultats d'une analyse rétrospective sur cinq ans, appliquée à tous les scénarios, indiquent un schéma rétrospectif négligeable dans les modèles. Les valeurs du rho de Mohn estimées pour la fécondité du stock reproducteur (SSF) et le ratio de F/F_{PME} s'inscrivaient dans la fourchette acceptable de $-0,15$ à $0,20$.

Dans tous les scénarios, la valeur minimum le long du profil R_0 pour la composante de vraisemblance des CPUE était différente de celle associée aux données de composition par tailles, indiquant un possible conflit entre ces deux composantes de vraisemblance. Cette divergence suggérait que le modèle était dans l'incapacité d'ajuster simultanément les deux sources de données de façon optimale dans le cadre d'une seule valeur de R_0 .

Parmi les données de CPUE, l'indice CTP_LL présentait d'importants changements dans sa contribution à la vraisemblance pour le profil R_0 avec une vraisemblance minimale qui divergeait de celle d'autres pêcheries. Ces différences dans la vraisemblance logarithmique négative soutiennent le point minimum et suggèrent qu'il existe un conflit entre les indices de CPUE individuelles. En revanche, les profils de vraisemblance pour les données de composition par tailles présentaient un comportement cohérent pour toutes les flottilles, avec des valeurs R_0 similaires réduisant la vraisemblance logarithmique négative. Cette cohérence indique l'absence de conflit parmi les sources de données de tailles et suggère que les informations de composition par tailles fournissent un signal cohérent en ce qui concerne la taille de la population.

La comparaison entre le scénario 1 du modèle pleinement intégré et ses diagnostics correspondants des écarts du recrutement du modèle de production excédentaire structuré par âge (ASPM RecDev) indiquait que les trajectoires de la production de frai, SSF_{ratio} , F_{ratio} et le recrutement étaient généralement cohérents dans les modèles au cours de la plupart des séries temporelles. Le chevauchement dans les intervalles de confiance suggère que les indices d'abondance en eux-mêmes, lorsqu'ils sont combinés aux écarts du recrutement estimés pourraient refléter la dynamique de la population globale. Des divergences sont devenues plus

apparentes dans les années terminales (après 2010), SPM RecDev tendant notamment à surestimer la production de frai et à sous-estimer F_{ratio} . Cela indique que même si les indices d'abondance fournissent des signaux informatifs sur les schémas du recrutement, l'inclusion des données de composition par tailles restaient informatives pour les estimations de l'état du stock.

3.4 Autres méthodes

Le document SCRS/2025/133 évaluait l'utilisation de la relation recrue-reproducteur à faible fécondité (LFSR) pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord et Sud. La LFSR offre de la souplesse en permettant une relation stock-recrutement avec une survie décroissante convexe qui est plus appropriée pour les requins à faible fécondité.

Deux paramètres de LFSR (SFrac et Beta) ont été calculés en utilisant la pente (h) des paramètres du cycle vital et des estimations en conditions d'équilibre (R_0 et SSB_0) de tous les scénarios de SS pour le Nord et le Sud. Étant donné que ces deux paramètres ne pouvaient pas être estimés simultanément de façon fiable, Beta a été fixé et SFrac a été déduit. Les modèles ont été exécutés sur trois valeurs de Beta, et celle avec la vraisemblance logarithmique négative totale la plus faible a été sélectionnée. Certaines valeurs Beta produisaient des estimations de SFrac peu réalistes, notamment dans le cadre de scénarios de faible fécondité, indiquant des problèmes avec les paramètres actuels du modèle.

Le Groupe a reconnu l'utilité des renseignements de cette étude pour les discussions actuelles. Le Groupe a noté que les scénarios peu plausibles (scénario 3 du Nord et scénarios 3 et 4 du Sud) étaient tous des scénarios de plus faible productivité. Il a été indiqué que les scénarios de plus faible productivité étaient trop proches de « l'extrémité » de la faible productivité, forçant le modèle à déduire un recrutement élevé peu réaliste (âge zéro) pour compenser les captures historiquement élevées et maintenir la dynamique de la population en utilisant l'erreur de processus. Il a également été suggéré qu'en raison des caractéristiques du lent cycle vital le modèle pourrait rencontrer des difficultés pour interpréter les changements de captures et de CPUE. L'auteur a suggéré que le problème pourrait provenir d'incohérences parmi les paramètres du cycle vital dans ces scénarios, conduisant potentiellement à un rapide déclin de la population.

Le Groupe a discuté de la validité de l'application directe des paramètres R_0 et SSB_0 d'un modèle de Beverton-Holt à un modèle LFSR avec un bêta élevé. L'auteur a indiqué que d'après Taylor *et al.* (2013), la méthode est théoriquement correcte. Des discussions ont été tenues sur ce point et le Groupe a conclu qu'il pourrait être utile de réaliser une étude de simulation.

Le Groupe a noté que la mortalité naturelle des juvéniles pourrait influencer les estimations de R_0 , contribuant potentiellement à certains problèmes observés. L'auteur en a convenu et a noté que les espèces à faible fécondité ont généralement une plus longue durée de vie et une mortalité naturelle plus faible, ce qui pourrait contredire certaines hypothèses actuelles des scénarios.

Le Groupe a discuté du degré de dépendance de la densité chez les requins pélagiques grands migrateurs avec une vaste aire de répartition, comme le requin-taupe bleu. Même si des mécanismes compensatoires plus robustes à de grandes tailles de stocks sont théoriquement raisonnables pour des espèces à faible fécondité, il reste difficile de déterminer l'effet dépendant de la densité sur la survie pré-recrutement chez le requin-taupe bleu.

La prudence est de mise lors de l'utilisation de valeurs de vraisemblance pour établir une distinction entre les modèles si les différences sont inférieures à deux unités d'écart (1 unité de vraisemblance logarithmique). Le Groupe a suggéré que les grands changements de vraisemblance soutiennent $\beta=3$ pour tous les scénarios, ce qui pourrait signifier que $\beta=3$ est largement applicable. Toutefois, si les vraisemblances sont quasiment identiques, l'auteur a suggéré de choisir les meilleurs paramètres en se basant sur les données de sortie de SS (par ex. l'ajustement des relations stock-recrutement) ou les diagnostics du modèle.

4. Résultats de l'état du stock

Pour le stock du Nord, le Groupe a étudié les modèles SS, JABBA et JABBA-Select. JABBA-Select est actuellement utilisé essentiellement pour les recherches en cours et ne visait pas à ce stade à fournir un état du stock ou un avis pour l'évaluation du stock de requin-taupe bleu de 2025. Le Groupe a longuement discuté de la façon de produire des modèles Stock Synthesis et JABBA acceptables. Les implications des révisions des paramètres biologiques (pente et mortalité naturelle dans Stock Synthesis et r et B_{PME}/K dans JABBA) n'ont pas pu être complètement étudiées et résolues au cours de la réunion. Les résultats des modèles pour les trois scénarios nécessitent un examen et des travaux plus minutieux. Alors que le Groupe disposait des résultats de JABBA, des préoccupations persistaient quant au fait que les modèles de production en général pourraient ne pas dûment refléter la dynamique du requin-taupe bleu (par ex. sélectivité et effet du décalage), notant que la majorité des captures était des requins immatures. Le Groupe s'est également montré préoccupé par des informations contradictoires parmi les indices d'abondance (voir la section 2.3). Le Groupe a tenté de dissiper ces préoccupations mais aucun consensus ne s'est dégagé sur la façon de les résoudre. Le Groupe a estimé que des examens plus minutieux de toutes les CPUE étaient nécessaires et a conclu qu'à ce stade les modèles de production n'étaient pas adaptés pour estimer l'état du stock actuel ou pour les projections.

Pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud, le Groupe a examiné les évaluations basées sur Stock Synthesis et JABBA. Le stock du Sud souffrait de la même incohérence dans la dynamique de la population entre le modèle de production excédentaire et la dynamique du stock que celle observée dans le Nord. Même si le Groupe a essayé des modèles JABBA, des informations contradictoires dans les données d'entrée, notamment entre les données de captures et de CPUE, produisaient des résultats extrêmement peu plausibles, sauf en incluant des blocs temporels dans les CPUE. Le Groupe a décidé d'appliquer tous les indices de CPUE sans blocs temporels pour toutes les plateformes de modélisation, et le Groupe a donc convenu de ne pas utiliser les résultats de JABBA pour l'avis de gestion pour le stock.

En résumé, les conclusions du Groupe concernant les modèles d'évaluation du stock étaient les suivantes :

- JABBA-Select n'a été utilisé pour aucun stock.
- JABBA n'a été utilisé pour aucun stock.
- SS n'a pas été utilisé pour le stock du Nord mais seulement pour le stock du Sud.

À l'exception du modèle SS pour le stock du Sud, l'analyse des diagnostics des modèles sera déplacée à l'**appendice 5** pour le stock du Nord et à l'**appendice 6** pour le stock du Sud.

Il a donc été suggéré que le Groupe poursuive ses travaux sur les modèles d'évaluation des stocks pendant la période intersessions. Le Groupe développera un plan de travail détaillé pour 2026 en vue d'achever l'évaluation du stock du Nord en 2026.

4.1 Modèles de production

Stock du Nord

Le Groupe a décidé que les résultats du modèle de production ne pouvaient pas être utilisés pour présenter les résultats sur l'état du stock. Les détails des discussions sur l'analyse de ces modèles figurent à l'**appendice 5**.

Stock du Sud

Le Groupe a décidé que les résultats du modèle de production ne pouvaient pas être utilisés pour présenter les résultats sur l'état du stock. Les détails des discussions sur l'analyse de ces modèles figurent à l'**appendice 6**.

4.2 Stock Synthesis

Stock du Nord

SS n'a pas été utilisé pour le stock du Nord.

Stock du Sud

Toutes les recommandations formulées par le Groupe à la réunion de préparation des données sur le requin-taupe bleu de 2025 (Anon., 2025) ont été appliquées dans Stock Synthesis, et des révisions supplémentaires sur les paramètres biologiques apportées durant la réunion ont été intégrées dans les analyses.

Au cours de la discussion sur le développement des quatre scénarios, le Groupe a estimé que les scénarios de plus faible productivité ne produisaient pas des résultats plausibles d'un point de vue biologique. Les configurations biologiques définies pour les scénarios étaient en conflit avec les données de captures et les données de CPUE, amenant les modèles à estimer des valeurs de recrutement initial (R_0) particulièrement irréalistes afin de concilier les ponctions observées et les indices d'abondance. Par conséquent, ces modèles projetaient des niveaux de recrutement initial de plus du double de la fécondité reproductrice vierge, ce qui est peu plausible d'un point de vue biologique. Le Groupe a donc décidé de ne pas poursuivre ses travaux avec les scénarios de faible productivité.

Le Groupe a convenu d'utiliser deux scénarios pour les résultats finaux de Stock Synthesis. Ces scénarios diffèrent uniquement dans les séries de captures utilisées (Catch_01 et Catch_02), partant tous deux du principe d'hypothèses de productivité plus élevée. La première série (Catch 01) correspond aux débarquements déclarés et à la mortalité après remise à l'eau des rejets vivants disponibles dans la base de données de tâche 1 NC de l'ICCAT. La deuxième série (Catch 02) incluait les estimations historiques déduites des ratios de captures développés par le Groupe d'espèces sur les requins pour la période 1971–2015 associés aux débarquements déclarés et à la mortalité après remise à l'eau des rejets vivants provenant de la base de données de tâche 1 NC pour 2016–2023. Les spécifications détaillées et tous les diagnostics pour chaque scénario sont inclus à l'appendice C du document SCRS/2025/134.

La taille du stock reproducteur dans la relation stock-recrutement a été modélisée comme la fécondité du stock reproducteur (SSF) et calculée comme la somme du nombre de femelles par âge (communiqué en milliers) multipliée par la production annuelle de nouveau-nés de la part des femelles par âge (nouveau-nés mâles et femelles, en supposant un ratio de 1:1 de nouveau-nés mâles et femelles) au début de chaque année civile. La **figure 4** illustre les séries temporelles de la production du stock reproducteur, le recrutement et la mortalité par pêche de chaque scénario.

Le Groupe a fourni des scénarios de captures combinés pondérés de manière égale. Les séries temporelles combinées de la fécondité du stock reproducteur relative (SSF/SSF_{PME}), de la mortalité par pêche relative (F/F_{PME}) (**figure 5**) ont été élaborées avec 10.000 itérations basées sur l'approche multivariée lognormale (MVLN) pour chaque scénario. Le Groupe n'a pas vérifié si l'échantillonnage à partir d'une densité multivariée normale produirait des résultats biaisés. La série temporelle conjointe SSF/SSF_{PME} demeurait au-delà du niveau de la PME ($\sim 1,5-2,0$) jusqu'à la fin des années 1990, après quoi elle diminuait de façon constante. À partir du début des années 2000, SSF/SSF_{PME} se stabilisait légèrement en-deçà de 1,0, indiquant une potentielle surexploitation du potentiel reproducteur ces dernières années. F/F_{PME} augmentait brusquement dans les années 1990, dépassant le seuil de surpêche ($F/F_{PME} = 1,0$) et restait élevée, en général au-dessus de 1,5 jusqu'aux alentours de 2022. Dans les récentes estimations, la mortalité par pêche restait au-delà du seuil durable même si un déclin est observé la dernière année (2023).

4.3 Autres méthodes

Aucun document ou discussion n'a concerné ce point de l'ordre du jour.

4.4 Synthèse des résultats de l'évaluation

Atlantique Sud

Pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud, le Groupe a examiné les évaluations basées sur JABBA et SS qui était appliqué pour la première fois. Même si le Groupe a tenté d'appliquer des modèles JABBA, des informations contradictoires dans les données d'entrée, notamment entre les données de captures et de CPUE, produisaient des résultats très peu plausibles, sauf en incluant des blocs temporels dans les CPUE. Le Groupe a décidé d'appliquer tous les indices de CPUE sans blocs temporels dans les plateformes de modélisation et a donc convenu de ne pas utiliser les résultats de JABBA pour l'avis de gestion pour le stock.

Le Groupe a discuté de 4 scénarios de Stock Synthesis différents, basés sur des combinaisons de scénarios de captures et de productivité. Il s'est avéré que les modèles SS supposant un scénario de plus faible productivité (conforme à l'évaluation du stock de requin-taupe bleu de 2017, basé sur le modèle de production) présentaient des résultats peu plausibles d'un point de vue biologique, au vu d'informations contradictoires entre la configuration biologique et les captures et les CPUE. Le Groupe a décidé de ne pas utiliser les deux scénarios de SS supposant un scénario de plus faible productivité conformes à l'évaluation du stock de requin-taupe bleu de 2017.

Le Groupe a convenu de soumettre un avis de gestion pour le stock en se fondant sur les 2 scénarios de captures qui supposaient une productivité plus élevée. Il a également été convenu de réaliser une projection en se fondant sur ces scénarios et de donner une pondération égale aux deux hypothèses.

Sur la base des résultats de Stock Synthesis, la tendance de la fécondité du stock reproducteur (SSF) par rapport aux niveaux de la PME (SSF_{PME}) présente une réduction générale continue au fil du temps jusqu'en 2010 environ, suivie de légères augmentations les années plus récentes (**figure 6.**). Les estimations du taux de mortalité par pêche (F) par rapport aux niveaux de la PME (F_{PME}) augmentaient jusqu'aux alentours de 2005, puis oscillaient, très fortement certaines années, jusqu'à la période plus récente et à des niveaux supérieurs à F_{PME} et chutaient finalement à des valeurs proches de F_{PME} en 2023 (**tableau 25 et figure 6.**).

La médiane estimée de la PME pour le scénario combiné était de 1.648 t (intervalle de confiance de 95% : 1519-1795 t). La médiane estimée de SSF_{2023}/SSF_{PME} était de 0,949 (intervalle de confiance de 95% : 0,763-1,179), indiquant que le stock était probablement surexploité en 2023 (**tableau 25**). La médiane estimée de F_{2023}/F_{PME} était de 1,052 (intervalle de confiance de 95% : 0,837-1,287), indiquant que le stock faisait probablement l'objet de surpêche en 2023.

La probabilité que le stock se trouve dans chaque quadrant du diagramme de Kobe en 2023 pour les scénarios combinés est présentée à la **figure 7**. Pour les scénarios combinés, les probabilités correspondantes sont de 50,5% que les 20.000 essais, basés sur des distributions multivariées log-normales (MVLN), se situaient dans le rouge (surexploité et faisant l'objet de surpêche), 17,1% dans le vert (pas surexploité et ne faisant pas l'objet de surpêche), 16,4% dans le jaune (surexploité mais ne faisant pas l'objet de surpêche) et 16,0% dans l'orange (pas surexploité mais faisant l'objet de surpêche).

5. Projections

Ce qui suit sont les paramètres des projections pour le stock de requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud sur la base des résultats de l'évaluation de la plateforme Stock Synthesis :

- Appliquer les résultats de Stock Synthesis pour les deux scénarios de captures avec une productivité plus élevée (scénarios 1 et 2).
- Établir la capture à 2.052 t (moyenne sur 3 ans (2021-2023) avec les estimations de la mortalité après remise à l'eau utilisées dans l'évaluation du stock pour les années de projection 2024 et 2025.

- Utiliser une moyenne sur trois ans (2021-2023) pour la répartition des futures captures par flottille et leur sélectivité correspondante.
- 12 scénarios de futures captures constantes pour 2026 à 2050 (soit 2 fois le temps de génération de la population avec les paramètres biologiques utilisés dans l'évaluation) comme suit : 0, 500, 1.000, 1.295 (tolérance de rétention prévue dans la *Recommandation de l'ICCAT sur la conservation du stock de requin-taupe bleu de l'Atlantique sud capturé en association avec les pêcheries de l'ICCAT (Rec. 22-11)*), 1.500 à 3.000 t avec un intervalle de 250 t ; et 1.650 t le niveau estimé de la PME.
- 10.000 itérations dans les deux scénarios.
- Appliquer l'approche MVLN pour les projections stochastiques.
- Les valeurs du recrutement futur (au-delà de l'année 2021) devraient être directement extraites de la relation stock-recrutement utilisée dans le modèle d'évaluation.

Le Groupe a convenu de réaliser les projections pendant la période intersessions eu égard au temps limité au cours de la réunion, et d'étudier les résultats lors de la réunion du Groupe d'espèces en septembre 2025.

6. Recommandations

6.1 Recherche et statistiques

- Compte tenu de la difficulté d'obtenir des résultats de modèles robustes et fiables de l'une ou l'autre des deux plateformes utilisées (SS3 et JABBA) pour déterminer l'état du stock de requin-taupe bleu du Nord lors de la réunion d'évaluation du stock requin-taupe bleu de 2025, le Groupe a recommandé de poursuivre l'évaluation du stock en 2026 et de programmer une réunion pour achever l'évaluation en 2026.
- Le Groupe a recommandé d'essayer d'actualiser les données pour l'achèvement de l'évaluation de 2026, en faisant de 2024 l'année terminale du modèle actualisé.
- Sur la base des diagnostics et de l'influence de plusieurs CPUE sur les modèles d'évaluation JABBA et SS3 du stock de requin-taupe bleu du Nord, le Groupe a recommandé que les scientifiques nationaux tentent d'inclure les effets potentiels des récentes réglementations de gestion dans leurs analyses de standardisation et qu'ils en fassent rapport au Groupe. En outre, ils devraient envisager d'évaluer l'effet de la faible taille des échantillons résultant des récentes réglementations sur la rétention du requin-taupe bleu.
- Le Groupe a recommandé, suite à l'expérience d'autres Groupes d'espèces du SCRS, de produire un indice de CPUE conjoint pour la poursuite de l'évaluation du stock du requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord.
- Le Groupe a recommandé que les CPC confirment si elles peuvent fournir des données détaillées, et à quelle résolution (c.-à-d. les données des carnets de pêche ou des observateurs, sous forme anonyme) pour l'indice conjoint avant la réunion du Groupe d'espèces sur les requins de septembre 2025.
- Le Groupe a recommandé de traiter les scénarios de manière cohérente entre les plateformes de modélisation et d'appliquer des diagnostics cohérents entre les approches. Cela permettra d'obtenir des résultats comparables. Quelques préoccupations ont été exprimées quant à l'utilisation de normes différentes pour des ensembles de scénarios différents, car cela peut introduire des biais ou conduire à des interprétations trompeuses des performances du modèle.

- Le Groupe a recommandé que le Groupe de travail sur les méthodes d'évaluation des stocks (WGSAM) du SCRS continue à discuter et à développer un avis sur la pondération des modèles afin de combiner les résultats d'évaluation pour formuler un avis de gestion.
- Le Groupe a recommandé que le WGSAM continue à discuter et à adopter des procédures pour prendre en compte les grappes de CPUE.
- Compte tenu de l'incertitude des estimations de la productivité des stocks de requin-taube bleu du Nord et du Sud, le Groupe a recommandé que des fonds soient alloués dans le cadre du [Programme de recherche et de collecte de données sur les requins \(SRDCP\)](#) pour soutenir la recherche visant à améliorer les connaissances sur la productivité biologique des deux stocks.
- Pour les deux stocks, le Groupe a recommandé des études de validation de l'âge, avec une préférence pour une étude de validation de l'âge au radiocarbone (utilisant à la fois de nouveaux échantillons et des échantillons existants) et d'autres approches, en mettant particulièrement l'accent sur la validation de la croissance précoce et la définition de la périodicité de la bande de croissance tout au long de la durée de vie.
- Pour les deux stocks, le Groupe a recommandé que les CPC et le SCRS encouragent et poursuivent des programmes de marquage conventionnel supplémentaires, en envisageant d'inclure le marquage à l'oxytétracycline (OTC) afin de soutenir l'estimation de l'âge et de la croissance.
- Le Groupe a recommandé que les CPC financent et réalisent des études indépendantes des pêcheries de requins pélagiques qui pourraient aider à estimer la biomasse de la population reproductrice cryptique et à élucider les schémas spatio-temporels de l'abondance.
- Le Groupe a recommandé d'inclure dans le SRDCP des études visant à obtenir de meilleures informations biologiques, notamment en ce qui concerne le stock reproducteur, et à mieux comprendre la biologie de la reproduction (par exemple, le cycle de reproduction) du requin-taube bleu.
- À la suite de la recommandation du Sous-comité des écosystèmes et prises accessoires (SC-ECO), le Groupe a recommandé de considérer le requin pèlerin et le grand requin blanc comme des espèces présentant la plus grande vulnérabilité biologique et que des mesures de gestion de précaution pour leur conservation soient envisagées par la Commission. En particulier, des mesures similaires à celles adoptées pour les raies mobulidées (*Recommandation de l'ICCAT remplaçant la Recommandation 23-14 sur les raies mobulidées (famille Mobulidae) capturées en association avec les pêcheries de l'ICCAT (Rec. 24-12)*) et les requins-baleines (*Recommandation de l'ICCAT pour la conservation des requins-baleines (Rhincodon typus) capturés en association avec les pêcheries de l'ICCAT (Rec. 23-12)*) devraient être envisagées.

6.2 Gestion

Des recommandations de gestion seront formulées à la réunion du Groupe d'espèces sur les requins en septembre 2025. Un plan de travail provisoire visant à compléter l'évaluation du requin-taube bleu du Nord avec une série complète de diagnostics est présenté ci-après.

Une considération importante concernant le travail nécessaire pour compléter l'évaluation du stock du requin-taube bleu est de savoir s'il faut utiliser les données et les paramètres du cycle vital réunis lors de la réunion de préparation des données sur le requin-taube bleu de 2025 ([Anon., 2025](#)) et de l'évaluation du stock du requin-taube bleu de 2025, ou s'il faudrait actualiser ces données. Si les données ne sont pas mises à jour, les données utilisées dans l'évaluation du stock de requin-taube bleu de 2025 seront utilisées, mais les modélisateurs peuvent explorer différentes structures et spécifications de modèles et différentes manières de traiter les données d'entrée, en explorant éventuellement des blocs temporels et en regroupant les CPUE.

Le Groupe a recommandé d'étudier la possibilité de préparer un indice conjoint. Les scientifiques participant à la réunion d'évaluation du stock de requin-taupe bleu de 2025 qui ont présenté des indices de CPUE pour l'Atlantique Nord, ainsi que d'autres qui ne l'ont pas fait, ont exprimé leur volonté et/ou leur intérêt à participer au développement d'un indice conjoint qui, idéalement, prendrait en compte les effets spatiaux et de taille.

Pour procéder à la construction de l'indice conjoint, les facteurs suivants doivent être pris en compte et résolus :

- Élaborer une procédure claire pour le partage des données confidentielles.
- Demander aux scientifiques des CPC de partager leurs données.
- Désigner un scientifique des CPC pour produire l'indice conjoint.
- Le rapporteur du Groupe d'espèces sur les requins sera chargé d'organiser les éléments pratiques de ce travail, y compris la gestion des scientifiques impliqués, la soumission des données en temps voulu, les accords de confidentialité, etc.
- Les exigences minimales des données (par exemple, latitude et longitude, ID du navire, opération par opération, mais pas seulement pour les espèces d'intérêt) seront définies lors de la réunion du Groupe d'espèces sur les requins de septembre 2025.
- Mise à jour des compositions de longueurs en incluant l'année 2024.
- Mise à jour de la série de prises nominales de la tâche 1 en incluant l'année 2024.
- Le Groupe a convenu que les paramètres biologiques resteraient inchangés, de même que les trois scénarios proposés. Toutefois, les modélisateurs auront la liberté d'explorer différents paramètres susceptibles d'améliorer les performances du modèle.
- Le Groupe recommande d'utiliser SS pour l'état des stocks et les projections futures.

Options et délais pour l'indice conjoint

- Délai pour que les CPC déclarent leur capacité à participer à un indice conjoint (réunion du Groupe d'espèces sur les requins de 2025).
- Les données relatives à l'indice conjoint, y compris les données relatives à la composition des longueurs, le cas échéant, doivent être fournies d'ici le 30 novembre 2025.
- Le cas échéant, organiser une réunion en ligne de 3 jours pour le produire (février/mars 2026).
- Une réunion en ligne de 2 à 3 jours pour examiner les indices de CPUE et les données de taille (à déterminer).
- Une réunion en ligne d'une journée pour discuter du regroupement/des blocs temporels des indices de CPUE (à déterminer).
- Une réunion en ligne d'une journée pour discuter et établir un protocole pour la pondération des modèles (deux semaines avant l'évaluation des stocks).
- Une réunion d'évaluation des stocks en personne de 5 jours (juin/juillet 2026).

7. Réponses à la Commission

Le document SCRS/2025/078 a conclu que la réalisation d'une MSE pour les stocks de requin peau bleue de l'Atlantique Nord et Sud dans un délai de deux ans (estimé à 120.000-140.000 €) ou de trois ans (estimé à 180.000-210.000 €) est techniquement faisable et rentable, la première option offrant un coût total inférieur et une livraison plus rapide et la seconde offrant une plus grande flexibilité et un engagement plus large, à condition qu'un financement précoce, des objectifs de gestion clairement définis et un engagement scientifique coordonné soient garantis afin d'éviter les retards.

Le Groupe a examiné le document et a exprimé un large soutien à un processus mené par le SCRS, notant la nécessité de créer un sous-groupe technique sur la MSE au sein du Groupe d'espèces sur les requins qui participe au processus. Les principales préoccupations soulevées au cours de la discussion concernaient la quantité de travail que représente l'élaboration d'une MSE. À cet égard, certains membres se sont prononcés en faveur d'un délai de trois ans, soulignant que l'élaboration et l'évaluation des procédures de gestion exigent

généralement un engagement soutenu de la part du SCRS. Il a également été mentionné que, dans un délai de trois ans, une mise à jour des indices utilisés dans la dernière évaluation du stock réalisée en 2023 pourrait être la meilleure façon de procéder. Le Groupe a convenu de préparer une réponse à la Commission avant la réunion du Groupe d'espèces sur les requins de 2025, qui tient compte de l'ensemble de la charge de travail de la réunion, y compris celle du Groupe d'espèces sur les requins, de la Commission et de l'équipe technique chargée de la MSE sur le requin peau bleue.

