RAPPORT DE LA RÉUNION D'ÉVALUATION DU STOCK DE REQUIN-TAUPE COMMUN DE 2020
(En ligne, 15 - 22 juin 2020)

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

Le Président a ouvert la réunion en exprimant sa gratitude pour l'intérêt et la participation à la réunion. Il a rappelé au Groupe que les objectifs de la réunion étaient de rassembler et d'examiner toutes les informations disponibles sur le requin-taupe commun, d'évaluer le statut des requins-taupes communs et de mettre à jour toute information provenant des projets de recherche. Au nom du Secrétaire exécutif, le Secrétaire exécutif adjoint a souhaité la bienvenue aux participants à la réunion. Le Groupe a convenu d'adopter le rapport par correspondance (**appendice 1**). La liste des participants se trouve à l'**appendice 2**. La liste des documents et des présentations se trouve à l'**appendice 3** et les résumés fournis par les auteurs se trouvent à l'**appendice 4**.

Les rapporteurs ont été affectés aux sections de l'ordre du jour comme suit :

Points	*Rapporteurs*
Point 1	N.G. Taylor
Point 2	J. Carlson, A. Domingo, C. Palma, M. Ortiz, Y. Semba, R. Forselledo, C. Santos, R. Coelho, F. Mas
Point 3	E. Cortes, X. Zhang, H. Bowlby, L.G. Cardoso et N.G. Taylor
Point 4	H. Bowlby, N.G. Taylor, E. Cortes, Y. Semba, E. Babcock
Point 5	A. Domingo, N. Duprey et C. Brown
Point 6	E. Cortés
Point 7	R. Coelho
Point 8	N.G. Taylor

2. Résumé des données disponibles

2.1 Identité des stocks

La structure du stock de requin-taupe commun a été abordée en 2009 lors de l'évaluation conjointe des stocks de l'ICCAT et de la CIEM. Les données de l'époque confirmaient l'opinion selon laquelle les mouvements des spécimens de l'Atlantique du Nord-Est et du Nord-Ouest étaient limités. Il a donc été conclu que dans l'Atlantique Nord, il y avait deux stocks. En ce qui concerne l'Atlantique Sud, il était entendu qu'il y avait deux stocks, le Sud-Ouest et le Sud-Est, et qu'ils se répartissaient tous deux jusqu'à 25° de latitude Sud. À l'époque, la possibilité a été évoquée que les deux stocks méridionaux s'étendent aux océans limitrophes (Pacifique et Indien), mais cette possibilité n'était pas concluante.

Depuis 2009, un certain nombre d'études de marquage-récupération de marques réalisées avec des marques-archives pop-up reliées par satellite (PSAT) ont permis d'examiner plus en détail les mouvements du requin-taupe commun, en particulier dans l'océan Atlantique Nord. La quasi-totalité du marquage par satellite à long terme (Campana et al. 2010a ; Pade et al. 2009 ; Saunders et al. 2010 ; Biais et al. 2017), du marquage conventionnel (Kohler et Turner 2019) et du marquage de survie (J. Sulikowski, comm. pers.) confirme que les stocks de requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Est sont séparés de ceux du Nord-Ouest, à l'exclusion d'un seul animal marqué qui s'est déplacé du NE au NO (Cameron et al. 2018). Il y a peu d'informations sur le marquage dans l'Atlantique Sud. En plus des études de marquage, une étude de l'ADN génomique de 224 spécimens suggère qu'il existe une forte subdivision génétique entre les populations de l'Atlantique Nord et de l'hémisphère Sud, mais n'a trouvé aucune différenciation au sein de ces hémisphères (Testerman, 2014). De nouvelles informations tirées des données sur les pêcheries et la recherche des océans Atlantique, Pacifique et Indien indiquent qu'il existe une distribution continue de l'espèce dans les trois océans et qu'elle s'étend de 20° à 60° de latitude Sud (Semba et al. 2013).