8. Projet de résumés exécutifs sur les requins

Le Président a fourni la nouvelle version du résumé exécutif pour les stocks de requin peau bleue et de requin-taupe commun de l'Atlantique, basée sur la dernière évaluation de chaque espèce. Ceux-ci ont été mis à disposition pour examen et commentaires et seront adoptés lors de la prochaine réunion du Groupe d'espèces sur les requins, en même temps que les résultats définitifs de l'évaluation du requin-taupe bleu.

9. Programme de recherche et de collecte de données sur les requins (SRDCP)

Cette question sera discutée lors de la réunion du Groupe d'espèces sur les requins de septembre 2025.

10. Autres questions

En raison de contraintes de temps, la présentation prévue « Premiers aperçus des déplacements du requin-taupe bleu dans le golfe de Gascogne : Un voyage à Cabo Verde » (SCRS_P_2025_053, Erauskin *et al.*, 2025) a été annulée et a été reportée à la prochaine réunion du Groupe d'espèces sur les requins du SCRS en septembre 2025.

Le Président a rappelé au Groupe Ellis *et al.* 2025 présenté lors de la réunion de préparation des données sur le requin-taupe bleu de 2025 (Anon., 2025), avec des informations sur la vulnérabilité biologique et la prise accessoire de requins pèlerins et de requins blancs. Comme proposé par le Groupe, le document a été présenté par les auteurs au Sous-comité sur les écosystèmes et les prises accessoires (SC-ECO) lors de sa réunion de mai 2025.

Le SC-ECO a recommandé que le Groupe d'espèces sur les requins du SCRS examine, si disponibles, les informations supplémentaires sur la vulnérabilité biologique du requin pèlerin et du requin blanc, en plus de l'information présentée dans Ellis *et al.* (2025). Malgré cela, le SC-ECO a également recommandé dans son rapport de considérer le requin pèlerin et le grand requin blanc comme des espèces présentant la plus grande vulnérabilité biologique et que des mesures de gestion de précaution pour leur conservation devraient être envisagées par la Commission. En particulier, des mesures similaires à celles adoptées pour les raies mobulidées (Rec. 24-12) et les requins-baleines (Rec. 23-12) devraient être envisagées.

Il a été proposé que, même si aucune information supplémentaire sur la vulnérabilité biologique de ces espèces n'a été présentée, le Groupe d'espèces sur les requins, à l'appui de la recommandation du SC-ECO, recommande également de considérer le requin pèlerin et le grand requin blanc comme des espèces présentant la plus grande vulnérabilité biologique et que des mesures de gestion de précaution pour leur conservation devraient être envisagées.

11. Adoption du rapport et clôture

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

Bibliographie

- Anonymous. 2017. Report of the 2017 ICCAT Shortfin Mako Assessment Meeting. ICCAT Col. Vol. Sci. Pap., 74(4): 1465-1561.
- Anonymous. 2025. Report of the 2025 ICCAT Shortfin Mako Shark Data Preparatory Meeting. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 82(2), SCRS/2025/002: 1-91.
- Carvalho F., Punt A.E., Chang Y.J., Maunder M.N., and Piner K.R. 2017. Can diagnostic tests help identify model misspecification in integrated stock assessments? Fisheries Research, 192: 28-40.
- Cortés, E., Brooks, E.N. 2018. Stock status and reference points for sharks using data-limited methods and life history. Fish and Fisheries, 19(6), pp.1110-1129.
- Courtney, D., Kay, M., Semba, Y., Rice, G. 2020. Summary of intersessional work completed with stock synthesis projections to evaluate a subset of the 2017 conservation measures recommended by ICCAT, related to the TAC and size limits, to reduce mortality for North Atlantic shortfin mako. ICCAT Col. Vol. Sci. Pap., 76(10): 289-297.
- Ellis J.R., Bowlby, H. Coelho, R., da Silva, C., Domingo, A., Forselledo, R., Reeves, S., Taylor, N. 2025. Conservation status of basking shark (*Cetorhinus maximus*) and white shark (*Carcharodon carcharias*) in the ICCAT area. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 82(2), SCRS/2025/041: 1-12. (in print)
- Kuo, T.C., Liu, K.M., Su, K.Y. 2025. Updated size, standardized CPUE and catch estimate of the shortfin mako shark caught by the Chinese Taipei longline fishery in the Atlantic Ocean. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 82(2), SCRS/2025/031: 1-31.
- Mejuto, J., Fernández-Costa, J., Ramos-Cartelle, A., Carroceda, A. 2021. Plausibility and uncertainty of basic data and parameter selection on stock assessments: a review of some input data used in the 2017 assessment of the shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) of the northern Atlantic stock. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, Vol. 78(5): 119-170.
- Plummer, Martyn. 2003. "JAGS: A Program for Analysis of Bayesian Graphical Models Using Gibbs Sampling." In Proceedings of the 3rd International Workshop on Distributed Statistical Computing (DSC 2003), edited by Kurt Hornik, Friedrich Leisch, and Achim Zeileis, 1-10. Vienna: Technische Universität Wien. ISSN 1609-395X.
- Taylor, I.G., Gertseva, V., Methot, R.D., Maunder, M.N. 2013. A stock-recruitment relationship based on pre-recruit survival, illustrated with application to spiny dogfish shark. Fish. Res. 142, 15-21.
- Winker, H., Carvalho, F., Kapur, M. 2025. JABBA: Just Another Bayesian Biomass Assessment. R package version 2.3.1, <<https://github.com/jabbamodel/JABBA>>
- Winker, H., Carvalho, F., Kapur, M. 2018. JABBA: Just Another Bayesian Biomass Assessment. Fisheries Research 204:275-288.
- Winker, H., Carvalho, F., Thorson, J. T., Kell, L.T., Parker, D., Kapur, M., Sharma, R., Booth, A.J., Kerwath, S.E. 2020. JABBA-Select: Incorporating life history and fisheries' selectivity into surplus production models. Fish. Res. 222: 105355.

TABLEAUX

Tableau 1. Séries temporelles des captures (y compris la mortalité après la remise à l'eau) pour le stock du Nord en tonnes (t) telles qu'estimées par Mejuto *et al.*, 2021. La mortalité après la remise à l'eau a été estimée pour la période 2018-2023.

Tableau 2. Scénario de capture A, séries temporelles des captures nominales de la tâche 1 (y compris la mortalité après la remise à l'eau) pour le stock du Sud en tonnes (t). La mortalité après la remise à l'eau a été estimée pour la période 2020-2023.

Tableau 3. Scénario de capture B, séries temporelles des captures (y compris la mortalité après la remise à l'eau) pour le stock du Sud en tonnes (t) telles qu'estimées par le Groupe en utilisant des ratios de capture. La mortalité après la remise à l'eau a été estimée pour la période 2020-2023.

Tableau 4. Structure de la flottille pour le stock du Nord.

Tableau 5. Structure de la flottille pour le stock du Sud.

Tableau 6. Indices disponibles des séries d'abondance relative pour le stock de requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord pour être utilisés dans l'évaluation de stock. Le Venezuela sera éliminé du tableau final.

Tableau 7. Indices disponibles des séries d'abondance relative pour le stock de requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud pour être utilisés dans l'évaluation de stock.

Tableau 8. Valeurs biologiques d'entrée pour les femelles utilisées pour calculer r_{max} , la pente et la mortalité naturelle (M) du requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord (scénario 1). Les valeurs entre parenthèses correspondent aux erreurs standard. Pour l'ogive de maturité, les valeurs entre parenthèses ont été modifiées après la réunion de préparation des données sur le requin-taupe bleu de 2025 parce qu'elles étaient erronées.

Tableau 9. Valeurs biologiques d'entrée pour les mâles utilisées pour calculer la mortalité naturelle (M) du requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord (scénario 1). Les valeurs entre parenthèses correspondent aux erreurs standard.

Tableau 10. Valeurs biologiques d'entrée pour les femelles utilisées pour calculer r_{max} , la pente et la mortalité naturelle (M) pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord (scénario 2). Les valeurs entre parenthèses correspondent aux erreurs standard. Pour l'ogive de maturité, les valeurs entre parenthèses ont été modifiées après la réunion de préparation des données sur le requin-taupe bleu de 2025 parce qu'elles étaient auparavant erronées. (*) Considéré comme celui du scénario 1 pour le stock du Nord.

Tableau 11. Valeurs biologiques d'entrée pour les mâles utilisées pour calculer la mortalité naturelle (M) du requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord (scénario 2). Les valeurs entre parenthèses correspondent aux erreurs standard. (*) Considéré comme celui du scénario 1 pour le stock du Nord.

Tableau 12. Valeurs biologiques d'entrée pour les femelles utilisées pour calculer r_{max} , la pente et la mortalité naturelle (M) pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord (scénario 3). Les valeurs entre parenthèses correspondent aux erreurs standard. Pour l'ogive de maturité, les valeurs entre parenthèses ont été modifiées après la réunion de préparation des données sur le requin-taupe bleu de 2025 parce qu'elles étaient auparavant erronées.

Tableau 13. Valeurs biologiques d'entrée pour les mâles utilisées pour calculer la mortalité naturelle (M) du requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord (scénario 3). Les valeurs entre parenthèses correspondent aux erreurs standard.

Tableau 14. Valeurs biologiques d'entrée pour les femelles utilisées pour calculer r_{max} , la pente et la mortalité naturelle (M) pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud (scénarios 1 et 2). Les valeurs entre parenthèses correspondent aux erreurs standard.

Tableau 15. Valeurs biologiques d'entrée pour les mâles utilisées pour calculer la mortalité naturelle (M) du requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud (scénarios 1 et 2). Les valeurs entre parenthèses correspondent aux erreurs standard.

Tableau 16. Valeurs biologiques d'entrée pour les femelles utilisées pour calculer r_{max} , la pente et la mortalité naturelle (M) pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud (scénarios 3 et 4). Les valeurs entre parenthèses correspondent aux erreurs standard. Pour la longueur maximale théorique, la valeur entre parenthèses a été diminuée d'un ordre de grandeur parce qu'elle produisait des erreurs dans l'estimation de la durée de vie théorique.

Tableau 17. Valeurs biologiques d'entrée pour les mâles utilisées pour calculer la mortalité naturelle (M) du requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud (scénarios 3 et 4). Les valeurs entre parenthèses correspondent aux erreurs standard.

Tableau 18. Catalogue SCRS des données de la tâche 1 (T1, en tonnes) et de la tâche 2 (disponibilité de T2) pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Nord (SMA-N), détaillant les 10 pêcheries les plus importantes entre 1994 et 2023. La disponibilité de T2 est classée comme suit : 'a' (T2CE uniquement), 'b' (T2SZ uniquement), 'ab' (T2CE et T2SZ), et '-1' (pas de données).

Tableau 19. Catalogue SCRS des données de la tâche 1 (T1, en tonnes) et de la tâche 2 (disponibilité de T2) pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud (SMA-S), détaillant les 10 pêcheries les plus importantes entre 1994 et 2023. La disponibilité de T2 est classée comme : 'a' (T2CE uniquement), 'b' (T2SZ uniquement), 'ab' (T2CE et T2SZ), et '-1' (pas de données).

Tableau 20. Estimation des captures (débarquements et rejets morts) en tonnes, de requin-taupe bleu (SMA, *Isurus oxyrinchus*) par zone, engin et pavillon de 1994 à 2023.

Tableau 21. Résumé des scénarios de productivité pour l'Atlantique Nord (NA) et l'Atlantique Sud (SA). H est la pente, B_{PME}/K est le ratio de la biomasse non pêchée à laquelle la PME est produite, et r_{max} est le taux intrinsèque de croissance.

Tableau 22. Gamme de longueurs exploitées (cm FL) par stock et par sexe.

Tableau 23. Vecteurs de mortalité naturelle (M) obtenus avec la méthode de Peterson et Wroblewski pour les femelles par scénario à utiliser avec SS ; la valeur surlignée en orange est la M moyenne à utiliser pour JABBA-Select.

Tableau 24. Vecteurs de mortalité naturelle (M) obtenus avec la méthode de Peterson et Wroblewski pour les mâles par scénario à utiliser avec SS ; la valeur surlignée en orange est la M moyenne à utiliser pour JABBA-Select.

Tableau 25. Estimation du taux de mortalité par pêche par rapport à la PME (F/F_{PME}) et du ratio de fécondité du stock reproducteur (SSF/SSF_{PME}) à la fin de l'année, d'après Stock Synthesis pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud.

FIGURES

Figure 1. Prises nominales de la tâche 1 de requin-taupe bleu (SMA, *Isurus oxyrinchus*) dans le stock du Nord (SMA-N) en tonnes (t) par groupe d'engins (1950-2023).

Figure 2. Prises nominales de la tâche 1 de requin-taupe bleu (SMA, *Isurus oxyrinchus*) dans le stock du Sud (SMA-S) en tonnes (t) par groupe d'engins (1950-2023).

Figure 3. Courbes de mortalité naturelle M à l'âge obtenues avec les différents estimateurs pour le scénario 2 du stock de l'Atlantique Nord pour les femelles.

Figure 4. Comparaison entre $s01_Catch01$ (bleu) et $s02_Catch02$ (rouge) pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud. Les panneaux montrent (en haut à gauche) la fécondité du stock reproducteur (SSF), (en haut à droite) la fraction du SSF non pêchée, (en bas à gauche) la mortalité par pêche par rapport à F_{PME} , et (en bas à droite) les écarts de recrutement. Les zones ombrées représentent des intervalles de confiance approximatifs.

Figure 5. Séries temporelles de la fécondité relative du stock reproducteur (SSF/SSF_{PME} ; panneau supérieur) et de la mortalité par pêche relative (F/F_{PME} ; panneau inférieur) pour le scénario 1 ($s01_Catch_01$) en bleu et le scénario 2 ($s02_Catch_02$) en vert, ainsi que leur trajectoire combinée en noir. Les zones ombrées représentent les intervalles de confiance de 95% estimés à l'aide de l'approche lognormale multivariée (MVLN). Les lignes horizontales en pointillés à la valeur = 1,0 indiquent les points de référence de la PME pour chaque indicateur.

Figure 6. Trajectoires du taux de mortalité par pêche par rapport à la PME (F/F_{PME}) et du ratio de fécondité du stock reproducteur (SSF/SSF_{PME}) à la fin de l'année, d'après Stock Synthesis pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud.

Figure 7. État final du stock (diagramme de Kobe) avec les incertitudes associées pour le requin-taupe bleu de l'Atlantique Sud. Les probabilités correspondantes que le stock se trouve dans chaque quadrant sont représentées dans le diagramme circulaire.

APPENDICES

Appendice 1. Ordre du jour.

Appendice 2. Liste des participants.

Appendice 3. Liste des documents et des présentations.

Appendice 4. Documents et résumés des présentations SCRS fournis par les auteurs.

Appendice 5. Résumé des résultats du modèle de production.

Appendice 6. Modèle JABBA pour l'Atlantique Sud.

Table 1. The time series of the catches (including post-release mortality) for the northern stock in tonnes (t) as estimated by Mejuto *et al.*, 2021. Post-release mortality was estimated for the period 2018-2023.

Year	Historical	EU ESP_LL	EU POR_LL	JPN_LL	CTP_LL	USA_LL	CAN_LL	MOR_LL	MEX_LL	VZA_LL	OTH	Total N-SAM
1950	652.04											652.04
1951	435.90											435.90
1952	435.90											435.90
1953	542.84											542.84
1954	137.63											137.63
1955	279.31											279.31
1956	168.77											168.77
1957	451.24											451.24
1958	375.43											375.43
1959	496.36											496.36
1960	325.80											325.80
1961	791.58											791.58
1962	1,086.81											1,086.81
1963	475.72											475.72
1964	885.67											885.67
1965	703.74											703.74
1966	1,402.22											1,402.22
1967	1,258.71											1,258.71
1968	1,655.38											1,655.38
1969	1,645.51											1,645.51
1970	1,486.53											1,486.53
1971	2,357.80											2,357.80
1972	2,218.99											2,218.99
1973	2,114.19											2,114.19
1974	2,259.54											2,259.54
1975	1,742.71											1,742.71
1976	1,907.04											1,907.04
1977	2,066.53											2,066.53
1978	2,168.45											2,168.45
1979	2,146.76											2,146.76
1980	1,720.46											1,720.46
1981	2,286.07											2,286.07
1982	2,579.61											2,579.61
1983	2,293.28											2,293.28
1984	2,854.37											2,854.37
1985		543.21		142.00	71.00	75.77					2,949.43	3,781.41
1986		2,097.43		120.00	78.00	93.40			-	2.78	1,297.09	3,688.70
1987		2,404.53		218.00	22.00	134.43			-	1.74	462.39	3,243.10
1988		1,851.31		113.00	4.00	159.70			-	2.57	795.40	2,925.98
1989		1,078.54		207.00	2.00	188.36			-	8.12	686.02	2,170.03
1990		1,537.21	193.00	221.00	9.00	146.08			-	1.46	281.69	2,389.44
1991		1,390.08	314.00	157.00	39.00	175.71			-	2.12	218.29	2,296.21
1992		2,145.44	220.00	318.00	16.00	273.18			-	0.67	259.56	3,232.84
1993		1,964.07	796.00	425.00	9.00	248.90			-	0.58	669.97	4,113.53
1994		2,163.56	649.00	214.00	29.00	268.62			-	3.49	334.21	3,661.88
1995		2,209.48	657.00	592.00	32.00	259.16	93.39		10.44	4.22	1,449.04	5,306.74
1996		3,293.77	691.00	790.00	45.00	165.37	56.07		-	11.71	258.74	5,311.66
1997		2,415.55	354.00	258.00	42.00	181.09	99.01		-	3.38	186.00	3,539.03
1998		2,223.05	307.00	892.00	47.00	145.75	54.63		-	0.76	183.02	3,853.20
1999		2,050.88	327.39	120.00	75.00	125.24	53.83		-	1.96	109.71	2,864.01
2000		1,560.65	317.50	138.00	56.00	131.12	58.68		10.09	2.19	323.63	2,597.88
2001		1,684.47	377.63	105.00	47.00	135.35	59.64		16.02	20.34	236.40	2,681.85
2002		2,046.58	414.70	438.00	53.00	123.23	61.12		-	16.04	281.11	3,433.78
2003		2,067.60	1,248.63	267.00	37.00	104.61	63.36	147.39	9.50	21.94	20.37	3,987.41
2004		2,087.65	472.35	572.00	70.00	139.63	69.39	168.54	6.42	57.95	356.48	4,000.42
2005		1,751.30	1,109.32	419.50	68.00	138.41	73.86	214.81	9.30	19.63	310.04	4,114.18
2006		1,918.02	950.56	357.97	40.00	95.47	64.45	220.10	5.25	6.29	274.14	3,932.24
2007		1,813.56	1,539.67	82.42	6.00	166.67	63.69	151.36	8.11	11.10	315.27	4,157.84
2008		1,895.26	1,033.06	130.86	23.43	148.70	38.94	282.89	6.11	1.80	240.82	3,801.86
2009		2,216.17	1,169.31	98.39	11.20	170.54	50.34	475.88	7.36	35.10	308.26	4,542.55
2010		2,090.74	1,431.93	116.29	14.23	168.40	38.64	636.49	8.32	21.87	255.81	4,782.74
2011		1,667.13	1,044.63	53.27	12.57	159.91	37.18	390.00	7.55	17.97	333.42	3,723.63
2012		2,307.99	1,022.55	56.05	15.46	152.06	27.61	380.00	8.14	24.27	446.10	4,440.23
2013		1,508.83	817.43	32.66	7.92	139.74	34.65	616.00	3.92	5.83	438.57	3,605.56
2014		1,480.93	217.39	69.24	4.05	154.79	53.12	580.00	3.70	7.48	900.26	3,470.95
2015		1,361.72	213.25	45.10	14.50	99.61	84.19	807.00	3.69	7.45	651.53	3,288.06
2016		1,574.13	256.62	74.12	7.51	108.11	82.39	1,000.00	3.58	6.61	248.52	3,361.57
2017		1,783.54	269.78	89.32	1.36	111.82	109.03	320.00	5.00	8.89	427.48	3,126.21
2018		1,165.29	267.72	20.21	24.94	41.07	62.01	422.50	2.61	7.49	396.74	2,410.58
2019		866.22	283.53	33.29	5.59	39.42	65.99	357.10	2.27	8.26	241.93	1,903.61
2020		869.55	355.92	32.78	13.48	35.21	41.78	382.40	2.52	7.67	47.72	1,789.01
2021		681.38	217.89	18.63	1.49	40.03	40.25	298.70	2.55	2.94	38.72	1,342.59
2022		684.93	216.31	11.82	1.86	37.02	50.62	8.81	3.54	0.57	40.85	1,056.33
2023		1,143.32	133.62	14.92	8.84	41.49	17.48	13.31	2.40	0.34	12.19	1,387.89

Table 2. Catch scenario A, the time series of Task 1 nominal catches (including post-release mortality) for the southern stock in tonnes (t). Post-release mortality was estimated for the period 2020-2023.

Year	EU ESP_LL	JPN_LL	BRA-URY_LL	EU POR_LL	ZAF_LL	CTP_LL	NAM_LL	OTH_LL	OTH	Total S-SMA
1971	-	88.00	9.33	-	-	-	-	-	-	97.33
1972	-	53.00	7.33	-	-	-	-	-	-	60.33
1973	-	202.00	9.75	-	-	-	-	-	-	211.75
1974	-	39.00	28.16	-	-	-	-	-	-	67.16
1975	-	45.00	31.13	-	-	-	-	-	-	76.13
1976	-	8.00	22.11	-	-	-	-	-	-	30.11
1977	-	229.00	23.26	-	-	-	-	-	-	252.26
1978	-	146.00	22.23	-	-	-	-	-	-	168.23
1979	-	268.00	31.49	-	-	-	-	-	-	299.49
1980	-	228.00	95.63	-	-	-	-	-	-	323.63
1981	-	206.00	61.09	-	-	108.00	-	-	-	375.09
1982	-	703.00	139.62	-	-	131.00	-	-	-	973.62
1983	-	252.00	200.64	-	-	59.00	-	-	-	511.64
1984	-	462.00	246.78	-	-	36.00	-	-	-	744.78
1985	-	540.00	154.55	-	-	91.00	-	-	-	785.55
1986	5.56	428.00	88.22	-	-	87.00	-	-	-	608.79
1987	-	234.00	85.56	-	-	66.00	-	-	0.56	386.11
1988	378.15	525.00	93.07	-	-	35.00	-	-	0.45	1,031.66
1989	808.88	618.00	89.69	-	-	29.00	-	-	0.06	1,545.62
1990	552.13	538.00	128.90	-	-	36.00	-	-	0.08	1,255.11
1991	327.41	506.00	92.94	-	-	80.00	-	-	55.33	1,061.68
1992	421.25	460.00	178.31	-	64.34	44.00	-	-	15.07	1,182.97
1993	772.22	701.00	149.94	-	43.39	31.00	-	34.44	10.98	1,742.97
1994	552.15	1,369.00	107.06	-	22.96	65.00	-	45.33	20.92	2,182.42
1995	1,084.04	1,617.00	136.09	92.00	46.06	87.00	-	22.63	15.17	3,099.98
1996	1,481.66	514.00	109.08	94.00	36.01	117.00	-	27.00	16.27	2,395.03
1997	1,356.00	244.00	210.48	165.00	29.21	139.00	-	19.20	24.52	2,187.41
1998	984.15	267.00	256.06	116.00	168.42	130.00	-	74.40	12.32	2,008.35
1999	861.30	151.00	47.78	118.50	66.11	198.00	1.23	152.26	10.30	1,606.48
2000	1,089.67	264.00	253.34	387.70	102.54	162.00	-	306.35	22.38	2,587.97
2001	1,234.62	56.00	449.38	140.10	67.81	120.00	-	22.00	17.53	2,107.44
2002	810.51	133.00	263.90	56.00	11.64	146.00	458.85	208.00	15.40	2,103.31
2003	1,158.23	118.00	470.27	624.61	115.44	83.00	374.71	260.00	31.22	3,235.48
2004	702.70	398.00	426.08	12.78	101.27	180.00	509.02	120.27	75.58	2,525.71
2005	583.60	-	571.57	241.79	110.55	226.00	1,415.25	95.89	14.26	3,258.91
2006	664.37	-	251.28	493.33	86.15	166.00	1,243.50	87.72	43.35	3,035.69
2007	653.87	72.29	192.48	374.74	223.93	147.00	1,001.81	94.82	29.68	2,790.62
2008	628.00	115.16	161.75	321.02	136.58	123.95	294.55	17.88	82.18	1,881.07
2009	921.98	108.28	197.45	502.26	146.16	117.35	23.32	39.71	6.75	2,063.26
2010	1,192.16	103.24	150.31	336.29	151.63	143.77	306.44	100.84	1.10	2,485.77
2011	1,535.43	132.30	254.62	409.16	217.87	203.60	328.47	114.65	61.87	3,257.95
2012	1,207.14	290.96	228.98	175.93	107.57	157.84	554.34	127.60	54.90	2,905.27
2013	1,082.64	114.03	276.98	132.19	249.96	157.29	8.50	127.10	34.05	2,182.74
2014	1,076.90	181.95	256.05	126.60	476.21	160.55	949.80	14.96	30.89	3,273.91
2015	861.58	109.20	172.08	157.57	613.05	153.81	660.90	33.97	12.42	2,774.57
2016	882.42	77.32	124.24	392.89	338.55	95.27	798.80	41.88	14.21	2,765.59
2017	1,048.68	96.31	275.21	502.86	304.92	88.17	193.75	113.67	164.18	2,787.75
2018	1,043.80	92.72	395.71	300.26	244.39	66.19	980.22	27.44	7.88	3,158.60
2019	1,089.59	54.95	739.31	242.72	110.17	44.16	-	19.41	8.50	2,308.82
2020	799.37	7.77	542.33	448.70	45.83	54.03	929.38	2.46	29.47	2,859.59
2021	649.60	14.14	476.93	356.94	69.53	37.24	637.49	8.75	8.95	2,259.86
2022	657.20	4.55	555.00	358.17	66.06	28.76	788.65	26.82	3.07	2,490.10
2023	222.76	4.51	121.00	387.94	96.02	13.27	545.29	17.25	0.24	1,410.08

Table 3. Catch scenario B, the time series of catches (including post-release mortality) for the southern stock in tonnes (t) as estimated by the Group using catch ratios. Post-release mortality was estimated for the period 2020-2023.

Year	EU ESP_LL	JPN_LL	BRA-URY_LL	EU POR_LL	ZAF_LL	CTP_LL	NAM_LL	OTH_LL	OTH	Total S-SMA
1971	-	257.96	3.65	-	-	558.20	-	495.90	32.22	1,347.93
1972	-	231.25	3.32	-	-	747.85	-	485.24	35.42	1,503.08
1973	-	222.99	3.97	-	0.55	595.66	-	437.73	171.93	1,432.83
1974	-	85.51	10.31	-	-	440.21	-	560.01	94.99	1,191.04
1975	-	150.62	9.95	-	-	389.01	-	456.38	75.96	1,081.93
1976	-	38.78	10.23	-	-	400.29	-	450.19	279.81	1,179.30
1977	-	93.45	17.22	-	-	395.28	-	501.76	411.79	1,419.50
1978	-	113.85	19.24	-	-	494.07	-	366.91	155.96	1,150.02
1979	-	177.57	24.91	-	2.42	484.53	-	238.60	195.11	1,123.13
1980	-	262.62	15.25	-	14.51	446.57	-	292.99	339.29	1,371.22
1981	-	268.67	21.00	-	15.20	429.11	-	264.39	186.98	1,185.36
1982	-	499.48	53.71	-	2.54	528.82	-	255.56	281.98	1,622.08
1983	-	260.32	83.55	-	15.96	235.87	-	222.50	224.91	1,043.11
1984	-	460.81	128.49	-	9.22	186.33	-	182.15	188.83	1,155.82
1985	-	548.77	105.71	-	1.09	441.98	-	246.45	203.20	1,547.21
1986	-	403.96	54.60	-	4.28	612.50	-	136.95	211.55	1,423.84
1987	-	362.51	51.53	-	-	655.70	-	174.19	220.02	1,463.95
1988	-	622.26	42.57	-	1.56	494.09	-	179.01	150.89	1,490.37
1989	-	634.82	42.02	-	0.00	444.23	-	157.68	163.13	1,441.89
1990	-	691.96	36.66	-	-	574.10	-	57.99	195.26	1,555.97
1991	-	564.49	24.13	-	-	662.84	-	86.13	219.55	1,557.14
1992	-	548.19	23.88	-	-	750.12	-	47.20	196.29	1,565.68
1993	-	659.93	27.90	-	-	750.16	-	44.73	185.74	1,668.46
1994	-	686.28	237.22	-	-	887.31	-	92.64	175.70	2,079.15
1995	-	586.85	227.61	78.88	-	882.29	-	108.79	123.57	2,007.99
1996	0.60	476.36	208.40	80.72	-	916.21	-	126.07	126.33	1,934.70
1997	616.09	376.55	307.88	126.08	-	853.04	-	145.02	130.55	2,555.21
1998	608.72	314.14	243.18	83.92	2.35	818.54	-	192.27	94.81	2,357.93
1999	720.30	259.88	41.64	103.35	1.74	764.65	0.11	387.00	73.05	2,351.70
2000	805.74	288.16	221.21	215.21	6.55	809.56	-	396.29	88.17	2,830.88
2001	875.11	206.39	186.68	227.01	16.61	748.53	-	387.40	100.99	2,748.71
2002	570.68	215.17	257.86	202.48	10.85	773.25	226.30	216.03	82.75	2,555.37
2003	709.41	310.06	277.82	213.44	0.63	877.46	226.38	160.28	148.15	2,923.63
2004	734.82	332.91	246.06	157.95	16.55	654.30	204.47	236.95	199.32	2,783.33
2005	660.79	198.67	257.34	307.02	27.87	496.29	677.87	253.31	115.52	2,994.68
2006	860.95	287.48	180.35	275.76	21.66	330.71	406.54	304.59	165.05	2,833.08
2007	897.46	455.83	203.79	411.40	30.15	543.02	376.02	309.89	340.82	3,568.37
2008	929.46	357.84	199.35	437.05	26.51	397.81	180.67	254.20	183.25	2,966.14
2009	1,234.90	206.15	123.20	495.21	25.93	434.30	19.34	234.91	359.24	3,133.16
2010	1,329.03	258.91	113.22	563.56	26.01	469.13	223.97	169.05	240.84	3,393.73
2011	1,631.58	295.77	155.41	677.69	41.64	544.39	249.67	151.64	144.74	3,892.52
2012	1,308.18	407.06	194.28	219.43	15.09	518.24	148.92	114.09	61.04	2,986.34
2013	971.85	418.65	104.18	149.50	28.32	419.79	122.68	91.39	127.88	2,434.23
2014	1,052.30	336.64	235.24	147.06	11.39	441.84	288.45	89.31	203.67	2,805.90
2015	924.15	265.35	184.82	11.59	8.78	521.82	263.26	138.08	230.44	2,548.28
2016	882.42	77.32	124.24	392.89	338.55	95.27	798.80	41.88	14.21	2,765.59
2017	1,048.68	96.31	275.21	502.86	304.92	88.17	193.75	113.67	164.18	2,787.75
2018	1,043.80	92.72	395.71	300.26	244.39	66.19	980.22	27.44	7.88	3,158.60
2019	1,089.59	54.95	739.31	242.72	110.17	44.16	-	19.41	8.50	2,308.82
2020	799.37	7.77	542.33	448.70	45.83	54.03	929.38	2.46	29.47	2,859.35
2021	649.60	14.14	476.93	356.94	69.53	37.24	637.49	8.75	8.95	2,259.57
2022	657.20	4.55	555.00	358.17	66.06	28.76	788.65	26.82	3.07	2,488.28
2023	222.76	4.51	121.00	387.94	96.02	13.27	545.29	17.25	0.24	1,408.29

Table 4. Fleet structure for the northern stock.

Time series #	Symbol	Catch (t) and abundance (numbers or biomass)	Name	Definition
1	F1	Catch (t)	EU ESP LL	EU España Longline (1985-2023)
2	F2	Catch (t)	EU POR LL	EU Portugal Longline (1990-2023)
3	F3	Catch (t)	JPN LL	Japan Longline (1985-2023)
4	F4	Catch (t)	CTP LL	Chinese Taipei Longline (1985-2023)
5	F5	Catch (t)	USA LL	USA Longline (1985-2023)
6	F6	Catch (t)	CAN LL	Canada Longline (1995-2023)
7	F7	Catch (t)	MOR LL	Morocco Longline (2003-2023)
8	F8	Catch (t)	VZA LL	Venezuela (1986-2023)
9	F9	Catch (t)	MEX LL	Mexico (1995-2023)
10	F10	Catch (t)	OTH	Other (1985-2023)
11	F11	Catch (t)	HIST	Reconstructed (1950-1984)

Table 5. Fleet structure for the southern stock.

Time series	Symbol	Catch (t) and abundance (numbers or biomass)	Name	Definition	Length composition (10 cm FL bins)
1	FL1	Catch (t)	SPN_LL	EU.España/LL	EU-España/LL
2	FL2	Catch (t)	JPN_LL	Japan/LL	Japan/LL
3	FL3	Catch (t)	BRA-URY_LL	Brazil-Uruguay/LL	Brazil and Uruguay/LL
4	FL4	Catch (t)	POR_LL	EU.Portugal/LL	EU.Portugal/LL
5	FL5	Catch (t)	ZAF_LL	South Africa	South Africa/LL
6	FL6	Catch (t)	CTP_LL	Chinese Taipei/LL	Chinese Taipei/LL
7	FL7	Catch (t)	NAM_LL	Namibia/LL	Namibia/LL
8	FL8	Catch (t)	OTH_LL	all CPCs except Fleets 1-6/LL	all other LL
9	FL9	Catch (t)	OTH	all others	
10	S1	Relative abundance (Number)	SPN_LL	SPN LL (SCRS/2025/026) 1990-2023	Mirror SPN_LL (FL1)
11	S2	Relative abundance (Number)	JPN_LL	Japan LL (SCRS/2016/030, SCRS/2025/030) 1994-2011, 2012-2020	Mirror JPN_LL (FL2)
12	S3	Relative abundance (Number)	BRA-URY_LL	Brazil/Uruguay LL (SCRS/2025/038) 1978-2022	Mirror BRA-URY_LL (FL3)
13	S4	Relative abundance (Number)	ZAF_LL	ZAF LL (SCRS/2025/036) 2000-2023	Mirror ZAF_LL (FL4)
14	S5	Relative abundance (Number)	CTP_LL	Chinese Taipei LL (SCRS/2025/031) 2007-2023	Mirror CTP_LL (FL5)

Table 6. Available indices of relative abundance series for the North Atlantic shortfin mako stock for use in the stock assessment. Venezuela will be deleted from the final table.

	Spain LL		US observer LL		Japan LL 1		Japan LL 2		Chinese-Taipei LL		Portugal LL		Morocco LL	
SCRS Doc No.	SPN-LL		USobs-LL		JPN-LL1		JPN-LL2		CTP-LL		POR-LL		MOR-LL	
Age range	SCRS/2025/026		SCRS/2025/032		SCRS/2017/054		SCRS/2025/030		SCRS/2025/031		SCRS/2025/025		SCRS/2025/042	
Catch Units	Number		Number		Number		Number		Number		Weight		Weight	
Effort Units														
Std. Methods	GLM													
Year	Std.CPUE	CV	Std.CPUE	CV	Std.CPUE	CV	Std.CPUE	CV	Std.CPUE	CV	Std.CPUE	CV	Std.CPUE	CV
1990	0.85	0.10												
1991	0.81	0.10												
1992	0.98	0.10	1.09	0.24										
1993	0.88	0.10	0.79	0.22										
1994	0.82	0.10	0.56	0.24	0.18	0.05								
1995	0.72	0.10	0.85	0.22	0.11	0.05								
1996	0.93	0.10	0.40	0.43	0.11	0.04								
1997	0.57	0.10	0.51	0.28	0.11	0.06								
1998	0.64	0.10	0.46	0.32	0.09	0.05								
1999	0.56	0.10	0.43	0.28	0.08	0.06					8.75	0.50		
2000	0.67	0.10	0.81	0.23	0.08	0.04					16.11	0.33		
2001	0.72	0.10	0.63	0.28	0.12	0.05					18.61	0.31		
2002	0.96	0.10	0.82	0.27	0.12	0.06					26.32	0.35		
2003	1.17	0.10	0.67	0.25	0.11	0.06					29.79	0.32		
2004	1.25	0.10	1.10	0.23	0.10	0.05					29.85	0.29		
2005	1.16	0.10	0.87	0.22	0.10	0.04					25.97	0.32		
2006	1.04	0.10	1.00	0.23	0.13	0.06					32.88	0.40		
2007	1.38	0.11	0.84	0.25	0.14	0.06			0.02	0.13	79.43	0.27		
2008	1.42	0.11	0.76	0.23			0.10	0.38	0.01	0.16	57.45	0.30		
2009	1.29	0.10	1.09	0.22			0.10	0.40	0.01	0.15	31.18	0.34		
2010	1.15	0.10	1.02	0.22			0.06	0.50	0.01	0.17	42.79	0.31	304.00	0.15
2011	0.91	0.10	1.27	0.21			0.10	0.29	0.01	0.14	33.76	0.44	307.00	0.10
2012	1.18	0.10	0.98	0.23			0.05	0.32	0.02	0.14	23.56	0.41	292.00	0.14
2013	0.87	0.10	0.77	0.22			0.08	0.33	0.03	0.12	25.37	0.38	315.00	0.12
2014	0.90	0.10	0.66	0.24			0.11	0.26	0.01	0.20	27.60	0.48	228.00	0.13
2015	1.11	0.10	0.56	0.26			0.11	0.49	0.01	0.14	28.34	0.43	240.00	0.14
2016	0.95	0.10	1.03	0.23			0.15	0.47	0.01	0.20	25.12	0.38	322.00	0.15
2017	0.98	0.10	1.34	0.23			0.11	0.32	0.00	0.25	26.92	0.41	384.00	0.13
2018	1.69	0.48	0.48	0.29			0.11	0.31			22.09	0.43	516.00	0.07
2019	2.27	0.29	0.43	0.29			0.09	0.25			29.81	0.45	347.00	0.12
2020	3.30	0.19	0.34	0.33			0.08	0.72			23.41	0.58	46.00	0.19
2021	0.83	0.11	0.45	0.28							11.07	0.51	54.00	0.19
2022	1.54	0.12	0.52	0.27			0.08	0.31			14.14	1.46		
2023	1.80	0.10	0.64	0.26			0.12	0.41			33.01	1.65		

Table 7. Available indices of relative abundance for the South Atlantic shortfin mako stock for use in the stock assessment.

	Spain LL		Japan LL 1		Japan LL 2		Chinese-Taipei LL		Brazil-Uruguay LL		South Africa LL	
SCRS Doc No.	SPN-LL		JPN-LL1		JPN-LL2		CTP-LL		BRA/URY-LL		ZAF-LL	
Age range	SCRS/2025/026		SCRS/2016/084		SCRS/2025/030		SCRS/2025/031		SCRS/2025/038		SCRS/2025/036	
Catch Units	Number		Number		Number		Number		Number		Number	
Effort Units	GLM		GLM		GLM		GLM		GLM		GLM	
Std. Methods	GLM		GLM		GLM		GLM		GLM		GLM	
Year	Std.CPUE	CV	Std.CPUE	CV	Std.CPUE	CV	Std.CPUE	CV	Std.CPUE	CV	Std.CPUE	CV
1978									0.05	0.56		
1979									0.15	0.56		
1980									0.25	0.56		
1981									0.96	0.56		
1982									0.92	0.28		
1983									0.73	0.28		
1984									0.55	0.28		
1985									0.71	0.28		
1986									0.56	0.28		
1987									0.48	0.28		
1988									0.71	0.28		
1989									0.56	0.33		
1990	0.76	0.08							0.67	0.28		
1991	0.59	0.07							0.97	0.28		
1992	0.74	0.06							1.00	0.28		
1993	0.77	0.06							0.71	0.33		
1994	0.78	0.06	0.09	0.04					1.48	0.28		
1995	0.95	0.05	0.06	0.05					2.34	0.28		
1996	1.13	0.05	0.07	0.06					1.09	0.28		
1997	0.84	0.05	0.08	0.06					1.01	0.28		
1998	0.65	0.05	0.07	0.06					1.14	0.28		
1999	0.54	0.05	0.10	0.16					1.03	0.28		
2000	0.97	0.06	0.08	0.06					1.11	0.28	0.93	0.27
2001	1.26	0.05	0.06	0.13					1.06	0.28	0.62	0.27
2002	1.19	0.05	0.05	0.06					0.78	0.28	0.58	0.24
2003	1.15	0.06	0.07	0.05					1.04	0.28	0.66	0.24
2004	1.06	0.06	0.08	0.10					1.18	0.28	0.63	0.36
2005	1.20	0.07	0.07	0.06					0.82	0.28	0.89	0.16
2006	1.05	0.06	0.15	0.13					0.65	0.28	0.81	0.17
2007	1.00	0.07	0.09	0.19			0.05	0.03	0.54	0.28	0.82	0.15
2008	0.91	0.06	0.12	0.05			0.04	0.03	0.59	0.28	0.85	0.13
2009	1.12	0.06	0.15	0.12			0.03	0.03	0.93	0.28	1.06	0.14
2010	1.24	0.06	0.15	0.06			0.03	0.03	1.46	0.28	0.97	0.13
2011	1.57	0.06	0.32	0.06			0.04	0.03	0.90	0.28	1.28	0.13
2012	1.53	0.06			0.20	0.36	0.04	0.04	0.99	0.28	1.10	0.12
2013	1.67	0.07			0.10	0.19	0.06	0.04	0.57	0.34	1.21	0.11
2014	1.59	0.07			0.08	0.16	0.05	0.04	0.14	0.40	1.02	0.12
2015	1.41	0.07			0.16	0.20	0.04	0.05	0.70	0.56	1.22	0.12
2016	1.78	0.08			0.09	0.21	0.03	0.05	0.94	0.56	1.39	0.14
2017	1.67	0.08			0.13	0.24	0.03	0.04	1.19	0.56	1.43	0.13
2018	1.70	0.07			0.10	0.35	0.02	0.05	0.97	0.28	1.02	0.16
2019	1.74	0.06			0.10	0.16	0.01	0.06	1.39	0.28	1.12	0.13
2020	0.73	0.26			0.05	0.23	0.01	0.06	1.62	0.28	0.88	0.17
2021	1.80	0.21					0.01	0.07	1.44	0.28	1.27	0.15
2022	1.44	0.19					0.01	0.08	1.47	0.28	0.99	0.17
2023	1.12	0.12			0.13	0.42					1.05	0.13
2024											1.20	0.14

Table 8. Biological input values for females used to compute r_{MAX} , steepness and natural mortality (M) for North Atlantic shortfin mako (scenario 1). Values in parentheses are standard errors. For the maturity ogive, values in parentheses were changed after the 2025 Shortfin Mako Shark Data Preparatory Meeting because they were erroneous.

Parameter	Definition	Value	Unit	References
L_{∞}	Theoretical maximum length (FL)	361.53 (17.75)	cm FL	Rosa et al. (2025)
K	Brody growth coefficient	0.103 (0.01)	yr ⁻¹	Rosa et al. (2025)
L_0	Length at birth	90.5 (3.34)	cm FL	Rosa et al. (2025)
a	Intercept of maturity ogive	-12.525 (2.9996)	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
b	Slope of maturity ogive	0.046 (0.0111)	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
c	Scalar coefficient of weight on length (FL)	5.4E-06	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
d	Power coefficient of weight on length (FL)	3.14	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
w	Observed lifespan	20	yr	DP meeting (ICCAT 2025)
	Theoretical lifespan (99% of Linf)	41.9	yr	Cortés (2025)
	Sex ratio at birth	1:1	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
	Reproductive cycle	2-3	yr	DP meeting (ICCAT 2025)
e	Intercept of maternal length (FL) vs. fecundity	1.92	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
f	Slope of maternal length (FL) vs. fecundity	0.033	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
GP	Gestation period	15-18	months	DP meeting (ICCAT 2025)
g	Intercept of total length to fork length relation	1.39	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
h	Slope of total length to fork length relation	1.08	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)

Table 9. Biological input values for males used to compute natural mortality (M) for North Atlantic shortfin mako (scenario 1). Values in parentheses are standard errors.

Parameter	Definition	Value	Unit	References
L_{∞}	Theoretical maximum length (FL)	238.49 (4.55)	cm FL	Rosa et al. (2025)
K	Brody growth coefficient	0.24 (0.016)	yr ⁻¹	Rosa et al. (2025)
L_0	Length at birth	87.37 (2.976)	cm FL	Rosa et al. (2025)
a	Intercept of maturity ogive	-43.496 (16.813)	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
b	Slope of maturity ogive	0.2436 (0.094)	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
c	Scalar coefficient of weight on length (FL)	1.250E-05	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
d	Power coefficient of weight on length (FL)	2.97	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
w	Observed lifespan	21	yr	Cardoso et al. (2025)
	Theoretical lifespan (99% of Linf)	17.3	yr	Cortés (2025)
g	Intercept of total length to fork length relation	1.39	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
h	Slope of total length to fork length relation	1.08	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)

Table 10. Biological input values for females used to compute r_{MAX} , steepness and natural mortality (M) for North Atlantic shortfin mako (scenario 2). Values in parentheses are standard errors. For the maturity ogive, values in parentheses were changed after the 2025 Shortfin Mako Shark Data Preparatory Meeting because they were previously erroneous. (*) Taken as that for the North stock scenario 1.

Parameter	Definition	Value	Unit	References
L_{∞}	Theoretical maximum length (FL)	350 (44.3)	cm FL	Ramos-Cartelle et al. (2025)
K	Brody growth coefficient	0.124 (0.0036)	yr ⁻¹	Ramos-Cartelle et al. (2025)
L_0	Length at birth	63	cm FL	Ramos-Cartelle et al. (2025)
a	Intercept of maturity ogive	-12.525 (2.9996)	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
b	Slope of maturity ogive	0.046 (0.0111)	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
c	Scalar coefficient of weight on length (FL)	5.4E-06	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
d	Power coefficient of weight on length (FL)	3.14	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
w	Observed lifespan	20*	yr	DP meeting (ICCAT 2025)
	Theoretical lifespan (99% of Linf)	35.5	yr	Cortés (2025)
	Sex ratio at birth	1:1	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
	Reproductive cycle	2-3	yr	DP meeting (ICCAT 2025)
e	Intercept of maternal length (FL) vs. fecundity	1.92	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
f	Slope of maternal length (FL) vs. fecundity	0.033	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
GP	Gestation period	15-18	months	DP meeting (ICCAT 2025)
g	Intercept of total length to fork length relation	1.39	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
h	Slope of total length to fork length relation	1.08	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)

Table 11. Biological input values for males used to compute natural mortality (M) for North Atlantic shortfin mako (scenario 2). Values in parentheses are standard errors. (*) Taken as that for the North stock scenario 1.

Parameter	Definition	Value	Unit	References
L_{∞}	Theoretical maximum length (FL)	247.81 (21.22)	cm FL	Ramos-Cartelle et al. (2025)
K	Brody growth coefficient	0.196 (0.024)	yr ⁻¹	Ramos-Cartelle et al. (2025)
L_0	Length at birth	63	cm FL	Ramos-Cartelle et al. (2025)
a	Intercept of maturity ogive	-43.496 (16.813)	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
b	Slope of maturity ogive	0.2436 (0.094)	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
c	Scalar coefficient of weight on length (FL)	1.250E-05	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
d	Power coefficient of weight on length (FL)	2.97	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
w	Observed lifespan	21*	yr	Cardoso et al. (2025)
	Theoretical lifespan (99% of Linf)	22	yr	Cortés (2025)
g	Intercept of total length to fork length relation	1.39	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
h	Slope of total length to fork length relation	1.08	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)

Table 12. Biological input values for females used to compute r_{MAX} , steepness and natural mortality (M) for North Atlantic shortfin mako (scenario 3). Values in parentheses are standard errors. For the maturity ogive, values in parentheses were changed after the 2025 Shortfin Mako Shark Data Preparatory Meeting because they were previously erroneous.

Parameter	Definition	Value	Unit	References
L_{∞}	Theoretical maximum length (FL)	350.3 (20.9)	cm FL	Rosa et al. (2017)
K	Brody growth coefficient	0.064 (0.007)	yr ⁻¹	Rosa et al. (2017)
L_0	Length at birth	63	cm FL	Rosa et al. (2017)
a	Intercept of maturity ogive	-12.525 (2.9996)	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
b	Slope of maturity ogive	0.046 (0.0111)	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
c	Scalar coefficient of weight on length (FL)	5.4E-06	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
d	Power coefficient of weight on length (FL)	3.14	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
w	Observed lifespan	32	yr	ICCAT (2017)
	Theoretical lifespan (95% of Linf)	43.7	yr	Cortés (2025)
	Sex ratio at birth	1:1	dimensionless	ICCAT (2017)
	Reproductive cycle	3	yr	ICCAT (2017)
e	Intercept of maternal length (FL) vs. fecundity	1.92	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
f	Slope of maternal length (FL) vs. fecundity	0.033	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
GP	Gestation period	15-18	months	DP meeting (ICCAT 2025)
g	Intercept of total length to fork length relation	1.39	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
h	Slope of total length to fork length relation	1.08	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)

Table 13. Biological input values for males used to compute natural mortality (M) for North Atlantic shortfin mako (scenario 3). Values in parentheses are standard errors.

Parameter	Definition	Value	Unit	References
L_{∞}	Theoretical maximum length (FL)	241.8 (6.0)	cm FL	Rosa et al. (2017)
K	Brody growth coefficient	0.136 (0.009)	yr ⁻¹	Rosa et al. (2017)
L_0	Length at birth	63	cm FL	Rosa et al. (2017)
a	Intercept of maturity ogive	-43.496 (16.813)	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
b	Slope of maturity ogive	0.2436 (0.094)	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
c	Scalar coefficient of weight on length (FL)	1.250E-05	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
d	Power coefficient of weight on length (FL)	2.97	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
w	Observed lifespan	29	yr	ICCAT (2017)
	Theoretical lifespan (99% of Linf)	17.3	yr	Cortés (2025)
g	Intercept of total length to fork length relation	1.39	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
h	Slope of total length to fork length relation	1.08	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)

Table 14. Biological input values for females used to compute r_{MAX} , steepness and natural mortality (M) for South Atlantic shortfin mako (scenarios 1 and 2). Values in parentheses are standard errors.

Parameter	Definition	Value	Unit	References
L_{∞}	Theoretical maximum length (FL)	392.93 (9.21)	cm FL	Marquez et al. (2025)
K	Brody growth coefficient	0.107 (0.004)	yr ⁻¹	Marquez et al. (2025)
L_0	Length at birth	65.65 (0.707)	cm FL	Marquez et al. (2025)
a	Intercept of maturity ogive	-55.181 (21.302)	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
b	Slope of maturity ogive	0.199 (0.077)	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
c	Scalar coefficient of weight on length (FL)	4.670E-06	dimensionless	Mejuto et al. (2008)
d	Power coefficient of weight on length (FL)	3.16457	dimensionless	Mejuto et al. (2008)
w	Observed lifespan	15	yr	Marquez et al. (2025)
	Theoretical lifespan (99% of Linf)	41.3	yr	Cortés (2025)
	Sex ratio at birth	1:1	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
	Reproductive cycle	2-3	yr	DP meeting (ICCAT 2025)
e	Intercept of maternal length (FL) vs. fecundity	1.92	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
f	Slope of maternal length (FL) vs. fecundity	0.033	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
GP	Gestation period	15-18	months	DP meeting (ICCAT 2025)
g	Intercept of total length to fork length relation	0	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
h	Slope of total length to fork length relation	1.127	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)

Table 15. Biological input values for males used to compute natural mortality (M) for South Atlantic shortfin mako (scenarios 1 and 2). Values in parentheses are standard errors.

Parameter	Definition	Value	Unit	References
L_{∞}	Theoretical maximum length (FL)	251.15 (2.93)	cm FL	Marquez et al. (2025)
K	Brody growth coefficient	0.35 (0.008)	yr ⁻¹	Marquez et al. (2025)
L_0	Length at birth	66.49 (0.75)	cm FL	Marquez et al. (2025)
a	Intercept of maturity ogive	-37.32 (13.68)	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
b	Slope of maturity ogive	0.189 (0.069)	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
c	Scalar coefficient of weight on length (FL)	4.670E-06	dimensionless	Mejuto et al. (2008)
d	Power coefficient of weight on length (FL)	3.16457	dimensionless	Mejuto et al. (2008)
w	Observed lifespan	10	yr	DP meeting (ICCAT 2025)
	Theoretical lifespan (99% of Linf)	12.3	yr	Cortés (2025)
g	Intercept of total length to fork length relation	0	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
h	Slope of total length to fork length relation	1.127	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)

Table 16. Biological input values for females used to compute r_{MAX} , steepness and natural mortality (M) for South Atlantic shortfin mako (scenarios 3 and 4). Values in parentheses are standard errors. For theoretical maximum length, value in parentheses was decreased by an order of magnitude because it produced errors in estimating the theoretical lifespan.

Parameter	Definition	Value	Unit	References
L_{∞}	Theoretical maximum length (FL)	407.66 (9.768)	cm FL	Barreto et al. (2016)
K	Brody growth coefficient	0.04 (0.01)	yr ⁻¹	Barreto et al. (2016)
t_0	Age at zero length	-7 (1.32)	yr	Barreto et al. (2016)
a	Intercept of maturity ogive	-55.181 (21.302)	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
b	Slope of maturity ogive	0.199 (0.077)	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
c	Scalar coefficient of weight on length (FL)	4.670E-06	dimensionless	Mejuto et al. (2008)
d	Power coefficient of weight on length (FL)	3.16457	dimensionless	Mejuto et al. (2008)
w	Observed lifespan	15	yr	Marquez et al. (2025)
	Theoretical lifespan (99% of Linf)	41.3	yr	Cortés (2025)
	Sex ratio at birth	1:1	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
	Reproductive cycle	3	yr	DP meeting (ICCAT 2025)
e	Intercept of maternal length (FL) vs. fecundity	1.92	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
f	Slope of maternal length (FL) vs. fecundity	0.033	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
GP	Gestation period	15-18	months	DP meeting (ICCAT 2025)
g	Intercept of total length to fork length relation	0	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
h	Slope of total length to fork length relation	1.127	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)

Table 17. Biological input values for males used to compute natural mortality (M) for South Atlantic shortfin mako (scenarios 3 and 4). Values in parentheses are standard errors.