Dans l'ensemble, de récentes études de marquage conventionnel à long terme et par satellite suggèrent qu'il existe des stocks distincts dans l'Atlantique Nord oriental et occidental, avec un mélange limité. Bien que

Testerman (2014) n'ait trouvé aucune preuve génétique de différenciation entre les stocks de requin-taupe commun de l'Atlantique Nord oriental et occidental, il a été noté que génétiquement, il n'y a qu'environ 30 à 150 migrants par génération ou environ 2 à 12 migrants par an entre les stocks. Testerman (2014) a proposé que l'hémisphère Nord et l'hémisphère Sud soient gérés comme deux populations distinctes et génétiquement séparées. Bien qu'aucune différenciation génétique n'ait été trouvée entre les stocks du nord-est et du nord-ouest, le recrutement génétique entre ces zones est faible et doit être considéré comme deux stocks. Les données sont insuffisantes pour définir le nombre approprié de stocks dans l'hémisphère sud.

Le SCRS/2020/073 a présenté des informations sur la taille du requin-taupe commun dans l'Atlantique Nord et Sud et des observations sporadiques ont été enregistrées dans les zones orientales entre 20° Nord et 20° Sud. Ces rares captures, effectuées au cours de différentes années, pourraient étendre l'aire de répartition régulièrement envisagée pour cette espèce. D'autre part, dans un exercice réalisé pendant la réunion, le Secrétariat a présenté l'information de prise et d'effort de la tâche 2, qui montre également les captures déclarées par certains pays dans cette zone, notamment le Japon, au cours des dernières années. Toutefois, le scientifique japonais a fait remarquer que ces résultats doivent être vérifiés car ils ne sont pas basés sur des données de recherche et d'observateurs, et qu'une éventuelle extension de la gamme basée sur ces données doit donc être discutée plus en détail avant d'être acceptée. Bien que les deux sources d'information puissent suggérer la présence de cette espèce dans les zones tropicales et certains événements rares dans ces zones intertropicales orientales, des recherches plus approfondies sont nécessaires. Le Groupe a compris que cette information était très importante. Les auteurs ont souligné que ces enregistrements avaient été préalablement vérifiés parce que certains d'entre eux proviennent de régions où les SST sont élevées. Cependant, les auteurs ont également indiqué que ces enregistrements sont probablement liés à des températures plus froides dans les couches plus profondes en raison des phénomènes de remontées d'eaux côtières sur la côte ouest africaine et de l'effet des courants froids qui circulent le long de ces zones, ce qui se manifeste lors de l'étude des profils de température en fonction de la profondeur, et de la grande disponibilité alimentaire dans ces zones. Bien que la distribution de cette espèce soit régulièrement liée aux hautes latitudes et aux eaux froides, les auteurs ont averti que la SST ou la latitude n'est qu'une simplification et ne devrait pas être la seule variable considérée pour expliquer ces rares phénomènes, en particulier dans les régions de l'Atlantique Est touchées par des eaux froides profondes et des courants froids, qui peuvent servir de couloirs d'eau froide à partir de latitudes plus élevées, de sorte que certains spécimens peuvent atteindre sporadiquement des latitudes plus basses que celles qui sont le plus fréquemment et régulièrement décrites.

2.2 Captures

Le Secrétariat a présenté au Groupe les prises nominales de l'ICCAT les plus récentes (T1NC: prises nominales de tâche 1) sur le requin-taupe commun (POR). La série complète des prises de requin-taupe commun, historiquement classées géographiquement avec trois principales régions de la tâche 1 (NORT : Atlantique Nord ; SOUT : Atlantique Sud ; MEDI : Méditerranée), a finalement été divisée en quatre stocks de requin-taupe commun de l'Atlantique en utilisant les zones d'échantillonnage des istiophoridés de l'ICCAT **(figure 1**) avec le tableau d'association suivant :

Stock de requin-taupe commun	***Zones d'échantillonnage (istiophoridés uniquement)***	***Zone de la tâche 1 (facultatif)***
POR-NE (Atl- Nord-Est)	BIL94B, BIL94C	NE, AÇORES, CANA, CVER, ETRO
POR-NW (Atl- Nord-Ouest)	BIL91, BIL92, BIL93, BIL94A	NW, GOFM, WTRO
POR-SE (Atlantique Sud-Est)	BIL97	SE
POR-SW (Atlantique SO)	BIL96	AT-SW
**POR-MD (Méditerranée)*	BIL95	MEDI

*Les séries de captures en Méditerranée (principalement l'Italie et Malte) ont été laissées de côté (en dehors du stock POR-NE) en suivant la même approche que celle utilisée pour le requin-taupe bleu (SMA) et le requin peau bleue (BSH).