Parameter	Definition	Value	Unit	References
L_{∞}	Theoretical maximum length (FL)	328.74 (40.84)	cm FL	Barreto et al. (2016)
K	Brody growth coefficient	0.08 (0.02)	yr ⁻¹	Barreto et al. (2016)
t_0	Age at zero length	-4.47 (0.73)	yr	Barreto et al. (2016)
a	Intercept of maturity ogive	-37.32 (13.68)	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
b	Slope of maturity ogive	0.189 (0.069)	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
c	Scalar coefficient of weight on length (FL)	4.670E-06	dimensionless	Mejuto et al. (2008)
d	Power coefficient of weight on length (FL)	3.16457	dimensionless	Mejuto et al. (2008)
w	Observed lifespan	10	yr	DP meeting (ICCAT 2025)
	Theoretical lifespan (99% of Linf)	12.3	yr	Cortés (2025)
g	Intercept of total length to fork length relation	0	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)
h	Slope of total length to fork length relation	1.127	dimensionless	DP meeting (ICCAT 2025)

Table 18. SCRS Catalogue of Task 1 (T1, in tonnes) and Task 2 (T2 availability) data for North Atlantic shortfin mako (SMA-N), detailing the 10 most important fisheries between 1994 and 2023. T2 availability is classified as: 'a' (T2CE only), 'b' (T2SZ only), 'ab' (both T2CE & T2SZ), and '-1' (no data)

Table 7. Species: SMA - Stock: ATN		T1 Total																												T2		Score			
Species/Stock	Status	Flag/Name	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	2019	2020	2021	2022	2023	Rank	%	Accum.
SMA	ATN	CP	2264	2209	1304	2446	2223	2014	1561	1814	2067	2028	2028	1751	1918	1814	1895	2216	2091	1607	2028	1509	1481	1382	1514	1761	1102	866	870	185	588	316	1	54.61	54.61
SMA	ATN	CP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	14.00	68.61
SMA	ATN	CP	646	627	601	364	307	318	378	415	1249	472	1109	911	1540	1011	1169	1432	1095	1237	823	221	216	251	276	271	208	341	260	85	17	3	7.41	77.02	
SMA	ATN	CP	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	4	7.11	84.13
SMA	ATN	CP	317	1422	232	164	148	69	200	214	248	0	336	382	257	158	156	163	183	180	236	227	836	480	168	152	125	24	22	27	0	5	6.09	90.22	
SMA	ATN	CP	214	592	790	258	892	120	138	105	438	267	572	420	358	82	131	98	116	53	56	33	69	45	74	89	20	33	28	15	10	12	6	6.09	96.31
SMA	ATN	CP	209	209	165	181	146	125	131	135	123	155	140	138	95	167	149	171	168	160	152	140	155	100	108	112	41	32	25	20	23	29	7	3.74	94.60
SMA	ATN	CP	93	96	99	95	94	99	60	61	63	69	74	64	64	99	99	97	98	99	97	98	99	98	99	98	99	98	99	98	99	98	8	0.78	97.79
SMA	ATN	CP	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	9	0.36	98.15
SMA	ATN	CP	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	23	10	0.36	98.15

Table 19. SCRS Catalogue of Task 1 (T1, in tonnes) and Task 2 (T2 availability) data for South Atlantic shortfin mako (SMA-S), detailing the 10 most important fisheries between 1994 and 2023. T2 availability is classified as: 'a' (T2CE only), 'b' (T2SZ only), 'ab' (both T2CE & T2SZ), and '-1' (no data).

Table 8. Species: SMA- Stock: ATS		T1 Total																														Rank	W	Wcum	
Species/Stock	Status	Flag/Name	Gear/Grp	Dset	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	2019	2020	2021	2022	2023	
SMA-ATS	CP	EU-España	LL	11	52	5084	1482	1556	984	361	1000	1235	811	1158	703	584	654	654	528	522	2302	2335	1207	1083	1077	823	822	1049	1044	1000	799	620	637	137	
SMA-ATS	CP	EU-España	LL	12	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	
SMA-ATS	CP	Namibia	LL	11																															
SMA-ATS	CP	Namibia	LL	12																															
SMA-ATS	CP	EU-Portugal	LL	11																															
SMA-ATS	CP	EU-Portugal	LL	12																															
SMA-ATS	CP	Brazil	LL	11	95	119	83	190	233	27	219	409	226	281	177	426	183	152	121	92	128	179	133	276	256	172	124	275	396	739	542	477	555	121	
SMA-ATS	CP	Brazil	LL	12																															
SMA-ATS	CP	Japan	LL	11	1369	1617	514	244	267	151	204	56	133	118	398	258	243	72	115	108	133	132	291	114	182	109	77	96	93	53	5	3	3	3	
SMA-ATS	CP	Japan	LL	12																															
SMA-ATS	CP	South Africa	LL	11	23	46	36	29	108	66	103	68	12	115	101	111	86	224	137	146	152	218	108	250	476	613	339	305	244	110	46	70	66	96	
SMA-ATS	CP	South Africa	LL	12																															
SMA-ATS	NCC	Chinese Taipei	LL	11	45	47	117	139	130	198	162	130	146	43	180	226	166	147	124	117	144	204	158	157	161	154	95	88	65	44	54	37	25	11	
SMA-ATS	NCC	Chinese Taipei	LL	12																															
SMA-ATS	CP	China PR	LL	11	45	23	27	19	24	126	95	22	206	200	66	45	70	77	6	24	32	29	8	9	9	5	1	1	1	1	1	1	1	1	
SMA-ATS	CP	China PR	LL	12																															
SMA-ATS	CP	Uruguay	LL	11	12	17	36	31	23	21	35	40	38	188	249	148	68	36	41	138	23	76	36	38											
SMA-ATS	CP	Uruguay	LL	12																															
SMA-ATS	CP	Côte d'Ivoire	ON	11	20	13	15	23	10	10	9	15	15	10	15	14	18	20																	
SMA-ATS	CP	Côte d'Ivoire	ON	12																															

Table 20. Estimated catches (landings and dead discards) in tonnes, of shortfin mako (SMA *Isurus oxyrinchus*) by area, gear, and flag from 1994 to 2023.

SMA Table 1. Estimated catches (t) of Shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) by area, gear, and flag (v6, 2025-06-09)
 SMA Table 2. Captures estimadas (t) de Mako (shortfin) (*Isurus oxyrinchus*) por area, area y bandera (v6, 2025-06-09)
 SMA Table 3. Prises estimées (t) de Taupé bleuie (*Isurus oxyrinchus*) par zone, engin et pavillon (v6, 2025-06-09)

		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	2019	2020	2021	2022	2023			
TOTAL		6844	8407	7707	8752	8870	4475	6340	4796	6539	7225	6528	7848	7222	6246	6884	8746	7316	7181	7354	6289	6796	6236	6133	6412	5987	4940	4692	3442	3278	2087			
ATS	Longline	3662	5307	5312	3539	3853	2864	2988	2989	3434	3987	4006	4114	3932	4158	3802	4543	4783	3724	4445	3611	3475	3294	3368	3134	3406	1896	1735	1187	782	554			
ATS	Other gear	2182	3100	2395	2187	2008	1505	2568	2107	2103	3238	2528	3517	3380	2786	4851	2199	2523	3467	2928	2978	3023	2942	2796	3276	3150	2944	2038	2250	2096	992			
MED	Longline	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Landings	ATN	3310	3629	3699	3354	3678	2762	2270	2461	3163	3970	3645	3806	3660	3976	3623	4346	4588	3500	4147	3316	2588	2630	3119	2714	1998	1622	1626	1011	18	3			
Landings	ATS	2182	3100	2395	2187	2008	1505	2568	2107	2103	3238	2528	3517	3380	2786	4851	2199	2523	3467	2928	2978	3023	2942	2796	3276	3150	2944	2038	2250	2096	992			
Landings	MED	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Discards	ATN	21	29	0	2	1	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Discards	ATS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Discards	MED	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Landings	ATN	CP	Barbados																															
Landings	ATN	CP	Canada																															
Landings	ATN	CP	China PR	111	67	110	69	70	78	69	78	73	80	91	71	72	43	53	41	37	29	35	55	85	82	109	53	63	1	0	0	0		
Landings	ATN	CP	Costa Rica																															
Landings	ATN	CP	Curacao																															
Landings	ATN	CP	EU-España	2184	2209	2294	2416	2223	2061	1561	1684	2047	2068	2068	1761	1918	1814	1895	2216	2091	1867	2308	1509	1481	1362	1574	0	0	0	0	0	0		
Landings	ATN	CP	EU-Francia																															
Landings	ATN	CP	EU-Netherlands																															
Landings	ATN	CP	FR-Saint-Pierre et Miquelon	649	657	691	354	307	327	318	378	415	1249	473	1109	961	1540	1033	1169	1433	1045	1023	820	219	222	264	276	272	289	342	202	1	0	
Landings	ATN	CP	Guatemala																															
Landings	ATN	CP	Great Britain																															
Landings	ATN	CP	Japan	214	592	790	258	892	120	138	105	438	267	572	420	368	82	131	98	116	53	56	33	69	45	74	89	20	4	0	0	0		
Landings	ATN	CP	Korea Rep																															
Landings	ATN	CP	Liberia																															
Landings	ATN	CP	Maroc																															
Landings	ATN	CP	Mauritania																															
Landings	ATN	CP	Mexico	10	5	2	6	5	10	16	8	10	6	9	5	8	6	7	8	8	4	4	4	4	3	5	2	2	2	2	3	2		
Landings	ATN	CP	Panama																															
Landings	ATN	CP	Philippines																															
Landings	ATN	CP	Russian Federation																															
Landings	ATN	CP	Senegal																															
Landings	ATN	CP	Saint Vincent and Grenadines																															
Landings	ATN	CP	Trinidad and Tobago	3	1	1	1	2	2	3	6	2	3	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1	1	0	
Landings	ATN	CP	UK-Bermuda																															
Landings	ATN	CP	USA	574	1658	400	345	2																										

Table 21. Summary of productivity scenarios for the North Atlantic (NA) and the South Atlantic (SA). H is steepness, B_{MSY}/K is the ratio of the unfished biomass at which MSY is produced, and r_{max} is the intrinsic rate of growth.

scenario	Deterministic		
	observed max age		
	h	B_{MSY}/K	r_{max}
NA scenario 1	0.43	0.597	0.085
NA scenario 2	0.44	0.590	0.085
NA scenario 3	0.39	0.660	0.044
SA scenarios 1 and 2	0.46	0.578	0.114
SA scenarios 3 and 4	0.39	0.637	0.049

Table 22. Range of exploited lengths (cm FL) by stock and sex.

	Minimum	Maximum
	FL (cm)	FL (cm)
North Atlantic		
Females	43	414
Males	50	398.5
South Atlantic		
Females	50	350
Males	50	320

Table 23. Vectors of natural mortality (M) obtained with the Peterson and Wroblewski method for females by scenario to use with SS; the value highlighted in orange is the mean M to use for JABBA-Select.

Age	NA	NA	NA	SA	SA
	scenario 1	scenario 2	scenario 3	scenario 1 and 2	scenario 3 and 4
0	0.206	0.274	0.274	0.395	0.296
1	0.168	0.196	0.225	0.299	0.274
2	0.145	0.159	0.194	0.250	0.256
3	0.130	0.137	0.173	0.220	0.242
4	0.119	0.123	0.157	0.199	0.229
5	0.111	0.112	0.145	0.184	0.219
6	0.104	0.105	0.135	0.173	0.210
7	0.099	0.099	0.127	0.164	0.202
8	0.095	0.095	0.121	0.157	0.196
9	0.092	0.091	0.116	0.152	0.189
10	0.089	0.088	0.111	0.147	0.184
11	0.086	0.086	0.107	0.143	0.179
12	0.084	0.084	0.104	0.140	0.175
13	0.082	0.082	0.101	0.137	0.171
14	0.081	0.080	0.098	0.135	0.167
15	0.080	0.079	0.096	0.132	0.164
16	0.078	0.078	0.094		0.161
17	0.077	0.077	0.092	0.189	0.158
18	0.077	0.077	0.090		0.156
19	0.076	0.076	0.089		0.153
20	0.075	0.075	0.087		0.151
21			0.086		0.149
22	0.103	0.108	0.085		0.147
23			0.084		0.145
24			0.083		
25			0.082		0.191
26			0.081		
27			0.080		
28			0.080		
29			0.079		
30			0.079		
31			0.078		
32			0.078		
			0.112		

Table 24. Vectors of natural mortality (M) obtained with the Peterson and Wroblewski method for males by scenario to use with SS; the value highlighted in orange is the mean M to use for JABBA-Select.

Age	NA	NA	NA	SA	SA
	scenario 1	scenario 2	scenario 3	scenario 1 and 2	scenario 3 and 4
0	0.212	0.265	0.274	0.392	0.299
1	0.165	0.194	0.215	0.261	0.268
2	0.142	0.161	0.182	0.216	0.245
3	0.129	0.143	0.162	0.194	0.227
4	0.120	0.131	0.148	0.182	0.214
5	0.114	0.122	0.138	0.174	0.203
6	0.109	0.116	0.130	0.169	0.194
7	0.106	0.112	0.124	0.166	0.187
8	0.104	0.109	0.119	0.164	0.181
9	0.102	0.106	0.115	0.162	0.175
10	0.101	0.104	0.112	0.161	0.171
11	0.100	0.102	0.110		0.167
12	0.099	0.101	0.108	0.204	
13	0.098	0.100	0.106		0.211
14	0.098	0.099	0.104		
15	0.098	0.099	0.103		
16	0.097	0.098	0.102		
17	0.097	0.098	0.101		
18	0.097	0.097	0.100		
19	0.097	0.097	0.100		
20	0.097	0.097	0.099		
21	0.097	0.097	0.099		
22			0.098		
23	0.113	0.120	0.098		
24			0.097		
25			0.097		
26			0.097		
27			0.097		
28			0.096		
29			0.096		
			0.121		

Table 25. Estimated fishing mortality rate relative to MSY (F/F_{MSY}) and spawning stock fecundity ratio (SSF/SSF_{MSY}) at the end of the year from the Stock Synthesis for the South Atlantic shortfin mako.

Year	SSF/SSF_{MSY}			F/F_{MSY}		
	Median	95%LCI	95%UCI	Median	95%LCI	95%UCI
1972	1.616	1.140	2.245	0.336	0.020	0.846
1973	1.620	1.139	2.244	0.354	0.066	0.806
1974	1.622	1.139	2.246	0.257	0.024	0.634
1975	1.627	1.140	2.248	0.230	0.027	0.560
1976	1.627	1.141	2.251	0.252	0.012	0.646
1977	1.629	1.139	2.252	0.346	0.076	0.771
1978	1.631	1.142	2.255	0.271	0.051	0.623
1979	1.653	1.158	2.273	0.297	0.090	0.617
1980	1.680	1.177	2.296	0.347	0.106	0.728
1981	1.710	1.197	2.320	0.314	0.122	0.613
1982	1.732	1.210	2.330	0.533	0.307	0.848
1983	1.752	1.226	2.345	0.325	0.178	0.541
1984	1.767	1.241	2.351	0.389	0.251	0.576
1985	1.775	1.251	2.355	0.470	0.254	0.785
1986	1.776	1.260	2.353	0.420	0.194	0.766
1987	1.793	1.267	2.327	0.381	0.127	0.794
1988	1.785	1.274	2.315	0.500	0.330	0.739
1989	1.785	1.278	2.297	0.609	0.516	0.728
1990	1.791	1.283	2.287	0.613	0.460	0.838
1991	1.789	1.283	2.264	0.597	0.414	0.883
1992	1.775	1.284	2.243	0.662	0.495	0.898
1993	1.778	1.288	2.213	0.769	0.661	0.898
1994	1.751	1.287	2.178	0.942	0.810	1.098
1995	1.708	1.266	2.088	1.214	0.862	1.705
1996	1.653	1.229	1.991	1.187	0.971	1.537
1997	1.573	1.190	1.885	1.479	1.130	1.794
1998	1.511	1.163	1.791	1.502	1.176	1.833
1999	1.456	1.152	1.725	1.373	0.916	1.893
2000	1.439	1.186	1.673	1.844	1.461	2.243
2001	1.364	1.126	1.581	1.590	1.221	1.967
2002	1.254	1.031	1.467	1.515	1.165	1.920
2003	1.160	0.953	1.366	2.049	1.766	2.400
2004	1.078	0.883	1.278	1.708	1.426	2.010
2005	0.994	0.813	1.186	1.996	1.716	2.351
2006	0.935	0.761	1.131	1.807	1.561	2.109
2007	0.931	0.774	1.103	1.920	1.495	2.397
2008	0.903	0.749	1.068	1.424	0.982	1.919
2009	0.855	0.705	1.021	1.493	1.037	2.025
2010	0.856	0.707	1.022	1.680	1.214	2.208
2011	0.841	0.690	1.010	1.980	1.537	2.461
2012	0.818	0.667	0.990	1.524	1.274	1.799
2013	0.839	0.680	1.022	1.255	1.041	1.485
2014	0.860	0.694	1.051	1.643	1.368	2.004
2015	0.879	0.709	1.076	1.423	1.190	1.725
2016	0.885	0.714	1.083	1.494	1.262	1.737
2017	0.893	0.721	1.097	1.657	1.391	1.940
2018	0.960	0.785	1.169	1.988	1.654	2.339
2019	0.968	0.785	1.187	1.870	1.356	2.444
2020	0.947	0.767	1.164	1.956	1.585	2.354
2021	0.972	0.788	1.194	1.663	1.339	2.014
2022	0.981	0.793	1.214	1.979	1.577	2.419
2023	0.949	0.763	1.179	1.052	0.837	1.287

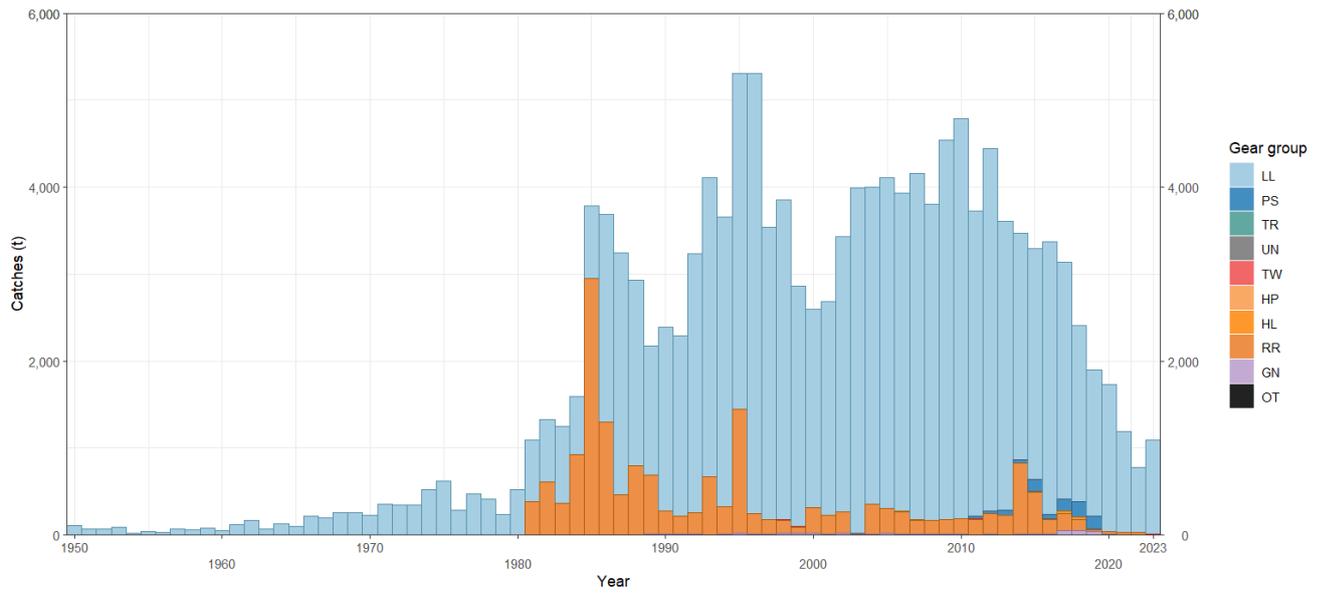


Figure 1. Task 1 Nominal catches of shortfin mako (SMA, *Isurus oxyrinchus*) in the northern stock (SMA-N) in tonnes (t) by gear group (1950-2023).

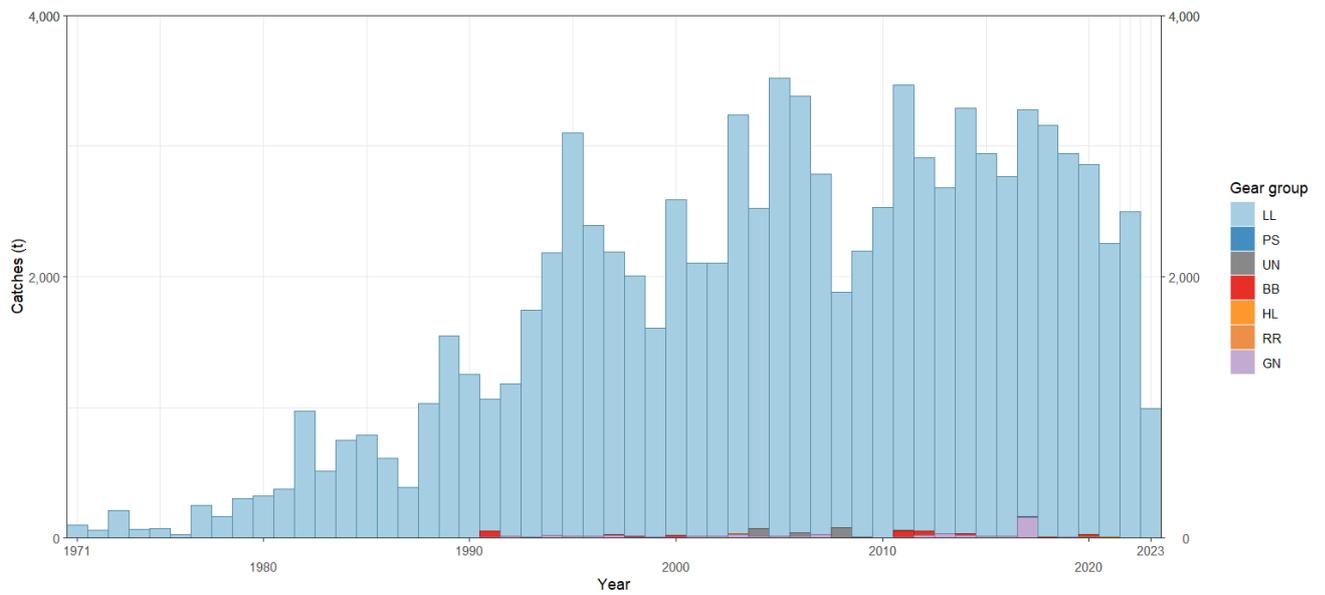


Figure 2. Task 1 Nominal catches of shortfin mako (SMA, *Isurus oxyrinchus*) in the southern stock (SMA-S) in tonnes (t) by gear group (1950-2023).

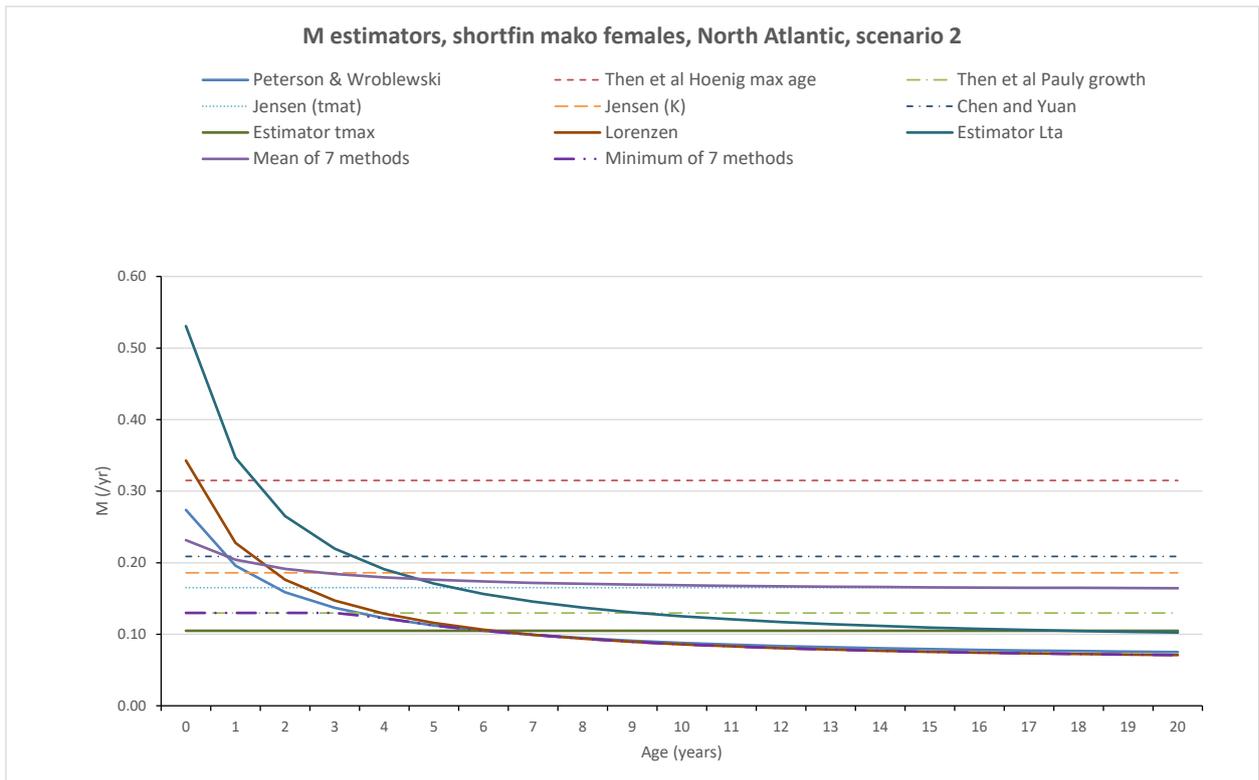


Figure 3. Curves of natural mortality M at age obtained with the different estimators for the North Atlantic stock scenario 2 for females.

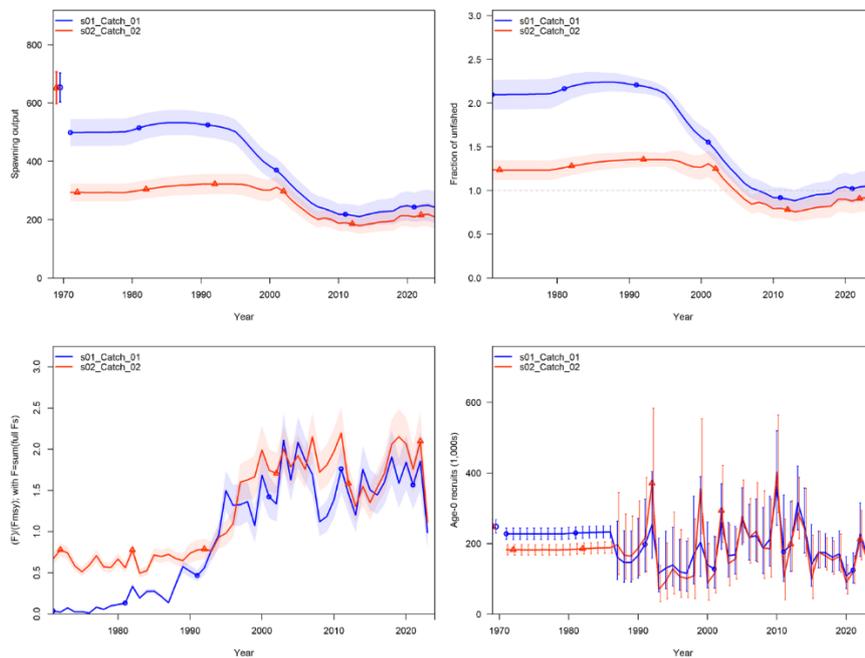


Figure 4. Comparison between the s01_Catch01 (blue) and s02_Catch02 (red) for the South Atlantic shortfin mako shark. The panels show (top-left) spawning stock fecundity (SSF), (top-right) fraction of unfished SSF, (bottom-left) fishing mortality relative to F_{MSY} , and (bottom-right) recruitment deviations. Shaded areas represent approximate confidence intervals.

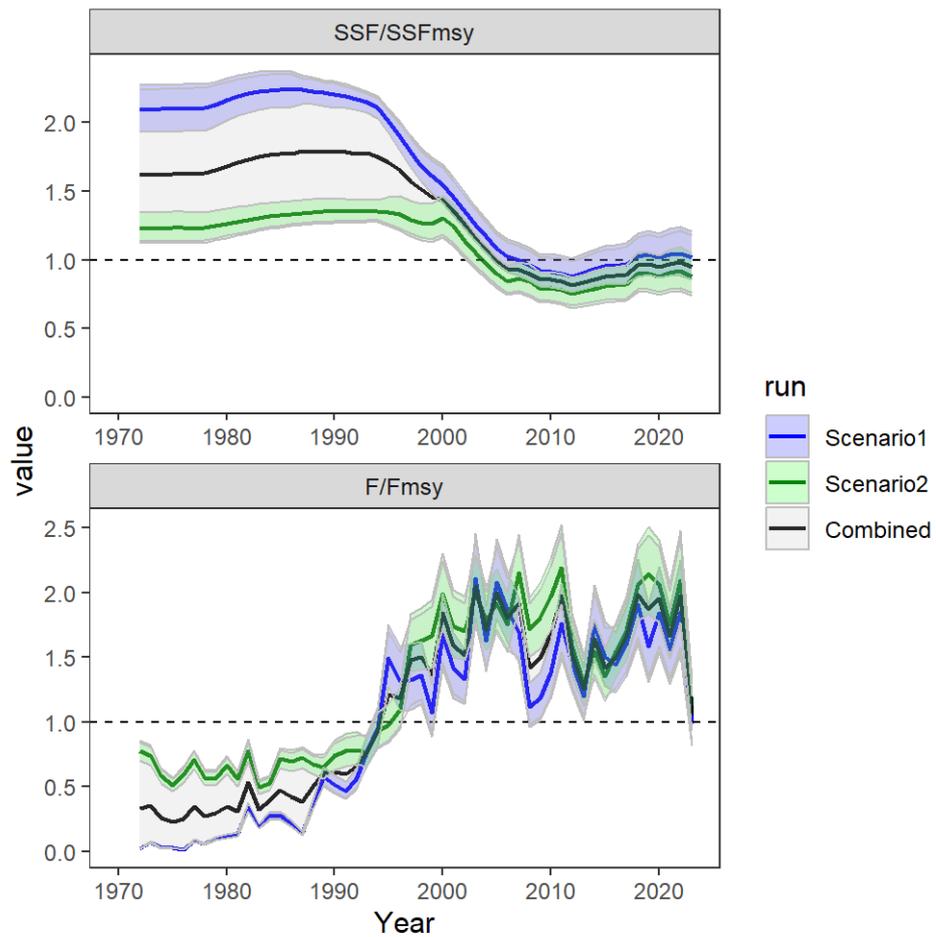


Figure 5. Time series of relative spawning stock fecundity (SSF/SSF_{MSY} ; top panel) and relative fishing mortality (F/F_{MSY} ; bottom panel) for scenario 1 (s01_Catch_01) in blue and Scenario 2 (s02_Catch_02) in green and their combined trajectory in black. Shaded areas represent the 95% confidence intervals estimated using the multivariate lognormal (MVLN) approach. The horizontal dashed lines at value = 1.0 indicate the MSY reference points for each metric.

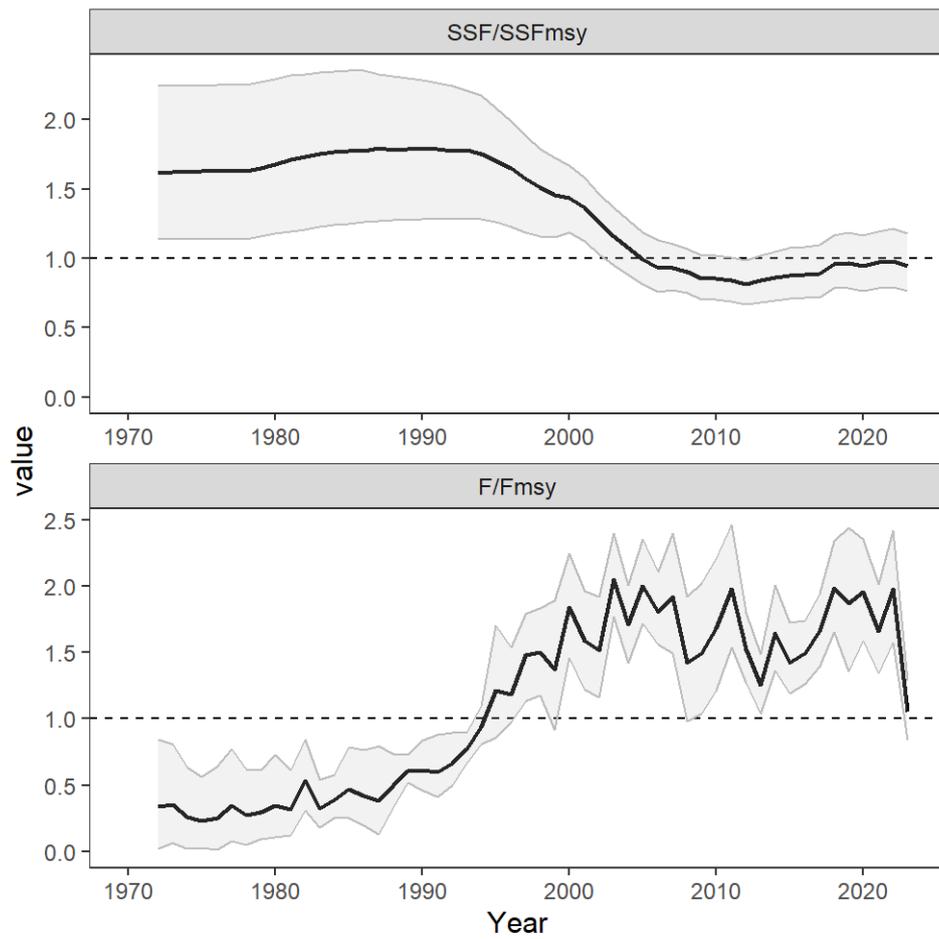


Figure 6. Trajectories of fishing mortality rate relative to MSY (F/F_{MSY}) and spawning stock fecundity ratio (SSF/SSF_{MSY}) at the end of the year from the Stock Synthesis for the South Atlantic shortfin mako.

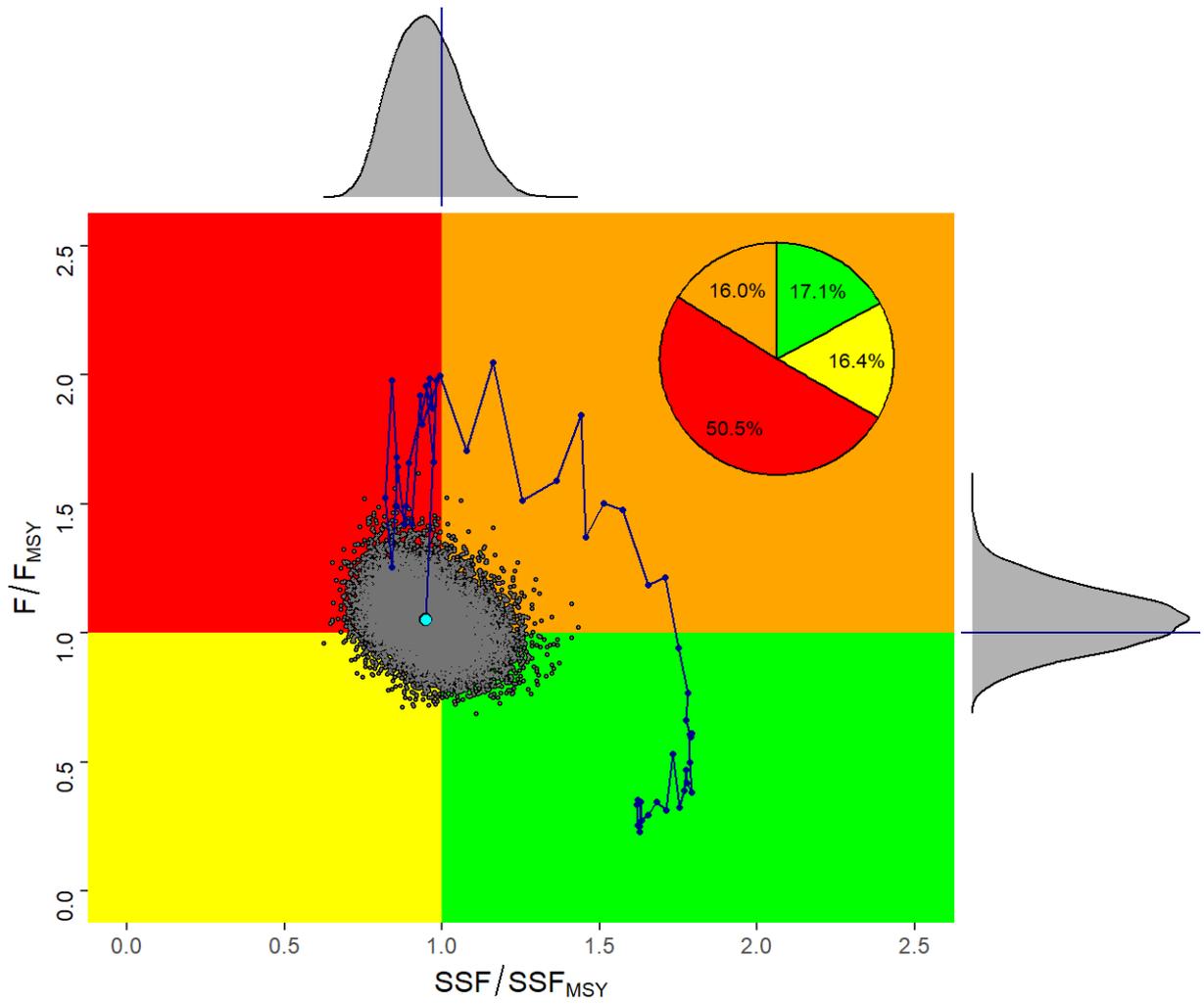


Figure 7. Final stock status (Kobe plot) with the associated uncertainties for the South Atlantic shortfin mako shark. The corresponding probabilities of the stock being in each quadrant are represented in the pie chart.

Agenda

Objectives

The Sharks Species Group main objective for 2025 is to conduct a stock assessment for Atlantic shortfin mako shark. In addition, it will draft its recommendations on research, statistics and for management, draft its responses to the Commission, draft the new Executive Summaries and review the activities of the Shark Research and Data Collection Programme (SRDCP).

1. Opening, adoption of Agenda and meeting arrangements
2. Summary of available data for the assessment
 - 2.1 Intersessional work
 - 2.2 Catches
 - 2.3 Indices of abundance
 - 2.4 Biology
 - 2.5 Length compositions
 - 2.6 Other relevant data
3. Methods and other data relevant to the assessment
 - 3.1 Production models
 - 3.2 Length-based age-structured models: Stock Synthesis
 - 3.3 Other methods
4. Stock status results
 - 4.1 Production models
 - 4.2 Stock Synthesis
 - 4.3 Other methods
 - 4.4 Synthesis of assessment results
5. Projections
6. Recommendations
 - 6.1 Research and statistics
 - 6.2 Management
7. Responses to the Commission
8. Sharks Draft Executive Summaries
9. Shark Research and Data Collection Programme (SRDCP)
10. Other matters
11. Adoption of the report and closure

List of participants*¹**CONTRACTING PARTIES****BRAZIL****Kikuchi Santos**, Eidi

Fisheries Researcher, Federal University of Rio Grande - Institute of Oceanography, 96201-900 Rio Grande
Tel: +55 53 991 641 561, E-Mail: eidikikuchi@hotmail.com

Sant'Ana, Rodrigo

Researcher, Laboratório de Estudos Marinhos Aplicados - LEMA Escola Politécnica - EP, Universidade do Vale do Itajaí - UNIVALI, Rua Uruquai, 458 - Bloco E2, Sala 108 - Centro, CEP 88302-901 Itajaí, Santa Catarina
Tel: +55 (47) 99627 1868, E-Mail: rsantana@univali.br

CANADA**Bowlby**, Heather

Research Scientist, Ecosystems and Oceans Science, 1 Challenger Drive, Dartmouth, Nova Scotia, B2Y 4A2
Tel: +1 902 456 2402, E-Mail: heather.bowlby@dfo-mpo.gc.ca

CHINA, (P.R.)**Feng**, Ji

Researcher, Shanghai Ocean University, 999 Hucheng Huan Rd, 201306 Shanghai
Tel: +86 159 215 36810, E-Mail: fengji_shou@163.com

Jiang, Mingfeng

College of Marine Living Resource Sciences and Management. Shanghai Ocean University, 999 Hucheng Huan Road, 201306 Shanghai
Tel: +86 156 767 66515, E-Mail: jmf822221@163.com

EUROPEAN UNION**Jonusas**, Stanislovas

Unit C3: Scientific Advice and Data Collection DG MARE - Fisheries Policy Atlantic, North Sea, Baltic and Outermost Regions European Commission, J-99 02/38 Rue Joseph II, 99, 1049 Brussels, Belgium
Tel: +3222 980 155, E-Mail: Stanislovas.Jonusas@ec.europa.eu

Acacio Mañas, Juan

Head of Technical Service, Secretaría General de Pesca, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación de España, Subdirección General de Acuerdos y Organizaciones Regionales de Pesca, 28008 Madrid, Spain

Attard, Nolan

Department of Fisheries and Aquaculture Ministry for Agriculture, Fisheries and Animal Rights Agriculture Research & Innovation Hub, Ingiered Road, 3303 Marsa, Malta
Tel: +356 795 69516; +356 229 26894, E-Mail: nolan.attard@gov.mt

Báez Barrionuevo, José Carlos

Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Málaga, Puerto Pesquero de Fuengirola s/n, 29640, Spain
Tel: +34 669 498 227, E-Mail: josecarlos.baez@ieo.csic.es

Borrego Santos, Ricardo

Centro Oceanográfico de Málaga (IEO - CSIC), Explanada de San Andrés (Muelle 9), Puerto de Málaga, 29002 Málaga, Spain
Tel: +34 952 197 124, E-Mail: ricardo.borrego@ieo.csic.es

Coelho, Rui

Researcher, Portuguese Institute for the Ocean and Atmosphere, I.P. (IPMA), Avenida 5 de Outubro, s/n, 8700-305 Olhão, Portugal
Tel: +351 289 700 508, E-Mail: rpcoelho@ipma.pt

* Head Delegate

¹ Some delegate contact details have not been included following their request for data protection.

Erauskin-Extramiana, Maite
AZTI, Herrera Kaia, Portualdea z/g, 20110 Pasaia, Gipuzkoa, Spain
Tel: +34 634 210 341, E-Mail: merauskin@azti.es

Fernández Costa, Jose Ramón
Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Ciencia e Innovación - CSIC, Centro Costero de A Coruña, Paseo Marítimo Alcalde Francisco Vázquez, 10 - P.O. Box 130, 15001 A Coruña, Spain
Tel: +34 981 218 151, Fax: +34 981 229 077, E-Mail: jose.costa@ieo.csic.es

Fernández Llana, Carmen
Instituto Español de Oceanografía (IEO), Consejo Superior de Investigaciones Científicas, C/ Corazón de María, 8, 28002 Madrid, Spain
Tel: +34 91 342 11 32, E-Mail: carmen.fernandez@ieo.csic.es

Liniers Terry, Gonzalo
Instituto Español de Oceanografía (IEO, CSIC), Calle Corazón de María 8, 28002 Madrid, Spain
Tel: +34 915 107 540, E-Mail: gonzalo.liniers@ieo.csic.es

Meléndez Arteaga, Josu
AZTI, Txatxarramendi Ugarteia z/g, 48395 Sukarrieta, Bizkaia, Spain
Tel: +34 667 143 565, E-Mail: jmelendez@azti.es

Ramos Cartelle, Ana
Ministerio de Economía y Competitividad, Instituto Español de Oceanografía, C.O. De A Coruña, Paseo Marítimo Alcalde Francisco Vázquez, 10 - P.O. Box 130, 15001 A Coruña, Spain
Tel: +34 981 205 362; +34 981 218151, Fax: +34 981 229077, E-Mail: ana.cartelle@ieo.csic.es

GUINEA (REP.)

Soumah, Mohamed
Responsable de Système d'Information Halieutique, Chef de Service Informatique du Centre National des Sciences Halieutiques de Boussoura (CNSHB), 814, Rue MA 500, Corniche Sud Madina, Boussoura, BP: 3738 Conakry
Tel: +224 622 01 70 85, E-Mail: soumahmohamed2009@gmail.com

JAPAN

Kai, Mikihiko
Scientist, Highly Migratory Resources Division, Fisheries Stock Assessment Center, Fisheries Resources Institute, Japan Fisheries Research and Education Agency, 5-7-1, Orido, Shimizu, Shizuoka 424-8633
Tel: +81 54 336 5835, Fax: +81 54 335 9642, E-Mail: kai_mikihiko61@fra.go.jp

Semba (Murakami), Yasuko
Senior Scientist, Highly Migratory Resources Division, Fisheries Stock Assessment Center, Japan Fisheries Research and Education Agency, 2-12-4, Fukuura, Kanazawa ward, Yokohama, Kanagawa 2368648
Tel: +81 45 788 7952, Fax: +81 45 788 5001, E-Mail: yasukosemba@gmail.com; semba_yasuko25@fra.go.jp

Uozumi, Yuji ¹

Advisor, Japan Tuna Fisheries Co-operation Association, Japan Fisheries Research and Education Agency, Tokyo Koutou ku Eitai 135-0034

MEXICO

Ramírez López, Karina
Instituto Mexicano de Pesca y Acuicultura Sustentables (IMIPAS), Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera - Veracruz, Av. Ejército Mexicano No.106 - Colonia Exhacienda, Ylang Ylang, C.P. 94298 Boca de Río, Veracruz
Tel: +52 5538719500, Ext. 55756, E-Mail: karina.ramirez@imipas.gob.mx; kramirez_inp@yahoo.com

MOROCCO

Baibbat, Sid Ahmed
Chef de Laboratoire des Pêches, Centre régional de l'INRH à Dakhla, Institut National de Recherches Halieutiques (INRH), 2, BD Sidi Abderrahmane, ain diab., 20100 Dakhla
Tel: +212 661 642 573, E-Mail: baibbat@inrh.ma; baibat@hotmail.com

Hamdi, Habiba

INRH, Laboratoires centraux de Casablanca, 20450 Ben Msik
Tel: +212 614 149 443, E-Mail: hamdi@inrh.ma

NAMIBIA**Jagger**, Charmaine

Fisheries Biologist, Ministry of Agriculture, Fisheries, Water and Land Reform, National Marine Information and Research Centre (NatMIRC), P.O. Box 912 Swakopmund, 1 Strand Street

Tel: +264 64 410 1000, Fax: +264 64 404385, E-Mail: Charmaine.Jagger@mfmr.gov.na; chajagger2014@gmail.com

PANAMA**Molina**, Laura

Autoridad de los Recursos Acuáticos de Panamá - ARAP, Dirección General de Investigación y Desarrollo, Edificio Riviera, Ave. Justo Arosemena, Calle 45 Bella Vista, 0819-05850

Tel: +507 511 6036, E-Mail: lmolina@arap.gob.pa

SIERRA LEONE**Mansaray**, Mamoud

Principal Fisheries Officer, Ministry of Fisheries and Marine Resources (MFMR), 7th Floor Youyi Building, Freetown

Tel: +232 762 55590, E-Mail: mansaraymamoud85@gmail.com

SOUTH AFRICA**Da Silva Graham**, Charlene

Department of Environmental Affairs, Forestry and Fisheries, P/Bag X2, Rogebaaai, 7700 Cape Town

Tel: +27 82 923 1063, E-Mail: Cdasilva@dffe.gov.za

Yemane, Dawit

Department of Forestry, Fisheries, & the Environment DFFE South Africa, Branch Fisheries, Foretrust Building, Martin Hammerschlag Weg, Rogge bay, 8012 Cape Town

Tel: +27 021 402 3319, E-Mail: DGhebrehiwet@dffe.gov.za

UNITED KINGDOM OF GREAT BRITAIN AND NORTHERN IRELAND**Allison**, Sarah

Integrated Marine Manager, Marine Management Organisation (MMO), Miranda House, The Quay, Harwich, Essex, CO12 3HH

Tel: +44 739 287 9893, E-Mail: sarah.allison@marinemanagement.org.uk

Reeves, Stuart

Principal FISHERIES SCIENTIST & ADVISOR, Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science (Cefas), Pakefield Road, Lowestoft Suffolk NR33 0HT

Tel: +44 150 252 4251, E-Mail: stuart.reeves@cefas.gov.uk; stuart.reeves@cefas.co.uk

UNITED STATES**Babcock**, Elizabeth

Professor, Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami, Department of Marine Biology and Ecology, 4600 Rickenbacker Causeway, Miami Florida 33149

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

Courtney, Dean

Research Fishery Biologist, NOAA Fisheries Service, Sustainable Fisheries Division, Southeast Fisheries Science Center, 3500 Delwood Beach Road, Panama City Beach Florida 32408

Tel: +1 850 320 8775, E-Mail: dean.courtney@noaa.gov

Díaz, Guillermo

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

Tel: +1 305 361 4227; +1 305 898 4035, E-Mail: guillermo.diaz@noaa.gov

Passerotti, Michelle

NOAA Fisheries Northeast Fisheries Science Center Apex Predators Program, 28 Tarzwell Drive, Narragansett 02882

Tel: +1 401 782 3281, E-Mail: michelle.passerotti@noaa.gov

Rice, Joel

JSR Marine Consulting, Rice Marine Analytics, 1690 Hillcrest Ave, Saint Paul, MN 55116

Tel: +1 651 442 6500, E-Mail: ricemarineanalytics@gmail.com

URUGUAY**Forselledo**, Rodrigo *

Dirección Nacional de Recursos Acuáticos - DINARA, Laboratorio de Recursos Pelágicos, Constituyente 1497, CP 11200 Montevideo

Tel: +598 2400 46 89; +598 99 487 401, E-Mail: rforselledo@gmail.com; rforselledo@mgap.gub.uy

Domingo, Andrés

Dirección Nacional de Recursos Acuáticos - DINARA, Laboratorio de Recursos Pelágicos, Constituyente 1497, CP 11200 Montevideo
Tel: +5982 400 46 89, Fax: +5982 401 32 16, E-Mail: dimanchester@gmail.com

Jiménez Cardozo, Sebastián

Co-Convenor of ACAP's Seabird Bycatch Working Group, Constituyente 1497, 11200 Montevideo
Tel: +598 997 81644, E-Mail: jimenezpsebastian@gmail.com; sjimenez@mgap.gub.uy

Mas, Federico

Dirección Nacional de Recursos Acuáticos - DINARA, Laboratorio de Recursos Pelágicos, Constituyente 1497, CP 11200 Montevideo
Tel: +5982 400 46 89, Fax: +5982 401 32 16, E-Mail: f.masbervejillo@gmail.com; fmas@mgap.gub.uy

VENEZUELA**Arocha, Freddy**

Asesor Científico, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, A.P. 204, 6101 Cumaná Estado Sucre
Tel: +58 424 823 1698; +58 412 692 8089, E-Mail: farochap@gmail.com

Narváez Ruiz, Mariela del Valle

Lab. 34, Edif. Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Departamento de Biología Pesquera, Av. Universidad, Cerro Colorado, DBP-31 Laboratory, 6101 Cumaná Estado Sucre
Tel: +58 412 085 1602, E-Mail: mnarvaezruiz@gmail.com

Rodríguez, Dhaniella

Gerente Regional, Centro Nacional de Investigación en Pesca y Acuicultura de la República Bolivariana de Venezuela, Parque Central, Piso 17, Torre Este, 1040 Caracas
Tel: +58 2125072424, E-Mail: ingdhaniella7@gmail.com

Villamizar, Victoria

Parque Central, Piso 17, Torre Este, 1040 Caracas
Tel: +58 414 5007753, E-Mail: vikvillamizar79@gmail.com

Vivas Jiménez, Maria Daniela

Ministerio del Poder Popular de Pesca y Acuicultura., Parque Central. Piso 17, 1040 Caracas
Tel: 04242808103, E-Mail: minpescaven@gmail.com

OBSERVERS FROM COOPERATING NON-CONTRACTING PARTIES, ENTITIES, FISHING ENTITIES**CHINESE TAIPEI****Kuo, Ting-Chun**

Associate Professor, Institute of Marine Affairs and Resource Management, National Taiwan Ocean University, No. 2, Beining Rd., Zhongzheng Dist., Keelung City, 202301
Tel: +886 2 246 22192 Ext. 5603, E-Mail: tckuo@mail.ntou.edu.tw

OBSERVERS FROM NON-GOVERNMENTAL ORGANIZATIONS**EUROPÊCHE****Kell, Laurence**

Visiting Professor in Fisheries Management, Centre for Environmental Policy, Imperial College London, Henstead, Suffolk SW7 1NE, United Kingdom
Tel: +44 751 707 1190, E-Mail: laurie@seaplusplus.co.uk; l.kell@imperial.ac.uk; laurie@kell.es

FISHERY IMPROVEMENT PLAN - FIP**Oihenarte Zubiaga, Aintzina**

FIP, Bizkaiko Jaurerria, 2 1ºizq, 48370 Bermeo, Bizkaia, España
Tel: +34 944 000 660, E-Mail: departamentotecnico@fipblues.com; aoihenarte@datafishts.com

PRO WILDLIFE**Schweizer, Mona**

PRO WILDIFE, Engelhardstr. 10, 81369 Muenchen, Bavaria, Germany
Tel: +1 590 630 4162, E-Mail: mona.schweizer@prowildlife.de

Sonntag, Ralf
PRO WILDLIFE, Hübüschentwiete 38, 22880 Wedel, Germany
Tel: +49 172 439 0583, E-Mail: ralfsonntag@web.de

THE BILLFISH FOUNDATION - TBF

Weber, Richard
South Jersey Marina, 1231 New Jersey 109, Cape May, New Jersey 08204, United States
Tel: +1 609 884 2400; +1 609 780 7365, Fax: +1 609 884 0039, E-Mail: rweber@southjerseymarina.com

THE OCEAN FOUNDATION

Miller, Shana
The Ocean Foundation, 1320 19th St, NW, 5th Floor, Washington, DC 20036, United States
Tel: +1 631 671 1530, E-Mail: smiller@oceanfdn.org

THE SHARK TRUST

Hood, Ali
The Shark Trust, 4 Creykes Court, The Millfields, Plymouth PL1 3JB, United Kingdom
Tel: +44 7855 386083, Fax: +44 1752 672008, E-Mail: ali@sharktrust.org

Fordham, Sonja V
Shark Advocates International, President, c/o The Ocean Foundation, suite 250, 1320 19th Street, NW Fifth Floor, Washington, DC 20036, United States
Tel: +1 202 436 1468, E-Mail: sonja@sharkadvocates.org

OTHER PARTICIPANTS

SCRS VICE CHAIR

Cardoso, Luis Gustavo
SCRS Vice Chair, Italy Av. Km 8, 96217192 Rio Grande do Sul, Brazil
Tel: +55 53 999010168, E-Mail: cardosolg15@gmail.com

EXTERNAL EXPERT

Cortés, Enric
Research Fishery Biologist, United States
E-Mail: encor195@gmail.com

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
Mayor, Carlos
Kimoto, Ai
Taylor, Nathan
Deprez, Bruno
García, Jesús

ICCAT INTERPRETERS

Baena Jiménez, Eva J.
Calmels, Ellie
De Toro Felipe, Rebeca
Hof, Michelle Renée
Liberas, Christine
Linaae, Cristina

List of papers and presentations

DocRef	Title	Authors
SCRS/2025/040	Preliminary results on the age and growth of the shortfin mako shark (<i>Isurus oxyrinchus</i>) in the South Atlantic Ocean	Márquez R., Santos C., Semba Y., Rosa D., Jagger C., Forselledo R., Mas F., Domingo A., Sant'Ana R., Coelho R., Gustavo Cardoso L.,
SCRS/2025/074	Estimates of vital rates and population dynamics parameters of interest for shortfin makos in the North and South Atlantic Ocean	Cortés E.
SCRS/2025/078	Feasibility of Management Strategy Evaluation of northern and southern blue shark in ICCAT waters	Taylor N.G., Miller S., Coelho R., Fernández C., Sant'Ana R., Liniers G.
SCRS/2025/126	Strong beliefs weakly held: likelihood profiling in stock assessments	Kell L., Cardinale M., Rice J., Sant'Ana R., Taylor N., Dean D., Courtney C.
SCRS/2025/128	Stock assessment of the South Atlantic shortfin mako shark, using Bayesian surplus production models (JABBA) and large grid model ensembles	Coelho R.
SCRS/2025/129	Analysis and comparison of Catch Per Unit Effort series submitted for the 2025 South Atlantic shortfin mako shark assessment in the ICCAT region	Rice J., Sant'Ana R., Kikuchi E., Cardoso L.G.
SCRS/2025/130	Analysis and comparison of Catch Per Unit Effort series submitted for the 2025 assessment of shortfin mako shark in the North Atlantic ICCAT region	Rice J.
SCRS/2025/131	Stock Synthesis version update and life history review for the 2017 North Atlantic shortfin mako shark Stock Synthesis (SS3) model run 3	Courtney D.
SCRS/2025/132	Preliminary Stock Synthesis (SS3) model runs conducted for North Atlantic shortfin mako shark (1950-2023)	Courtney D.
SCRS/2025/133	Application of Low-Fecundity Spawner-Recruitment relationship to the 2025 stock assessment of shortfin mako in the North and South Atlantic	Kai M., Rice J., Courtney D., Sant'Ana R., Cardoso L., Kikuchi E.
SCRS/2025/134	Preliminary Stock Synthesis (SS3) model runs conducted for South Atlantic shortfin mako shark (1971-2023)	Sant'Ana R., Kikuchi E., Courtney D., Rice J., Kai M., Bowlby H., Fernández C., Kell L.T., Cardoso L.G.
SCRS/2025/135	Bayesian production models applied to North Atlantic mako sharks using JABBA and JABBA-Select	Babcock E.A.
SCRS/2025/136	Continuity runs and projections of shortfin mako in the North Atlantic based on the 2017 assessment, with catch updated until 2023	Rice J.
SCRS/P/2025/053	First insights into shortfin mako movements in the Bay of Biscay: A journey to Cape Verde	Erauskin-Extramiana M., Lopetegui-Eguren L., Salgado A., Claver C., Cabello de los Cobos M., Vossgetter L., Müller L.
SCRS/P/2025/054	Summary of available statistical data for the shortfin mako stock assessment	ICCAT Secretariat
SCRS/P/2025/055	2025 shortfin mako stock assessment intersessional work	Forselledo R.
SCRS/P/2025/058	North Atlantic shortfin mako shark (<i>Isurus oxyrinchus</i>) age and growth exercise considering 2 band pair formation per year of life until the size at maturity and 1 band pair onwards	Rosa D., Marquez R., Mas F., Mathers A., Natanson L., Domingo A., Carlson J., Coelho R., Cardoso L.G.