Dans le cas des captures annuelles sans zone d'échantillonnage d'istiophoridés et avec les zones de la tâche 1 déjà interrompues "NORT" et "SOUT" (moins de 2% de l'ensemble des séries de captures entre 1926 et 2018, affectant dans sa majorité les premières années), la division en stocks a été effectuée en utilisant les proportions obtenues pour l'année la plus proche (division du NORT en NE et NW et du SOUT en SE et SW). La zone d'échantillonnage BIL adoptée pour chaque division était la plus grande : NE (BIL94B) ; NW (BIL94A) ; SE (BIL97) ; SW (BIL96). Ce critère d'allocation devrait être révisé à l'avenir, ou par les CPC

respectives, ou lorsque des informations plus détaillées et plus complètes sur la tâche 2 (prise et effort) contenant les prises de requin-taupe commun seront récupérées.

Aucun nouveau document du SCRS contenant des informations sur POR T1NC n'a été présenté au Groupe. Par conséquent, les différences sont minimes lorsque l'on compare les séries de capture actuelles de requin-taupe commun avec les séries de capture adoptées lors de la réunion annuelle du SCRS de 2019. Ces modifications sont principalement dues aux déclarations tardives des révisions effectuées par les CPC de l'ICCAT après septembre 2019.

En raison de contraintes de temps, les améliorations apportées au cours de la réunion à la T1NC en termes de reconstitution des captures et de comblement des lacunes, ont été faibles et limitées seulement aux deux stocks de l'Atlantique ouest (POR-NW et POR-SW).

Stock du nord-ouest :

A la demande du Groupe, le Secrétariat a utilisé une approche différente de celle utilisée dans Anon. (2009) pour estimer les prises non déclarées (débarquements et rejets morts) pour les CPC qui n'ont pas déclaré de débarquements et/ou de rejets morts au cours de la période 2008-2018, et qui ont déclaré des prises de requin-taupe commun avant 2008. Le Groupe a noté que la déclaration des rejets morts reste très limitée et que certains débarquements pourraient ne pas être déclarés.

L'estimation des captures s'est concentrée uniquement sur les pêcheries palangrières pour la période 2008-2018, en utilisant les jeux de données T1NC et EFFDIS (distribution de l'effort nominal, Taylor et al. *sous presse*) pour :

i. Obtenir les taux de capture nominaux moyens annuels pour les débarquements (L) et les rejets morts (DD), respectivement les CPUE(L) et les CPUE(DD).

ii. Pour la CPUE(L), utiliser uniquement les captures de requin-taupe commun des États-Unis et du Japon comme prises accessoires (en excluant le Canada dont la pêcherie ciblait le requin-taupe commun pendant la période 2008-2013).

iii. Et pour la CPUE(DD), utiliser le Canada et les États-Unis.

iv. Chaque série de CPUE a ensuite été multipliée par le nombre estimé d'hameçons (sur tous les carrés de 5x5 degrés du stock POR-NW) de chaque flottille palangrière qui a un T1NC historique de requin-taupe commun pour le stock NW.

v. Les séries estimées pour les pavillons avec EFFDIS étaient :

   - Série L : Barbade, Taipei chinois, Japon, Rép. de Corée et Venezuela.
   - Séries DD : Barbade, Taipei chinois, Japon, Rép. de Corée et Venezuela.

vi. Aucune estimation n'a été faite pour les flottilles palangrières sans EFFDIS (îles Féroé, France (SPM), Cuba, Norvège). Ces flottilles ne disposaient pas d'EFFDIS, peut-être parce qu'elles ne pêchaient pas activement entre 2008 et 2018 ; l'île Féroé n'est pas une CPC de l'ICCAT.

vii. Pour les deux années où les États-Unis n'ont pas déclaré DD (2009 et 2012), les DD ont été estimés comme la moyenne des deux années précédentes pour 2012, et des deux années suivantes pour 2009.