SCRS documents and presentation abstracts as provided by the authors

SCRS/2025/040 - An update of the age and growth study for the South Atlantic shortfin mako shark (*Isurus oxyrinchus*) was presented to the Group, following the decisions made during the Shortfin Mako Data Preparatory Meeting. The study initially assumed the hypothesis of two band pairs (BP) forming per year until age five, followed by one band pair per year for older ages. At the Data Preparatory Meeting, the Group requested an updated analysis adopting a revised interpretation: two band pairs per year (2BP/year) should be assumed up to the age corresponding to the size-at-maturity for each sex — estimated at 197 cm FL for males and 278 cm FL for females, based on Cabanillas-Torpoco et al. (2024). Under this new scheme, the age-at-maturity corresponds to 5 years for males and 8 years for females. As the original results for males already applied the 2BP/year approach up to age 5, the growth parameters for males remained unchanged. For females, however, the revised interpretation led to updated growth parameter as follows. Males: $L_{\infty} = 251.15$ cm FL, $k = 0.35$, $L_0 = 66.49$ cm FL and for Females: $L_{\infty} = 392.93$ cm FL, $k = 0.107$, $L_0 = 65.65$ cm FL.

SCRS/2025/074 - Estimates of vital rates and population dynamics parameters of the North and South Atlantic stocks of shortfin makos (*Isurus oxyrinchus*) for potential use as inputs into production and integrated stock assessment models were computed based on the latest biological information available gathered at the 2025 Shortfin Mako Data Preparatory Meeting and thereafter. Population dynamics parameters included maximum population growth rate (r_{MAX}), generation time (\bar{A}), steepness of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship (h), spawning potential ratio at maximum excess recruitment (SPR_{MER}), position of the inflection point of population growth curves (R) and the corresponding shape parameter (m), and natural mortality (M). Five methods were used to compute deterministic estimates of r_{MAX} : four age-aggregated methods and one analogous age-structured method (life table/Euler-Lotka equation). Additionally, a Leslie matrix approach was used to incorporate uncertainty in growth parameters, the maturity ogive, fecundity, natural mortality, and lifespan by assigning statistical distributions to those biological traits. Three scenarios were considered for the North Atlantic stock, based on re-analysis of vertebral centra (scenario 1), mark-recapture data (scenario 2), and assumed lower productivity (scenario 3). Productivity (r_{MAX}) for the North Atlantic estimated with the deterministic methods ranged from 0.064 to 0.163 yr^{-1} (scenario 1), 0.054 to 0.123 yr^{-1} (scenario 2), and 0.032 to 0.076 yr^{-1} (scenario 3). Two scenarios were considered for the South Atlantic stock, based on re-analysis of vertebral centra (scenario 1) and assumed lower productivity (scenario 2). Productivity for the South Atlantic ranged from 0.065 to 0.159 yr^{-1} (scenario 1) and 0.035 to 0.094 yr^{-1} (scenario 2). Median productivity estimated with the stochastic Leslie matrix was 0.096 yr^{-1} (95% CI: 0.064-0.136), 0.073 yr^{-1} (95% CI: 0.019-0.108), and 0.057 yr^{-1} (95% CI: 0.041-0.084) for the North Atlantic scenarios 1, 2, and 3, respectively. For the South Atlantic stock, it was 0.138 yr^{-1} (95% CI: 0.085-0.186) and 0.086 yr^{-1} (95% CI: 0.040-0.131) for scenarios 1 and 2, respectively. Productivity was also expressed in terms of steepness ($h=0.52$, 95% CI: 0.37-0.67 for North Atlantic scenario 1; $h=0.40$, 95% CI: 0.23-0.52 for North Atlantic scenario 2; $h=0.54$, 95% CI: 0.38-0.70 for North Atlantic scenario 3; $h=0.62$, 95% CI: 0.43-0.74 for South Atlantic scenario 1; $h=0.72$, 95% CI: 0.42-0.86 for South Atlantic scenario 2).

SCRS/2025/078 - ICCAT Recommendations 23-10 and 23-11 mandate that the SCRS assesses the feasibility of conducting Management Strategy Evaluations (MSEs) for northern and southern Atlantic blue shark (BSH) stocks. This document defines MSE in its broader institutional context, encompassing both technical closed-loop simulations and stakeholder engagement. Drawing on ICCAT's prior MSE experience, the analysis highlights that BSH presents a more tractable case due to clear stock structure, existing assessments, and aligned management objectives. Substantial groundwork has been laid, including exploratory Operating Models, closed-loop simulations, and candidate management procedure tuning. Two work plans - one targeting MP adoption by 2027 and another by 2028 - are proposed, with estimated contracting costs of €180,000-€270,000. These represent 27-41% of the cost of the SWO-N MSE, reflecting anticipated efficiencies. The analysis emphasizes the importance of maintaining a focused scope, using recent data and assessment results, and embedding analytical work within the SCRS to enhance institutional capacity. Opting to obtain new data would extend timelines and increase in-kind costs, underscoring the value of leveraging existing resources for timely and cost-effective MSE completion. Embedding core analytical responsibilities within the SCRS is expected to enhance institutional capacity and ensure cost-effective implementation.

SCRS/2025/126 - Stock Synthesis (SS3) integrates catch, abundance indices, size composition and biological data to estimate stock status relative to reference points. Ensuring robustness requires systematic evaluation of assumptions, data conflicts, and parameter estimability. For example, uncertainties in key parameters such as natural mortality, the stock-recruitment relationship and selectivity impact model estimates. Likelihood profiling, for fixed and estimated parameters, can reveal how data and assumptions influence reference points and management advice. Distinct likelihood minima for parameters indicate strong data support; divergent minima among likelihood components (e.g. catch versus survey indices) indicate data conflicts or model misspecification; flat profiles identify parameters poorly informed by the data; and spikes can reveal instability. Comparison of likelihood profiles with asymptotic estimates of uncertainty derived quantities from the Hessian can identify model instability, if, for example, M is correlated with growth and selectivity parameters. Likelihood profiling of key biological parameters such as M and steepness, supported by additional diagnostics such as jittering, runs tests, retrospective analysis, and hindcasting can help identify key uncertainties and avoid overconfidence in single-model outputs, strengthening the scientific basis for fisheries management.

SCRS/2025/128 - Bayesian Surplus Production Models were fitted to the South Atlantic shortfin mako using JABBA (Just Another Bayesian Biomass Assessment). Four base models were constructed with combinations of base vs low productivity, and reported vs estimated catches. Models were checked for goodness of fit and validated, and sensitivity analysis was conducted. A large model grid (500 models) was run, by randomly selecting priors from distributions built from the plausible and agreed limits for their values, and using alternatively each of the 2 catch scenarios. Stock status from the 4 main models ranged from overfished ($B < B_{MSY}$) to not overfished ($B > B_{MSY}$), and in all scenarios not subject to overfishing ($F < F_{MSY}$). Stock status for the large grid ensemble was weighted in 2 alternative ways (equal-weighting and DIC-weighting), and resulted in a stock status not overfished ($B > B_{MSY}$) and not subject to overfishing, with the current B value very close to B_{MSY} .

SCRS/2025/129 - This document presents a comparison of the six CPUE series submitted for consideration in the 2025 South Atlantic shortfin mako shark (*Isurus oxyrinchus*) assessment in the ICCAT region. Candidate CPUE series are compared with hierarchical cluster analysis, cross-correlation analysis, analysis of residuals and comparison of trends. The analysis indicated two groups of CPUE series that differed in the last 10 years of the time series (1978-2023) with one group, Chinese Taipei and Japanese TB2 (Time Block 2, i.e. later) series, characterized by a declining trend. The Brazil – Uruguay, Spanish, Japanese TB1 and South African series all showed slightly increasing trends throughout.

SCRS/2025/130 - This study presents a comparative analysis of eight catch-per-unit-effort (CPUE) time series submitted for the 2025 ICCAT stock assessment of shortfin mako shark (*Isurus oxyrinchus*) in the North. The indices were provided by the United States, Spain, Japan (representing early and late periods), Chinese Taipei, Morocco, Portugal, and Venezuela. A combination of hierarchical cluster analysis, cross-correlation analysis, residual diagnostics, and trend comparisons was applied to evaluate the consistency and reliability of the candidate indices. The results revealed notable differences in both long-term trends and interannual variability among the series, with substantial divergence observed between fleets. Notably, the CPUE series submitted by Chinese Taipei exhibited limited coherence with other indices, suggesting it may be reflecting a distinct component of the stock or influenced by fleet-specific operational practices and reporting protocols. Conversely, the early Japanese, Portuguese, and Spanish indices demonstrated a high degree of internal consistency and are likely indicative of a common underlying signal in population abundance. These findings underscore the importance of carefully evaluating CPUE data sources when selecting indices for inclusion in stock assessments, particularly for bycatch-dominated fisheries with heterogeneous data inputs.

SCRS/2025/131 - This analysis summarizes a North Atlantic shortfin mako shark (SMA) Stock Synthesis version update from 3.30.12.beta (old version) to version 3.30.23.02 (new version) for the final 2017 North Atlantic shortfin mako shark (SMA) Stock Synthesis model implemented during the ICCAT 2017 Shortfin Mako Shark Stock Assessment Meeting (2017 North Atlantic SMA model run 3). The data are not updated here for 2025. Instead, life history inputs used in the 2017 model run are reviewed and model results are compared between model versions. Model results for likelihood components and biological reference points did not differ substantially between the two different model versions except for the likelihood values of $Parm_priors$ (4% increase) and the estimate of Maximum Sustainable Yield (MSY , metric tons, 1% increase). The change in likelihood values for $Parm_priors$ may have resulted from estimated catchability parameters in the new model version (estimated in phase 1) compared to catchability parameters obtained

with an analytical solution (the “float” option) in the old model version. The change in catchability parameter estimation in the new model version was made to facilitate interpretation of model diagnostics (lnR0 profile), which require at least one parameter, in addition to lnR0, estimated during phase 1. In comparison, other annual results including annual biomass, annual spawning stock fecundity, annual fishing mortality computed as the sum of apical F among all fleets, and annual recruitment were almost identical between two different versions indicating that the model update did not have a substantial effect on these annual model results.

SCRS/2025/132 - Stock Synthesis model runs were conducted for the North Atlantic shortfin mako shark based on the available catch, CPUE, length composition, and life history data compiled by the Shark Working Group. A sex-specific model was implemented in order to allow for observed differences in growth between sexes. A low-fecundity spawner-recruitment relationship (LFSR) was assumed with the steepness of the stock recruitment relationship and natural mortality at age fixed at independently estimated values obtained from life history by the Shark Working Group. Three alternative life history scenarios were evaluated based on data compiled by the Shark Working Group. Continuity analysis results for the three alternative life history scenarios did not differ substantially from those obtained for the 2017 ICCAT shortfin mako shark stock assessment in the North Atlantic. However, preliminary model results obtained here with updated catch, CPUE and length composition differed substantially from those obtained for the 2017 ICCAT shortfin mako shark stock assessment in the North Atlantic. Preliminary model diagnostics also identified conflict among the model fits to input data and strong retrospective patterns in fits to data. In addition, there are several outstanding issues related to Stock Synthesis model development for growth, natural mortality, and the stock recruit relationship that require review within the Shark Working Group before Stock Synthesis model development can proceed. Consequently, there is still substantial ongoing work that will need to address these outstanding issues (discussed in Section 4.1) and the Stock Synthesis model results presented here are considered preliminary and not recommended for use in providing management advice at this time.

SCRS/2025/133 - This document presents the application of the Low-Fecundity Spawner-Recruitment relationship (LFSR) to the 2025 benchmark stock assessment of shortfin mako in the North and South Atlantic. The advantage in the application of LFSR is the flexibility of the stock-recruitment relationship that allows us to assume convex decreasing survival which is suitable for low-fecundity sharks. Two parameters of LFSR (SFrac and Beta) are computed based on the steepness (h) derived from the life history parameters, and the recruitment and the spawning outputs at equilibrium (R_0 and B_0) estimated from the SS. Since it is difficult to simultaneously accurately estimate two parameters using the interrelation equation of LFSR, we fixed Beta and derived SFrac. These parameters were then applied to the SS for different values of Beta, and the model with the smallest total negative log-likelihood was adopted as the final model. This methodology was applied to three scenarios of North Atlantic shortfin mako and four scenarios of South Atlantic.

SCRS/2025/134 - Age-structured, sex-specific stock assessment model scenarios were developed using Stock Synthesis (SS3) to evaluate the status of the South Atlantic shortfin mako shark (*Isurus oxyrinchus*) stock. Eight alternative scenarios defined by combinations of catch histories, biological productivity levels, and two spawner-recruitment relationships (standard Beverton-Holt and low-fecundity) were evaluated. Structural uncertainty in CPUE configurations was also explored through three alternative CPUE grouping and time-block structures. Across scenarios, estimates of stock status were sensitive to these structural assumptions. The spawning stock fecundity (SSF) estimated in 2023 to the level required to sustain MSY (SSFratio) ranged from 0.72 to 1.26, with values below 1.0 observed predominantly in low productivity and high catch scenarios, suggesting potential overexploitation of spawning potential. In contrast, SSFratio values above 1.0 occurred in scenarios with high productivity and lower catches, suggesting the stock could sustain MSY-level reproduction under those more optimistic conditions. The structural CPUE sensitivity runs showed improved overall likelihoods for configurations that grouped indices or implemented time-blocks; however, these scenarios often produced more pessimistic stock status outcomes. Likelihood profiles also revealed conflicts among CPUE and length composition components, emphasizing the importance of future improvements in data quality and weighting approaches. These preliminary results provide an updated basis for evaluating stock status in the South Atlantic and highlight the sensitivity of assessment outcomes to key assumptions.

SCRS/2025/135 - The Bayesian Surplus Production (BSP) using JAGS (BSP2JAGS), which was used for the North Atlantic population in the 2017 ICCAT shortfin mako assessment and the 2019 assessment. For the 2025 assessment, two of the original 2019 scenarios were recreated in JABBA to verify that the results were similar. Continuity runs applied the same priors and settings to the current data. For the reference case JABBA runs, the current data were used along with the priors agreed to by the working group in scenarios 1, 2 and 3 were used, applying several alternative settings for observation and process error. Finally, the same three scenarios were run in JABBA-select, using the selectivity inputs from the SS3 runs. Both JABBA and JABBA-Select runs were generally more optimistic about stock status than the 2019 and 2019 runs.

SCRS/2025/136 - This document presents continuity runs conducted using the same biological parameters and CPUE series used in the previous assessment, and extending the time series of catches used in the previous assessment to the year 2023. The intent is that these projections from the 2017 assessment, will be compared to estimated stock status from this year's assessments to examine consistency.

SCRS/P/2025/053 - The study highlights the broad-scale migratory behavior of juvenile shortfin makos in the Northeast Atlantic, including prolonged use of continental shelf habitats and transboundary movements to West African waters. It also contributes to growing knowledge from electronic tagging and eDNA surveys in the region, aiding future conservation and management efforts for this vulnerable species.

SCRS/P/2025/054 - No summary provided by the author.

SCRS/P/2025/055 - No summary provided by the author.

SCRS/P/2025/058 - This exercise aimed to evaluate age and growth parameters for North Atlantic shortfin mako (SMA) using a revised approach to vertebral band pair (BP) counts, based on hypotheses developed by the Shark Working Group during the Data Preparatory Meeting. The new interpretation scheme assumes the formation of two band pairs per year (2BP/year) up to age 5 for males, aligning with the reported size-at-maturity (182 cm FL). The same approach was used for females assuming (2BP/year) up to age 8, aligning with the reported size-at-maturity (280 cm FL). The same vertebral dataset used by Rosa *et al.* (2018) was applied, consisting of 183 male and 168 female specimens. Two modeling approaches were tested, first estimating all three von Bertalanffy growth parameters (L_8 , k , and L_0); and the second estimating L_8 and k , while fixing L_0 at 63 cm FL as suggested by Rosa *et al.* (2018). Growth models were fitted using the AquaticLifeHistory package (Smart, 2023), and model selection was based on Akaike Information Criterion (AIC) values and biological plausibility. Based on these criteria, the following parameter estimates were selected for stock assessment purposes. For males: $L_8 = 238.49$ cm FL, $k = 0.24$, $L_0 = 87.37$ cm FL and for females: $L_8 = 361.52$ cm FL, $k = 0.103$, $L_0 = 90.49$ cm FL.

Summary of production model results

For the three life history scenarios, the JABBA reference runs converged adequately. All CPUE series passed the runs test except Morocco (**Figure A5.1**). The retrospective analysis showed no obvious patterns (**Figure A5.2**), and Mohn's rho was near zero (**Table A5.1**) implying that the models had adequate predictive skill. Both the model fits (**Figure A5.1**) and the hindcast cross validations (**Figure A5.3**) showed a relatively flat trend in recent years. The disagreement between the recent increasing trend in SPN-LL, the decreasing trend in CTP-LL and the decrease followed by increase in USObs-LL were not fit well by this flat recent trend. The models accommodated this disagreement between indices by estimating relatively large observation error (in addition to the input values), particularly for the CTP-LL index (**Figure A5.4**).

The estimated biomass trends for the three life history scenarios were similar (**Figure A5.5**). However, the two scenarios with higher r (1 and 2) produced higher estimates of MSY than scenario 3 (**Figure A5.5**). The MSY from scenario 3 was more similar to the values estimated from the continuity runs and in the previous assessment (**Figure A5.6**).

The fractional increase in biomass from one year to the next (**Figure A5.6**) was very high in the period 2001-2006, estimated with multiple years of positive process error (**Figure A5.2**). However, in most years the estimated increase was less than the prior median for the maximum intrinsic growth rate (r), implying that the biomass trend was biologically plausible.

According to the catch-only diagnostic run (**Figure A5.7**), the priors implied a continuing decrease in the stock in recent years. The estimated increase in the reference runs was thus driven by the CPUE index data. When the indices were separated into groups that were correlated with each other (**Figure A5.7**), the estimated recent trend could be increasing, flat, or decreasing. These results imply that the choice of indices is the largest source of uncertainty in the models, and that stable recent trend in the reference cases is the result of the model averaging over the conflicting indices with high estimated observation error. Fitting the models while leaving out one index at a time indicated that the series with the most influence was the Spanish longline (**Figure A5.8**). When using all the indices, alternative runs with different assumptions about observation error and different K priors (**Figure A5.9**) gave quite similar trends.

The Group further investigated the model to see the effect of the time-block (1990-2017/2018-2023) on the Spanish longline index, noting that the sample size contributing to the index was low in recent years. A preliminary analysis adding a time block from 2018-2023 gave a predicted abundance trend that was similar to the leave-one-out analyses that excluded the Spanish LL index.

The Group noted that the abundance indices were not consistent with each other, so that the assessment results were different depending on which indices were included. The Group noted that other indices may have similar issues and influence in the JABBA models that have not been fully explored. Therefore, the Group recommended more careful reviews on all indices for the North Atlantic shortfin mako.

JABBA-Select

The JABBA-Select runs with the updated life history parameters gave slightly more optimistic trends in SSB/SSB_{MSY} compared to the trend B/B_{MSY} in the JABBA runs for scenarios 1 and 2 (**Figure A5.10**). Scenario three in JABBA-Select estimated more of an increase in SSB in recent years than the other scenarios. The diagnostics in JABBA-Select were not as good. In particular, the Spanish longline index did not pass the runs test in any scenario (**Figure A5.11**).

Although the models produced biologically plausible results with good diagnostics, the group agreed not to use the JABBA-Select runs for management advice because JABBA-Select is not yet included in the ICCAT catalogue of methods.

Table A5.1. JABBA North Mohn's rho averaged over peels with end years from 2016 to 2023 for the reference runs in each life history scenario.

Scenario	B	F	B _{MSY}	F _{MSY}	procB	MSY	MSY
1	0.077	-0.054	0.035	-0.041	-0.003	0.010	0.010
2	0.033	-0.014	0.036	-0.015	-0.003	-0.013	-0.013
3	0.045	-0.036	0.025	-0.007	-0.006	-0.011	-0.011

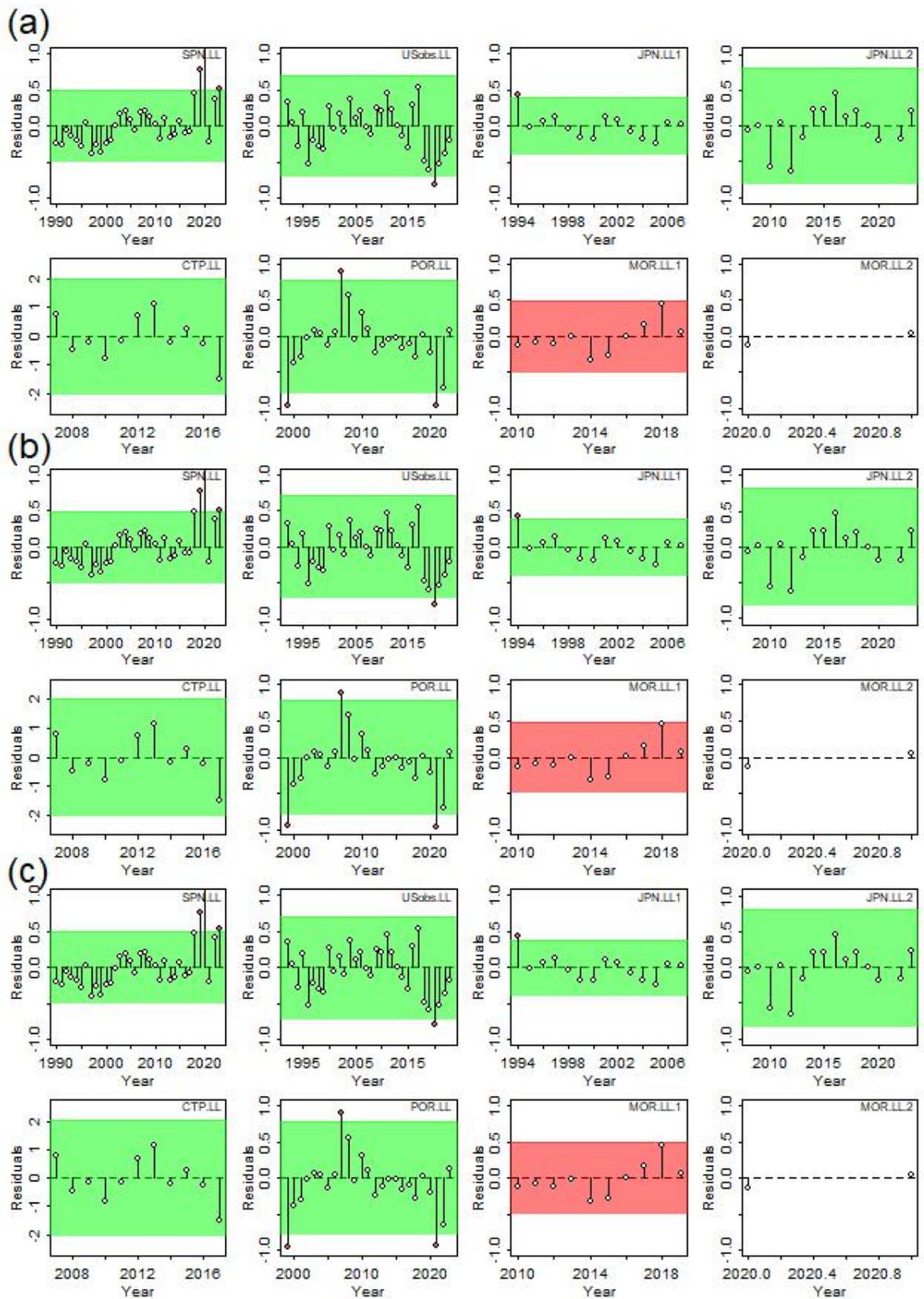


Figure A5.1. JABBA North runs tests for the reference runs.