Cette approche suppose que les flottilles palangrières qui ont des captures historiques antérieures à 2008 dans le stock POR-NW auraient des taux de capture de POR similaires à ceux des flottilles palangrières des États-Unis et du Japon (pêcheries non ciblées), et/ou des rejets morts (Canada, États-Unis) si elles pêchaient activement après 2008, sauf preuve du contraire. Cette approche est préliminaire parce que l'indice d'une flottille qui se trouve dans l'habitat du requin-taupe commun est multiplié par l'effort d'une flottille qui se trouve en dehors de l'habitat du requin-taupe commun (par exemple, le Venezuela, la Barbade et certaines zones de pêche du Taipei chinois) et donc une amélioration supplémentaire est nécessaire pour l'estimation des débarquements et des rejets morts non déclarés.

Stock du sud-ouest :

La série palangrière T1NC de l'Uruguay (1981-2001) reconstituée en utilisant l'approche du ratio de capture (voir le rapport : WG-SHK 2019) et non incluse en 2019 a finalement été ajoutée à la base de données de la tâche 1. Cette série a déjà été adoptée par le Groupe lors de cette réunion.

Vue générale :

Les nouvelles estimations des flottilles non déclarantes sont présentées dans le **tableau 1**. Le **tableau 2** et la **figure 2** présentent la T1NC globale finale par stock, engin et année. La **figure 3** montre les différences de captures de POR-NW avant et après les nouvelles estimations.

Le Groupe a adopté ces nouvelles estimations **(tableau 1**) comme estimations préliminaires du SCRS pour le POR-NW et a convenu qu'elles représentent les meilleures estimations scientifiques du SCRS pour les ponctions totales de requin-taupe commun de l'Atlantique par stock dans le délai imparti. Par convention, toutes les estimations préliminaires du SCRS ajoutées à la tâche 1 devraient être remplacées à l'avenir par les estimations officielles correspondantes de la CPC.

Le Groupe a également reconnu que les estimations des débarquements et des rejets morts doivent être revues à l'avenir pour les améliorer pour les raisons décrites ci-dessus. En raison de contraintes de temps, il n'a pas été possible de procéder à cet examen lors de cette réunion, ce qui souligne l'importance de tenir des réunions de préparation des données, en particulier pour les stocks dont les débarquements et/ou les rejets morts sont mal communiqués, comme les requins pélagiques. Il est donc recommandé que pour le prochain processus d'évaluation du requin-taupe commun, une réunion de préparation des données soit organisée afin de disposer de suffisamment de temps pour revoir et mettre à jour les estimations des ponctions totales.

Le Groupe a également reconnu l'importance de la mortalité post-remise à l'eau de spécimens vivants de POR-NW associée aux activités de pêche, en particulier dans le cadre des règlements de gestion actuels [Rec. 15-06, page 1]. Des études antérieures et récentes (Campana et al. 2016, Anderson et al. 2019) ont fait état de taux de mortalité post-remise à l'eau de l'ordre de 17% (allant de 6,7% à 27,2%). L'absence de déclarations officielles sur les rejets vivants (DL) (seul le Canada a déclaré des rejets vivants entre 2015 et 2018) a empêché d'estimer avec un degré de confiance raisonnable la composante de la mortalité après la remise à l'eau. Toutefois, la composante de la mortalité après la remise à l'eau devrait être prise en compte à l'avenir, notamment parce que les quantités rejetées devraient être plus élevées que les débarquements actuels.