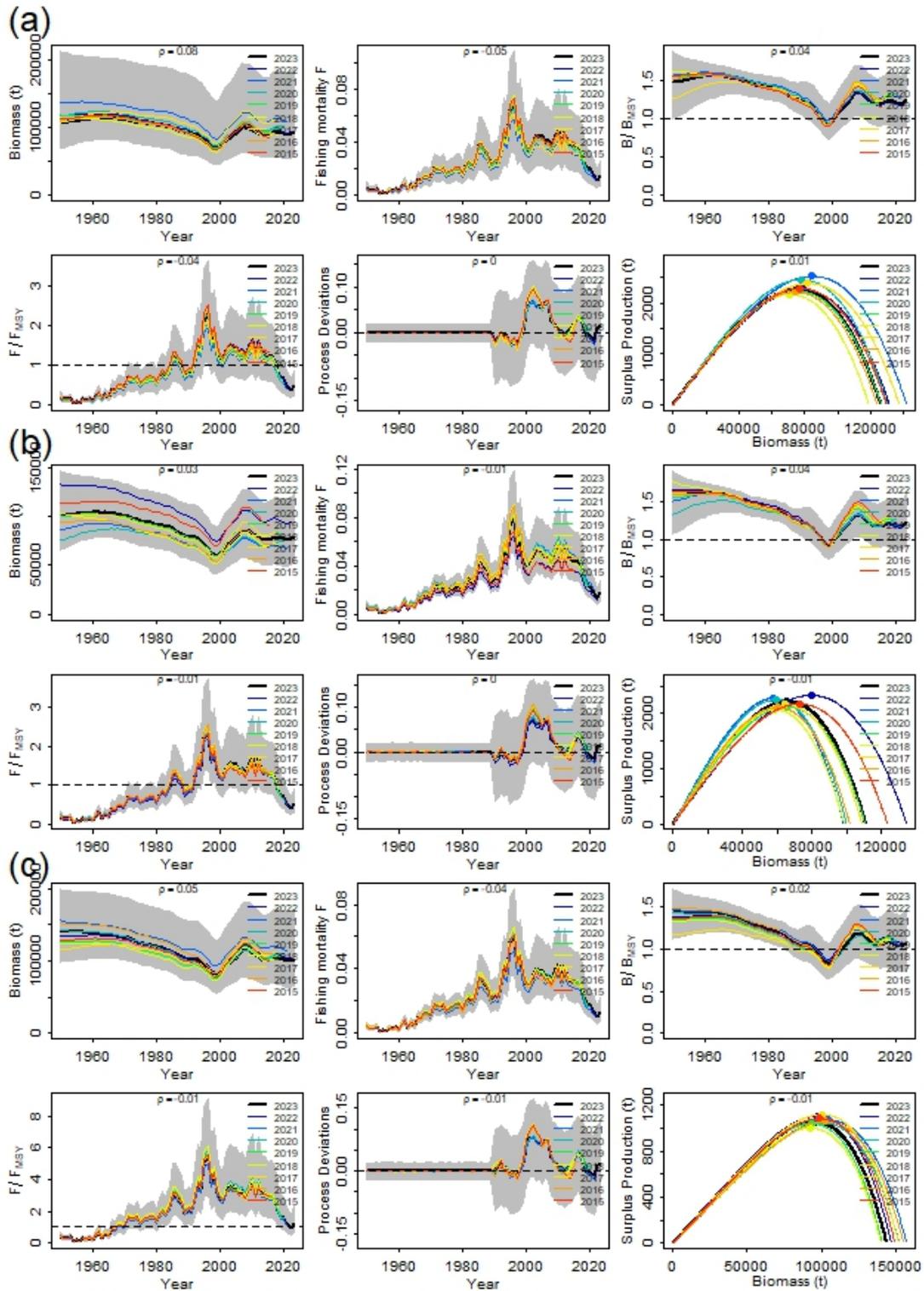


Figure A5.2 (continue). JABBA North retrospective for the reference runs.

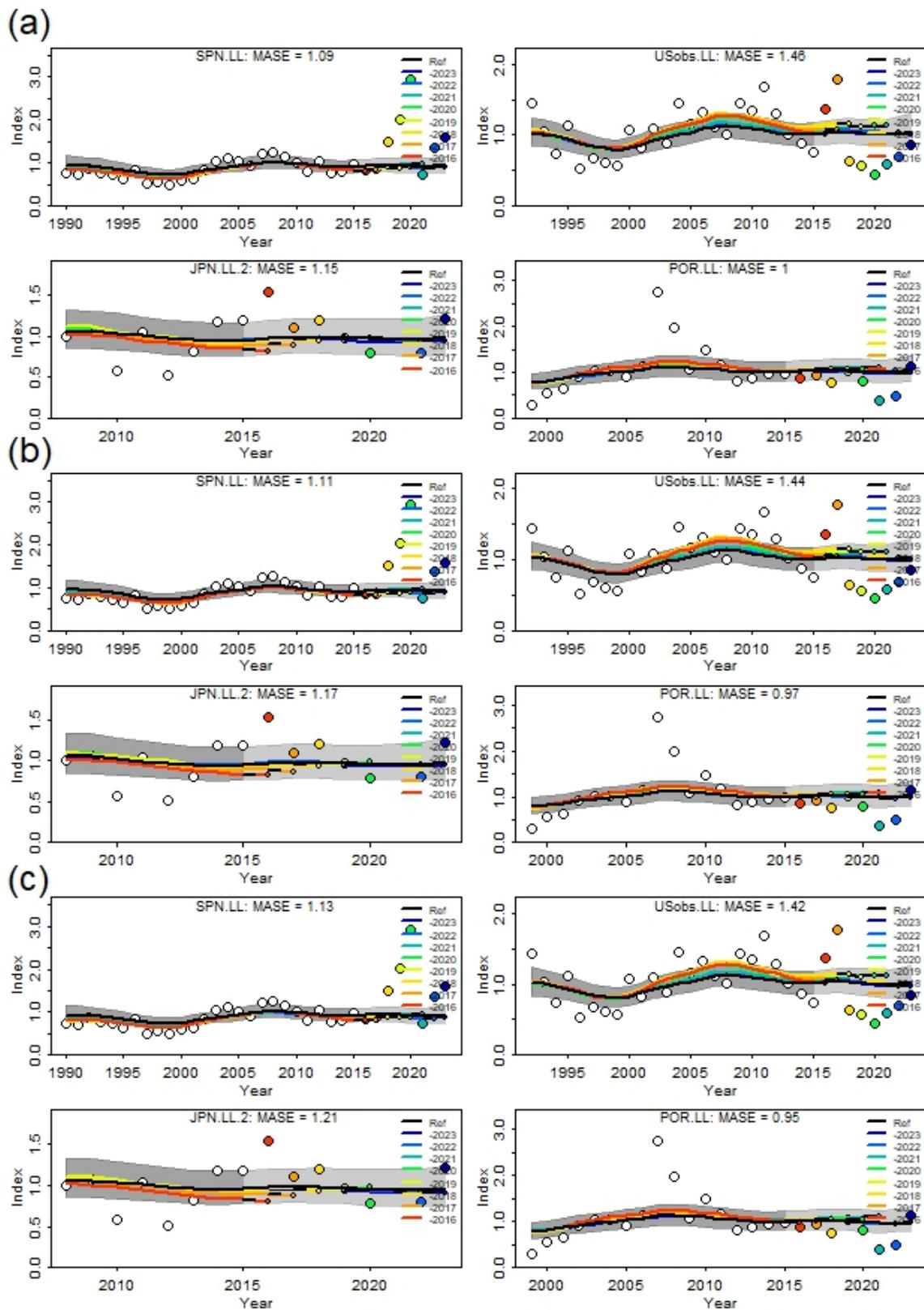


Figure A5.3. JABBA North hindcast cross-validation for the reference runs.

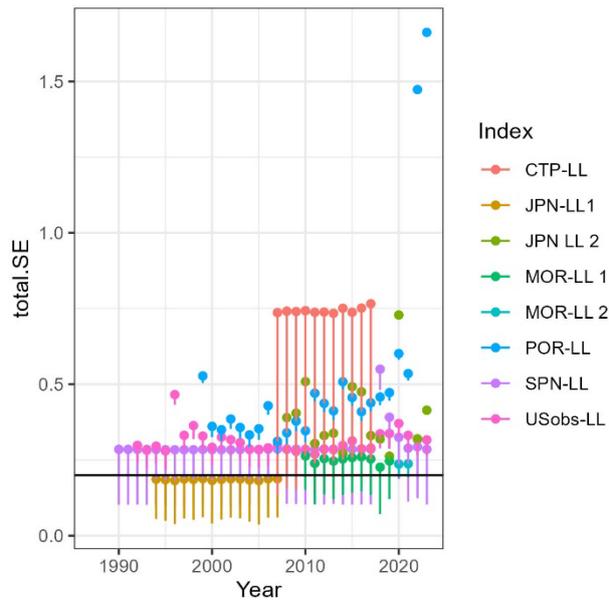


Figure A5.4. Observation error standard deviations for each point in scenario 1. The dots are the total and other end of each segment is the input value.

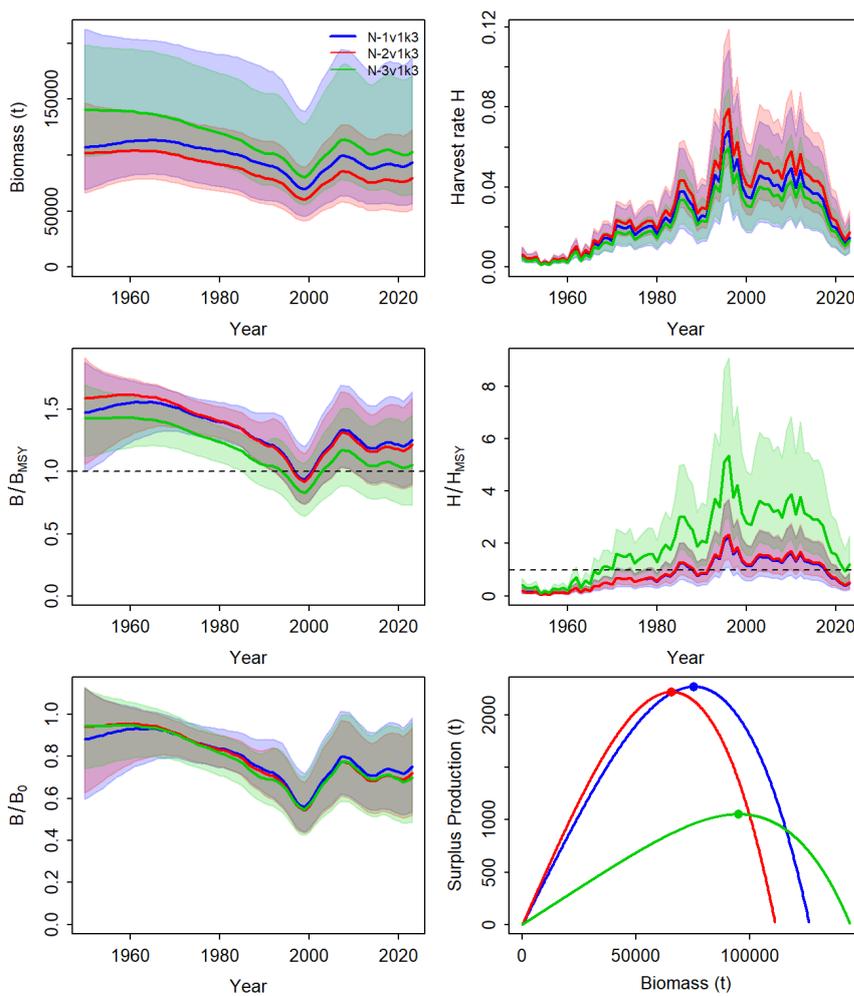


Figure A5.5. Results of JABBA North reference runs by life history scenario.

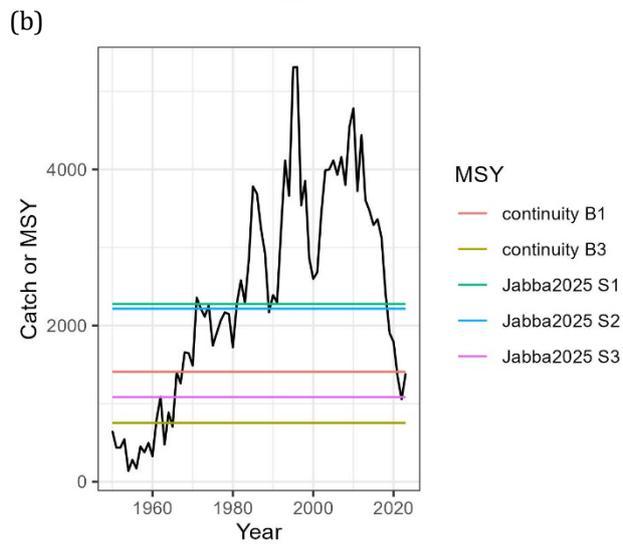
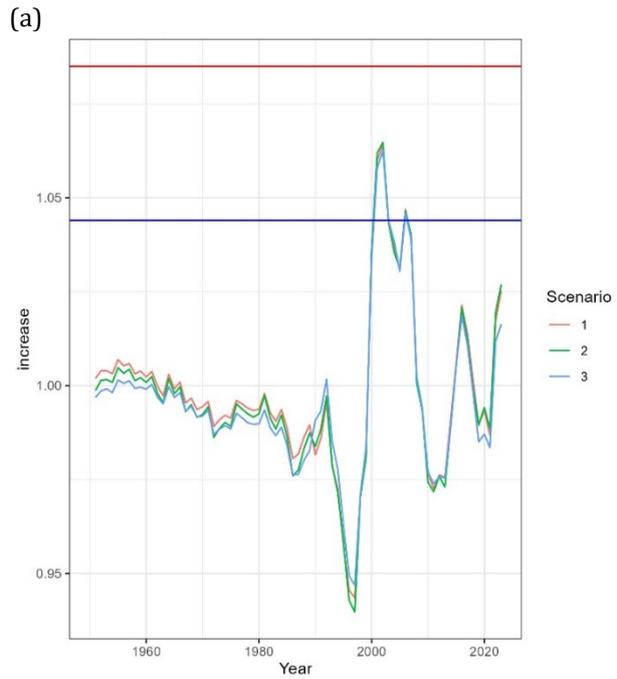
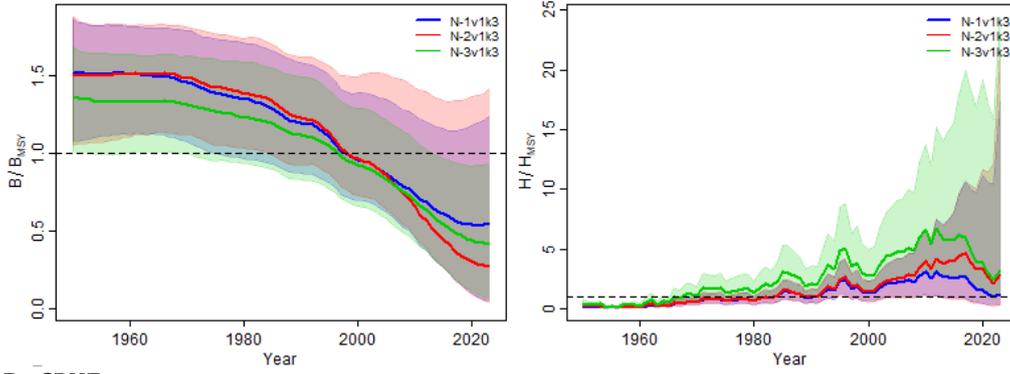


Figure A5.6. (a) Change in biomass from one year to the next for each reference case run and (b) median estimates of MSY relative to the catch time series from the continuity runs (SCRS/2025/135) and the three life history scenarios.

(a) Catch only results



(b) By CPUE group

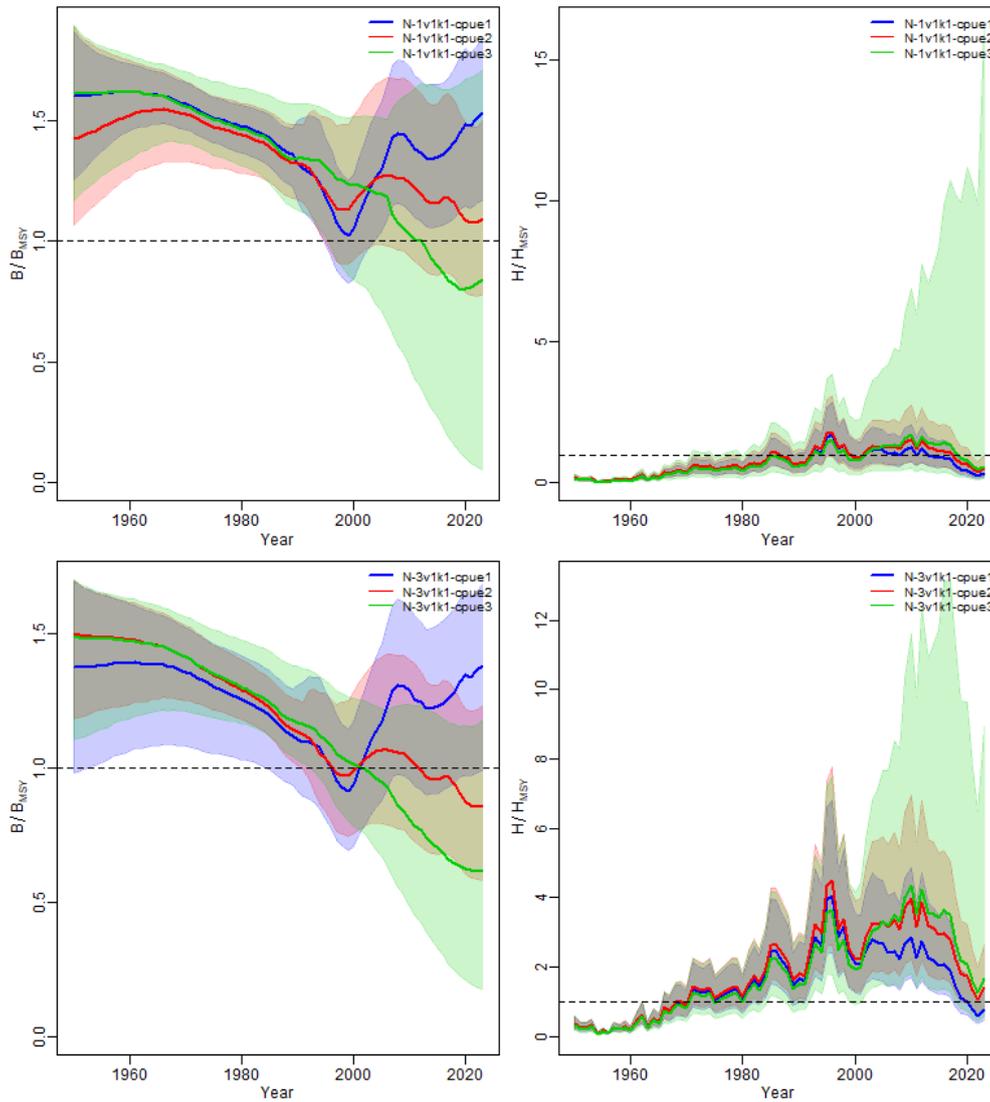


Figure A5.7. JABBA North (a) catch-only model diagnostic runs by life history scenario, and (b) results grouped by CPUE groups (1: SPN-LL, JPN-LL1, POR-LL; 2:USobs-LL, MOR-LL 1, JPN LL 2; 3: CTP-LL) in life history scenarios 1 (top) and 3 (bottom).

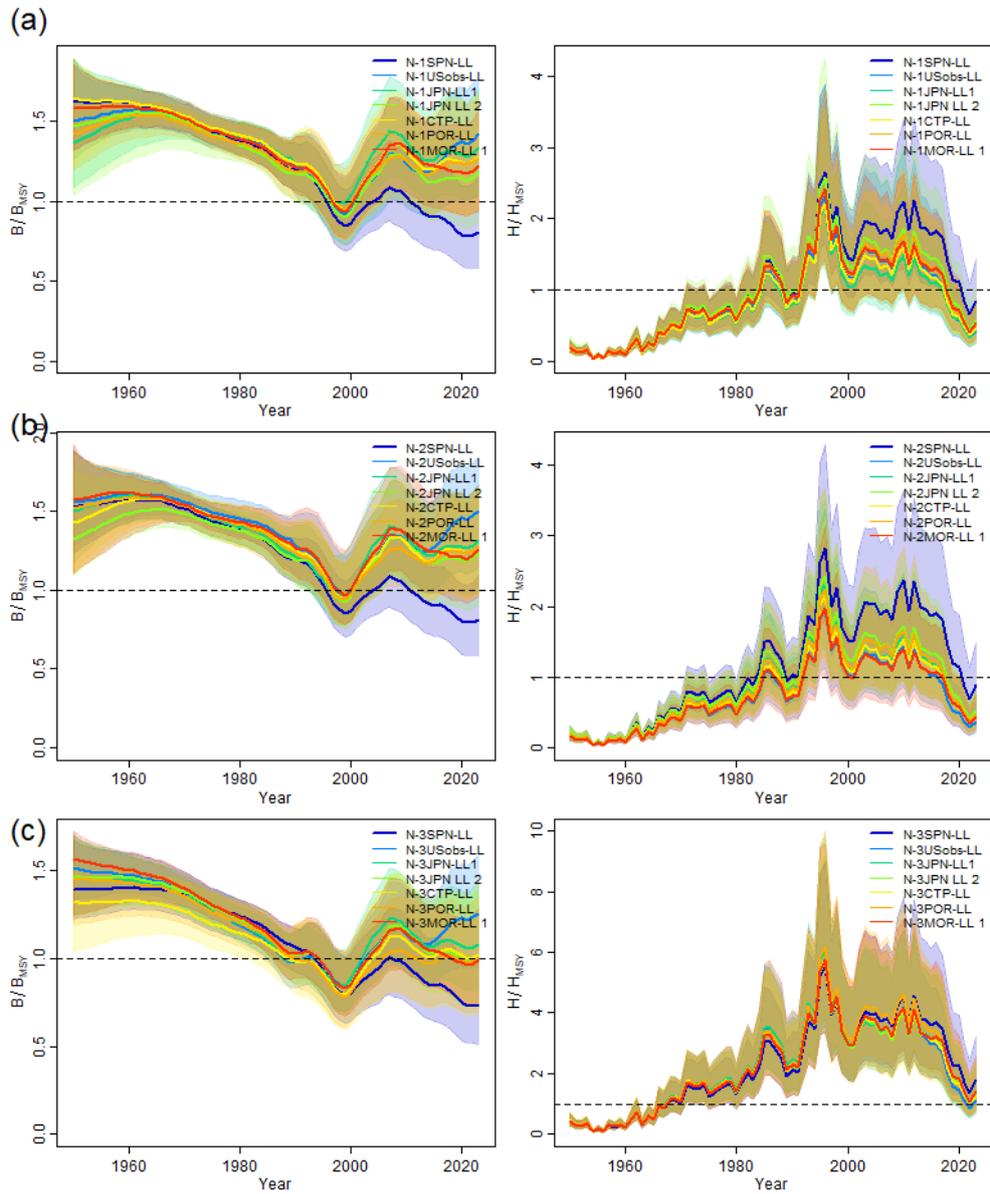


Figure A5.8. Leave one out fits for JABBA North mako for (a) scenario 1, (b) scenario 2, and (c) scenario 3.

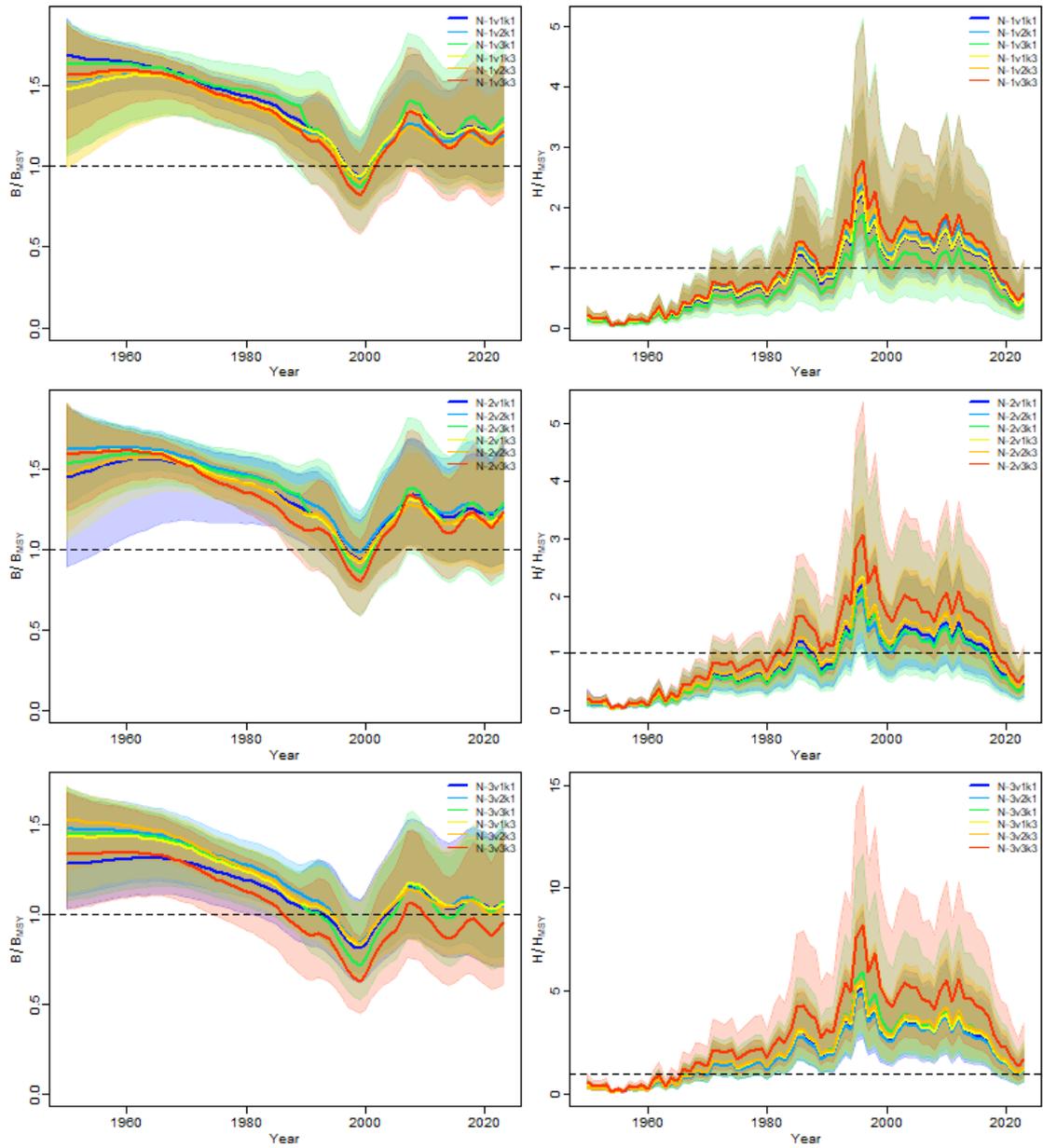
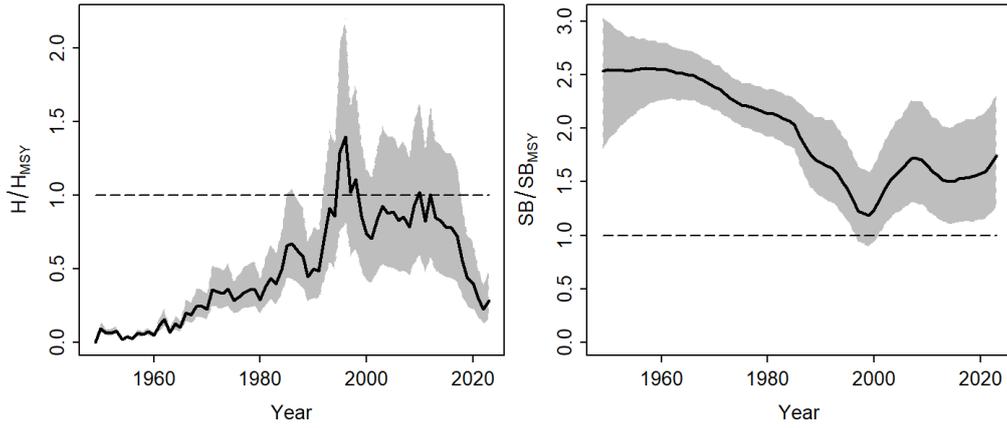
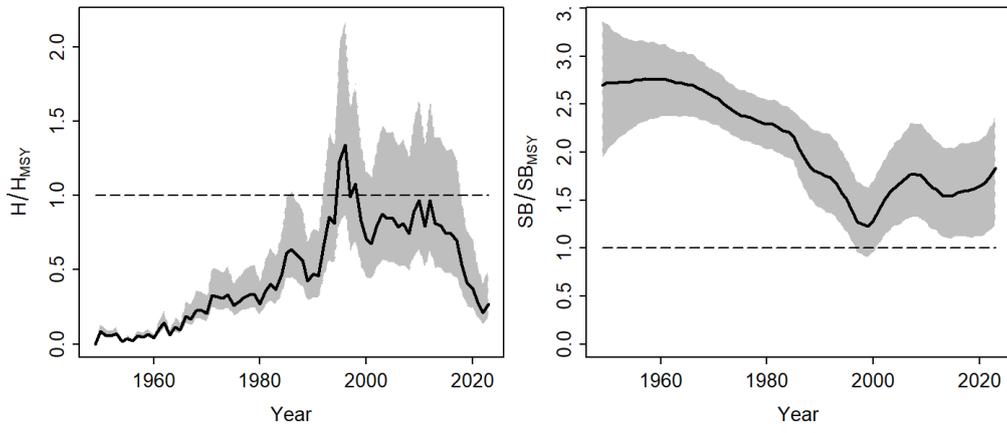


Figure A5.9. JABBA North alternative scenarios with different variance assumptions and priors for K (see SCRS/2025/135 for details).