2.3 Indices d'abondance

Le SCRS/2020/084 a présenté les résultats d'une analyse des indicateurs pour la population de requins-taupes communs de l'Atlantique Nord occidental basée sur les données des observateurs palangriers japonais entre 2000 et 2018. L'analyse comprenait la description de l'évolution spatio-temporelle de l'effort, de la CPUE (prise en nombre pour 1.000 hameçons) et du déploiement des engins, l'estimation d'un indice d'abondance et la tendance de la taille et du sex-ratio dans une zone limitée. Les opérations à la palangre ciblant le thon rouge de l'Atlantique ont montré une forte variabilité saisonnière et interannuelle dans la zone d'opération. La tendance annuelle estimée de l'abondance était proche de celle de la CPUE nominale et était stable entre 2000 et 2014, à un faible niveau < 1,0 requin pour 1.000 hameçons, mais a montré une tendance à la hausse de 2014 à 2018. L'analyse des données de taille a suggéré que les juvéniles dominaient dans les deux sexes et que les sex-ratios étaient à peu près égaux tout au long des années analysées. La longueur corporelle médiane et moyenne est devenue plus petite (<1m PCL) ces dernières années avec l'augmentation de la CPUE, par rapport aux années précédentes. Bien que ces tendances aient été obtenues sur la base de zones géographiques limitées et qu'un examen attentif soit donc nécessaire, la série temporelle qui en résulte suggère la possibilité de tendances à la hausse de l'abondance et des jeunes poissons depuis le milieu des années 2010.

Le Groupe a indiqué que les flottilles canadiennes ont changé de zone d'opération, ce qui a eu des répercussions sur les lieux de capture des requins-taupes communs. Les changements dans les conditions océanographiques ainsi que dans le comportement des flottilles dont les navires ciblent l'espadon ont entraîné une réduction substantielle de la CPUE des requins-taupes communs de ces flottilles. Toutefois, la

flottille japonaise ciblant le thon rouge n'a pas enregistré de réduction similaire de la CPUE. En outre, le changement de zone d'opération de la flottille japonaise était principalement dû à une efficacité accrue des opérations pour le thon rouge de l'Atlantique, et non à un changement d'espèce cible. L'auteur a noté que l'effet des conditions océanographiques n'a pas été pris en compte dans l'analyse. Il a également été précisé que l'augmentation de la CPUE japonais après 2015 n'était pas seulement due à des prises importantes en quelques opérations, mais aussi à des prises constantes dans chaque opération.

Le SCRS/P/2020/035 a présenté une CPUE standardisée du requin-taupe commun capturé par les palangriers uruguayens dans le sud-ouest de l'océan Atlantique entre 1982 et 2012. La flottille thonière uruguayenne peut être divisée en deux périodes bien définies : 1982-1992 pour la palangre de style japonais (opérations en eaux profondes) et 1993-2012 pour la palangre de style américain (opérations en eaux peu profondes). Les analyses de standardisation ont été effectuées à l'aide de modèles mixtes additifs généralisés et en divisant les séries temporelles dans ces deux périodes. Les résultats des modèles GAMM montrent un effet important de la *température de surface de la mer* (SST) ainsi que de *la latitude* dans les prises de requins-taupes communs. La première période a présenté des valeurs de CPUE standardisées plus élevées, ce qui suggère que des facteurs liés à la méthode de pêche, tels que la profondeur de l'opération ou le type d'appât, pourraient avoir un effet sur les taux de capture des requins-taupes communs.

Les commentaires qui ont suivi la présentation portaient principalement sur l'importance des variables environnementales dans les prises de requins-taupes communs. Le fait que la *SST* et *la latitude* puissent être des variables confondues a été mentionné. Cet aspect a été discuté avant l'analyse et les auteurs ont décidé de l'utiliser dans un sens ou dans l'autre, car les conditions environnementales de la zone d'opération des flottilles sont très variables au cours de l'année, en fonction de l'influence du courant chaud du Brésil et du courant froid des Malouines.

Le SCRS/P/2020/037 a présenté les résultats et les analyses préliminaires de la prospection palangrière à la palangre indépendante des pêcheries du Canada visant le requin-taupe commun. Un modèle « hurdle » spatialement implicite qui incorporait les effets environnementaux a suggéré que la distribution du requin-taupe commun est devenue plus diffuse (moins concentrée le long du rebord du plateau) et que l'abondance a diminué de 2007 à 2017. La forte baisse de l'abondance est contraire aux prévisions du modèle utilisé dans l'évaluation de 2020 (SCRS/2020/096), ainsi qu'aux tendances de la CPUE du Japon (SCRS/2020/084). La variabilité des taux de capture était excessivement élevée à partir de cette conception de station fixe et les prises pourraient avoir été liées à une variable prédictive qui n'a pas été prise en compte. Ces résultats ont été fournis à titre d'exemple pour expliquer pourquoi une prospection ne peut pas indexer l'abondance d'un requin pélagique comme le requin-taupe commun.