(a) Scenario 1



(b) Scenario 2



(c) Scenario 3

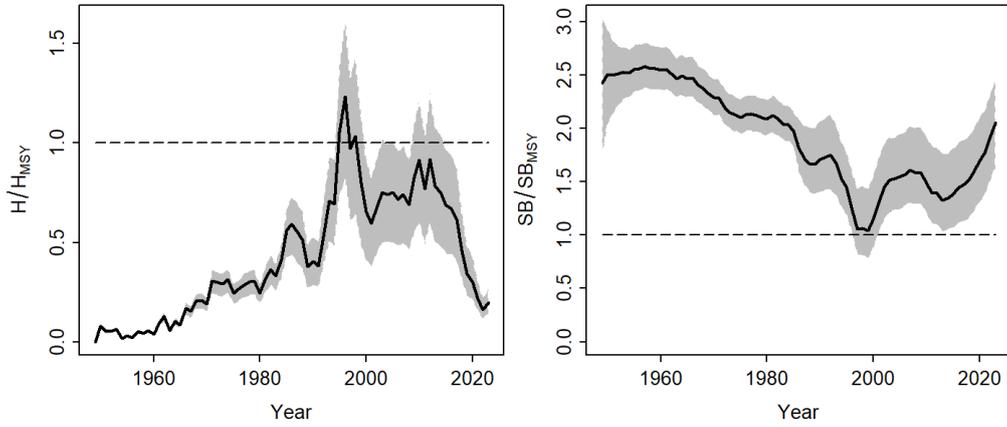


Figure A5.10. JABBA-Select north results for the three life history scenarios.

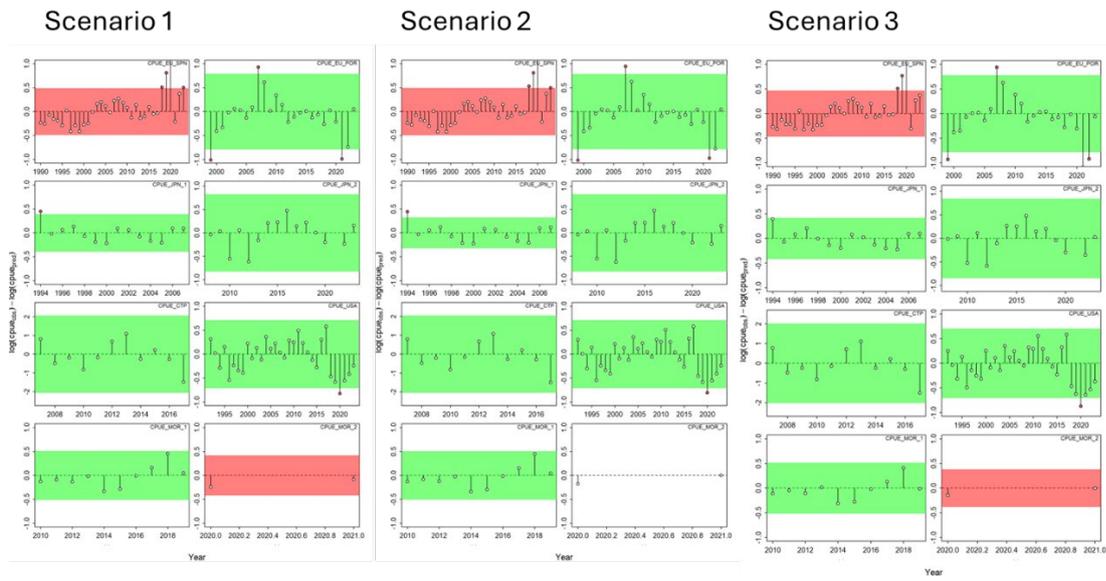


Figure A5.11. JABBA-Select runs tests.

JABBA South Atlantic model

The JABBA South Atlantic model was presented in document SCRS/2025/128. The diagnostics included model convergence statistics, JABBA-residual plot (Winker *et al.*, 2018), the Root-Mean-Squared-Error (RMSE) fit to the loess smoother of all residuals CPUE indices combined and the runs test to detect non-randomness in CPUE residuals (Carvalho *et al.*, 2017). A retrospective and hindcast analysis were also provided with $n = 5$ years. In addition, various sensitivity analyses were provided, including comparison of the base models with catch-only models, models using one CPUE at a time, models leaving out one CPUE at a time, using CPUEs for swordfish/sharks target/bycatch species, sensitivities to process error, additional CPUE observation error, and initial depletion levels.

Using CPUEs directly as they were provided resulted in highly implausible results, ranging from current biomass levels at virgin stock levels, to collapse stock levels, depending on the CPUE series used. Those are reflective of the strong conflicts between catch and CPUE time series trends. After various attempts to solve those inconsistencies, by increasing CPUE CVs, and process error, the only alternative that resulted in biologically plausible results was by introducing time blocks in the CPUEs, allowing different catchability (q) estimations for each block. **Table A6.1** shows the point estimates for the various parameters estimated in 4 grid models

Using those configurations, the initial case models provided reasonable and similar results in terms of runs tests, with RMSE between 41.3-41.9% (**Figure A6.1**), process error deviations suggesting no major evidence of structural misspecifications (**Figure A6.2**), no major retrospective patterns (**Figure A6.3**), and predictions mostly falling within the limits of the 95% confidence intervals in the hindcast cross-validation analysis (**Figure A6.4**).

JABBA runs tests to quantitatively evaluate the randomness of the time series of CPUE residuals by fleet, showing that Japan and Spain in the early time period failed but they passed the test in the later period. Brazil-Uruguay combined index had more issues, failing in the later period (**Figure A6.5**).

The final trajectories of the main 4 initial case models are represented in **Figure A6.6**. It is noted that the final relative B/B_{MSY} levels are all relatively similar on all models, while the main differences are in the relative F/F_{MSY} levels, as the low productivity scenarios show much higher overall F/F_{MSY} levels over most of the period and in the terminal year.

Table A6.1. Estimates (mean, lower and upper confidence intervals) of the point estimates for the various parameters estimated in the 4 main base grid models, developed for the 2025 ICCAT shortfin mako shark South Atlantic stock assessment.

Parameters	Base productivity			Low productivity			
	mu	lci	uci	mu	lci	uci	
K	54415	33696	81976	62335	41971	90478	Estimated catches
r	0.166	0.093	0.298	0.069	0.034	0.139	
psi	0.895	0.522	0.996	0.916	0.646	0.997	
sigma.proc	0.063	0.039	0.117	0.081	0.044	0.139	
m	2.352	1.356	4.094	3.339	1.800	6.199	
Hmsy	0.070	0.032	0.154	0.020	0.007	0.059	
SBmsy	28842	15938	48430	36945	23282	56685	
MSY	2030	1223	3026	773	282	1781	
bmsyk	0.531	0.425	0.634	0.597	0.480	0.704	
P1971	0.874	0.508	1.068	0.895	0.629	1.108	
P2023	0.489	0.295	0.735	0.505	0.311	0.803	
B_Bmsy.cur	0.922	0.552	1.428	0.852	0.533	1.354	
H_Hmsy.cur	0.772	0.320	1.789	2.153	0.751	7.092	

Parameters	Base productivity			Low productivity			
	mu	lci	uci	mu	lci	uci	
K	43494	29702	69484	79482	51573	146200	Reported catches
r	0.183	0.095	0.334	0.059	0.031	0.110	
psi	0.903	0.522	0.996	0.885	0.537	0.995	
sigma.proc	0.071	0.042	0.128	0.067	0.040	0.122	
m	2.349	1.348	4.187	3.695	2.024	6.747	
Hmsy	0.078	0.032	0.173	0.016	0.006	0.039	
SBmsy	22991	14354	40451	48021	29665	93618	
MSY	1850	926	3002	806	320	1763	
bmsyk	0.531	0.424	0.638	0.616	0.502	0.717	
P1971	0.881	0.504	1.085	0.859	0.524	1.062	
P2023	0.537	0.348	0.763	0.536	0.318	0.823	
B_Bmsy.cur	1.015	0.639	1.502	0.879	0.509	1.373	
H_Hmsy.cur	0.772	0.313	2.048	2.046	0.679	6.513	

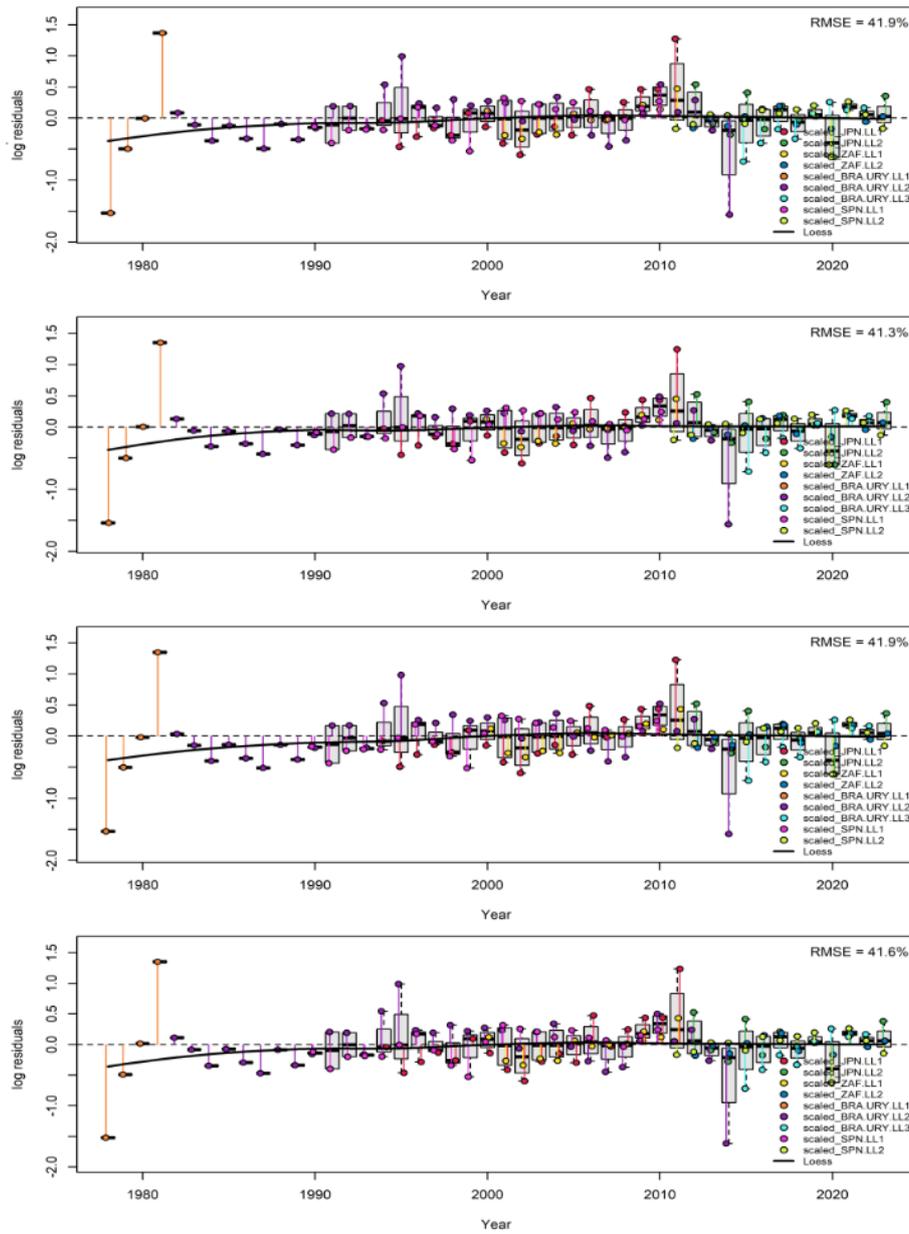


Figure A6.1. Residuals diagnostic plots for the main 4 base grid models, for the ICCAT South Atlantic shortfin mako. Each individual CPUE index and its respective residuals are represented by a different color. The solid black lines represent loess smoothers through all residuals combined.

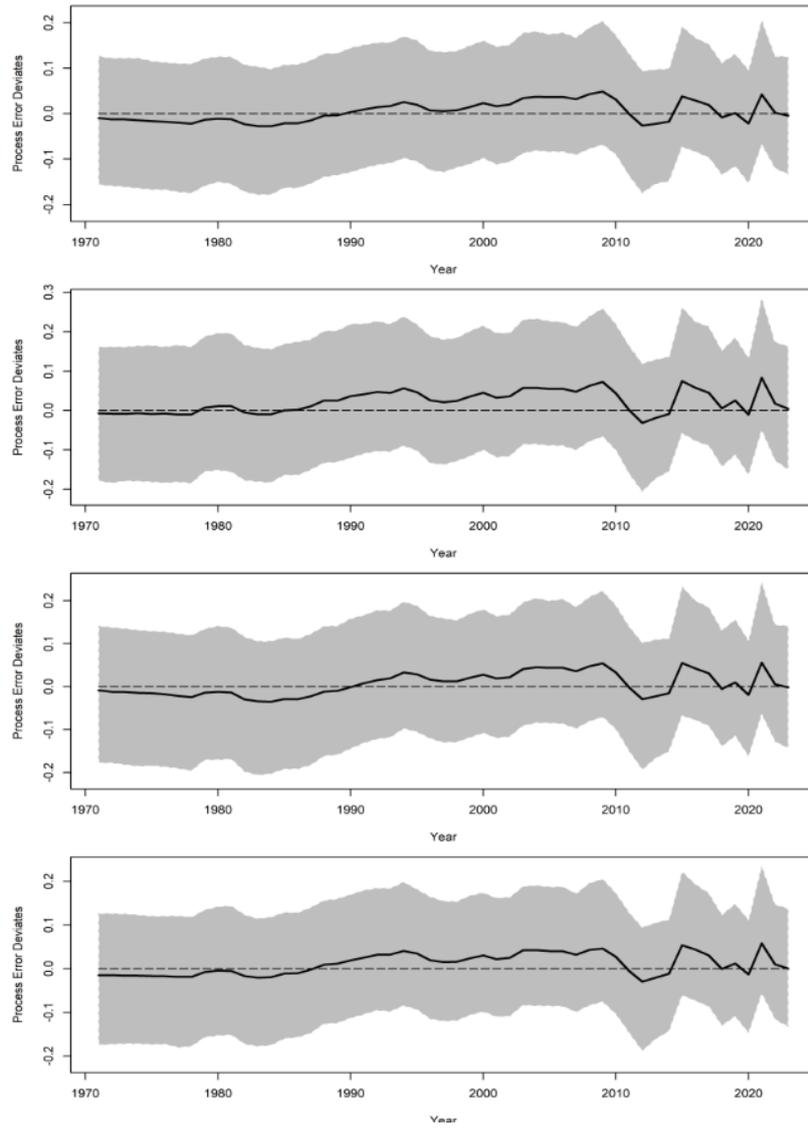


Figure A6.2. Process error deviates for the main 4 grid models used for the ICCAT SMA South Atlantic stock assessment. The solid line represents the median, and the shaded gray area the 95% credibility intervals.

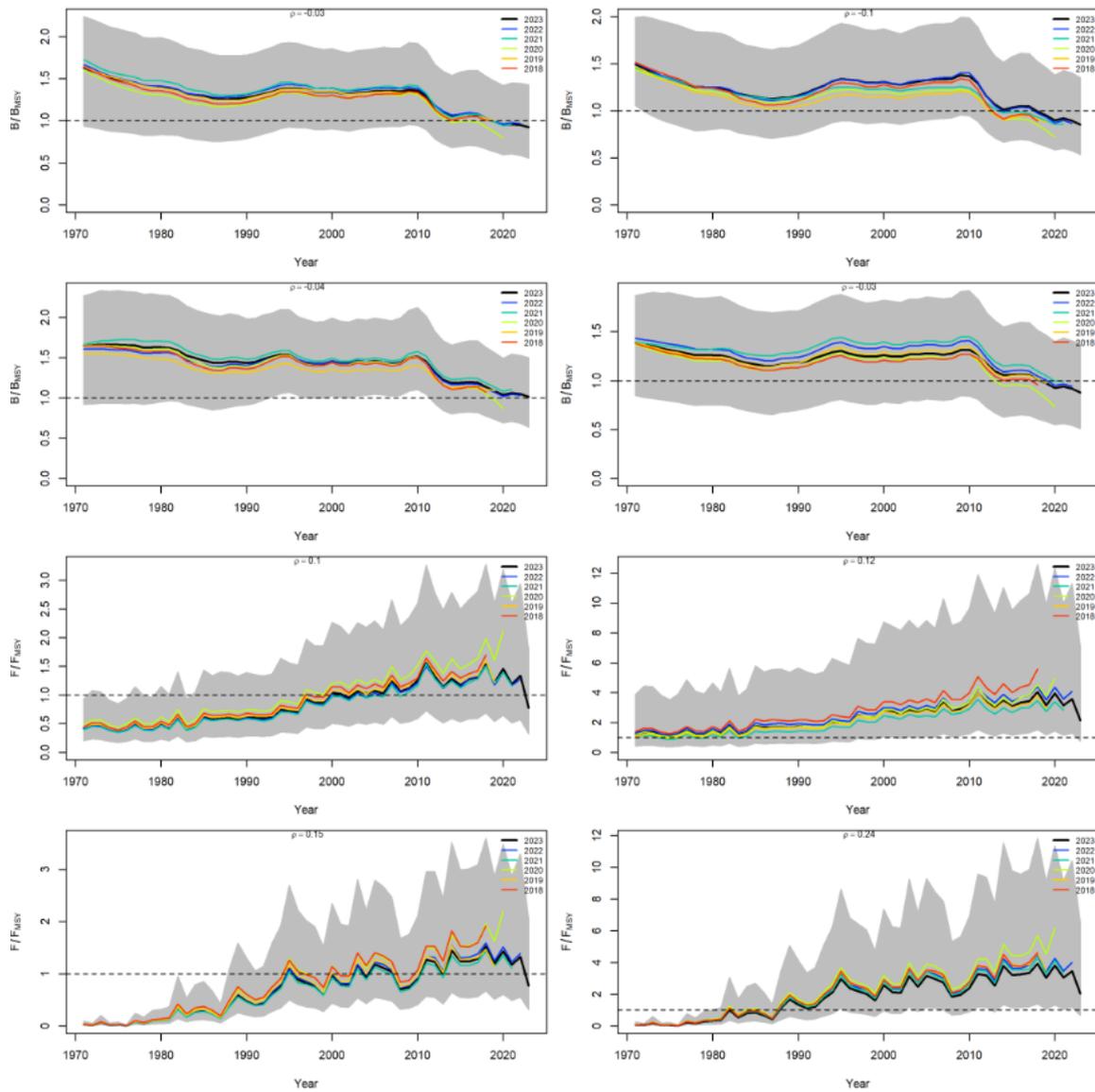


Figure A6.3. Retrospective analysis conducted for the 4 main base grid models developed for the 2025 ICCAT shortfin mako shark South Atlantic stock assessment, by removing 1-year at a time sequentially ($n=5$) and predicting the trends in biomass and fishing mortality relative to MSY (i.e. B/B_{MSY} and F/F_{MSY}).

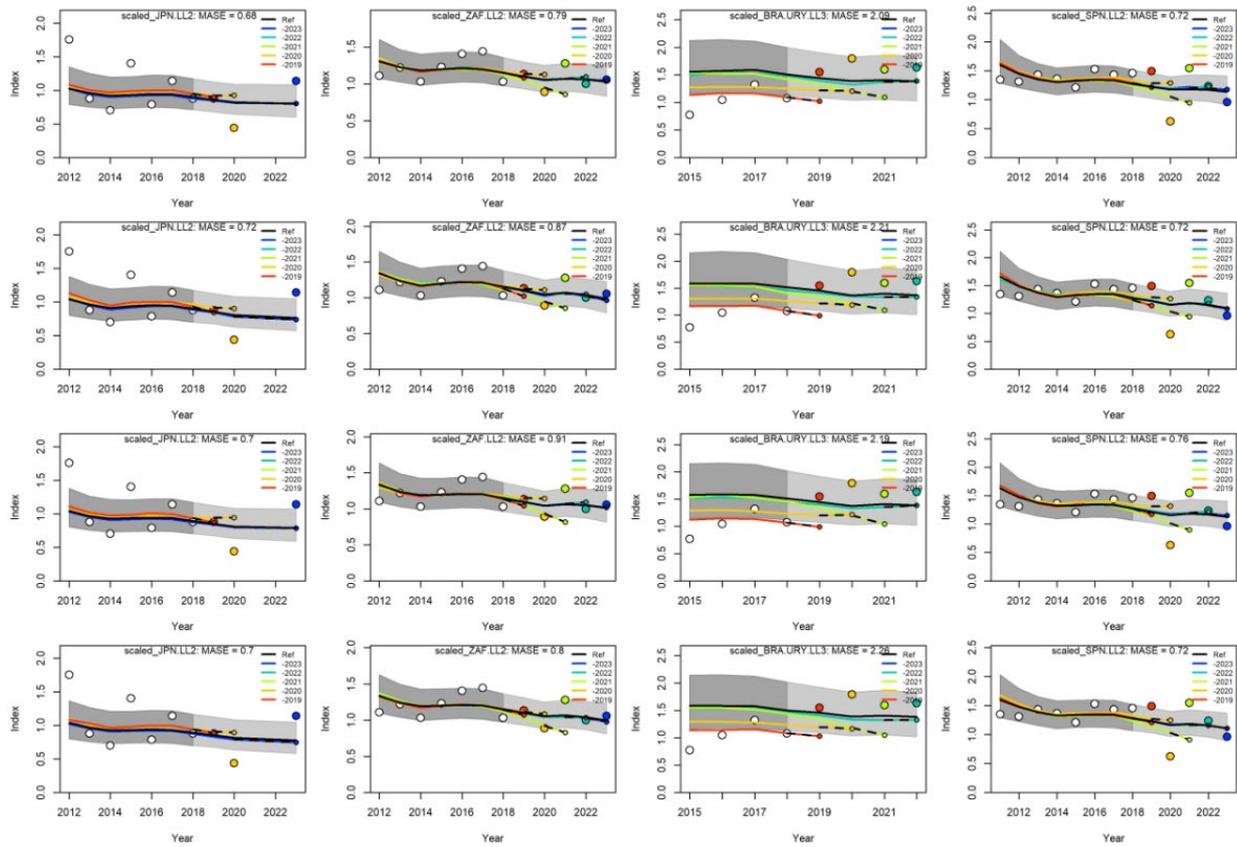


Figure A6.4. Hindcasting cross-validation results for the index available in the last years of the model, run for the 4 main base grid models. The plots show 1-year-ahead forecasts of CPUE values, when the last years are removed one at a time, relative to the observed CPUE using all data. The CPUE observations, used for cross-validation are highlighted as the color-coded solid circles with associated light-grey shaded 95% confidence interval.



Figure A6.5. Runs tests for the CPUE index for all the initial case and low productivity models, used for the ICCAT South Atlantic shortfin mako shark stock assessment.

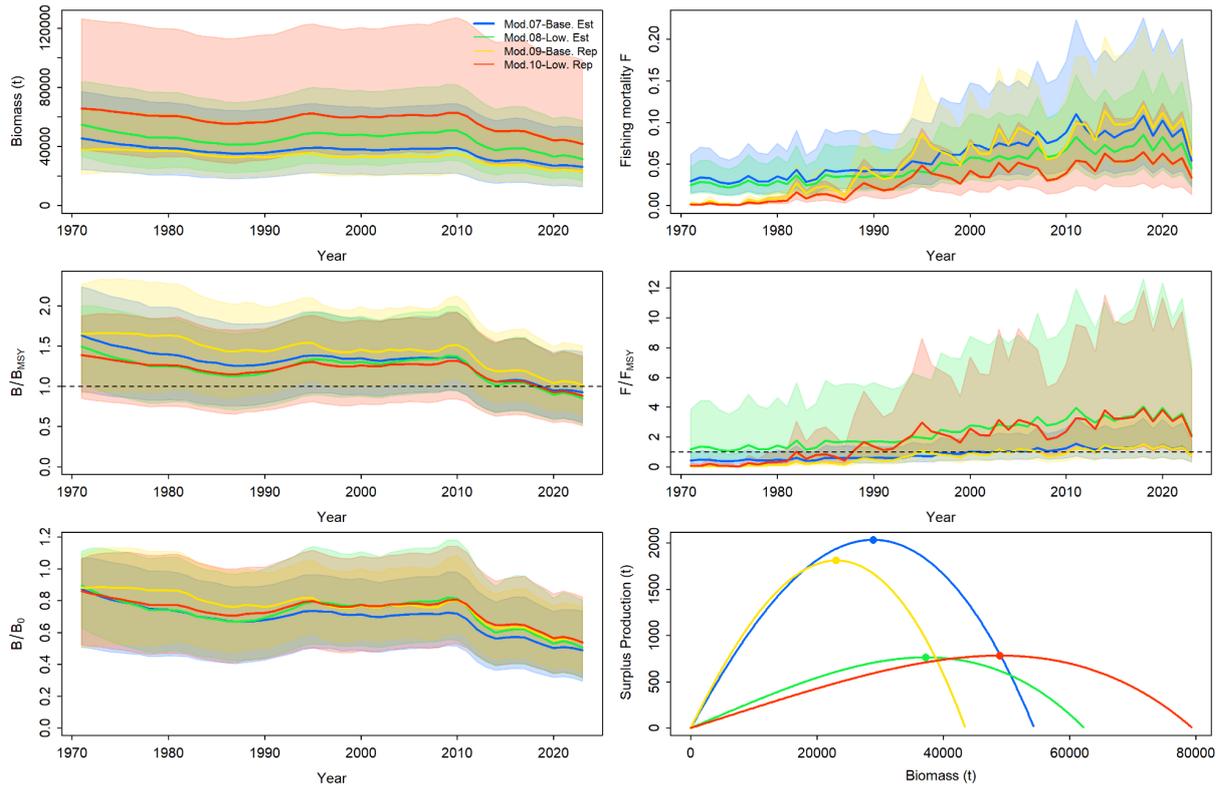


Figure A6.6. Comparative trends and trajectories of the 4 main base grid models, run with JABBA for the 2025 ICCAT shortfin mako shark South Atlantic stock assessment.