Après la présentation, il a été demandé de fournir des détails opérationnels supplémentaires sur les prospections, tels que la description de l'engin, la profondeur d'opération et la période de l'année. Pour ce dernier point, il a été mentionné qu'il y avait un court délai pour terminer les prospections, en raison de problèmes opérationnels, mais que les campagnes ont commencé à la mi-juin et ont duré trois semaines. En réponse à une question concernant la composante de la population de requins-taupes communs échantillonnée chaque année, les auteurs ont déclaré que de légères variations dans la composition par taille et par sexe étaient observées entre les prospections. En réponse à la question de savoir si d'autres espèces capturées dans le cadre de la prospection ont connu le même déclin, les auteurs ont mentionné qu'il n'était pas possible de l'évaluer car les captures des autres espèces étaient trop faibles. Les auteurs ont fait remarquer que cette présentation était donnée à titre d'information, et qu'il n'était pas question de l'utiliser comme un indice d'abondance ou d'inclure les résultats dans l'évaluation actuelle.

2.4 Cycle vital

Le SCRS/2020/090 a présenté les taux vitaux pour la population de l'Atlantique Nord-Ouest et la population de l'Atlantique Sud du requin-taupe commun ainsi que plusieurs paramètres d'intérêt qui peuvent être utilisés comme données d'entrée dans d'autres modèles comme le taux intrinsèque d'augmentation de la population (r_{max}), le taux de reproduction maximal sur toute la durée de la vie ($\hat{\alpha}$), le ratio du potentiel de reproduction au moment du recrutement maximal excédentaire (SPRMER) et le temps de génération. Les valeurs de ces paramètres ont été obtenues de manière déterministe par le biais de six méthodes et une simulation stochastique a été réalisée avec l'approche de la matrice de Leslie. Pour l'Atlantique Nord-Ouest, le scénario de simulation qui considérait un cycle de reproduction annuel ou biennal comme également

probable a été jugé le plus plausible, impliquant des valeurs de r_{max} = 0,059, $\hat{\alpha}$ = 3,22, et SPR_{MER} = 0,56. Les informations concernant l'Atlantique Sud étant très rares, les valeurs publiées pour le Pacifique Sud ont dû être utilisées pour la plupart des données d'entrée sur le cycle vital Comme l'incorporation de ces valeurs dans la simulation a conduit à ce que plusieurs paramètres estimés soient hors limites/indéfinis, le scénario déterministe qui supposait un cycle de reproduction annuel et une longévité obtenue grâce au radiocarbone radioactif a été jugé le plus plausible, impliquant des valeurs de r_{max} = 0,059, = 3,253, et SPR_{MER} = 0,55.

Il a été noté que les méthodes utilisées pour dériver les estimations de r_{max} dans ce travail étaient cohérentes avec celles utilisées dans l'évaluation du stock de requin-taupe commun de 2009 (Anon. 2010). Il a également été demandé si les valeurs individuelles de chaque paramètre estimé dans l'approche de simulation stochastique étaient disponibles pour une utilisation potentielle dans l'analyse de la MSE, en réponse à quoi il a été noté que le code original avait été modifié pour être utilisé dans l'ICM et que les valeurs étaient donc disponibles. Au total, le Groupe a convenu d'utiliser les paramètres recommandés dans le SCRS/2020/090 pour l'Atlantique Nord occidental et l'Atlantique Sud pour les différentes approches d'évaluation.

2.5 Compositions par taille

Le document SCRS/2020/097 présentait des informations sur la distribution par taille et par sexe des requins-taupes communs recueillies par les observateurs des pêcheries de plusieurs flottilles palangrières dans l'Atlantique (UE-Portugal, Canada, Japon, Namibie, Afrique du Sud, Uruguay et États-Unis). Un total de 26.404 registres de requins-taupes communs collectés entre 1992 et 2019 ont été compilés et analysés, y compris les distributions par taille spécifiques à chaque région et les séries temporelles. Les sex-ratios ont également été analysés par région et par saison.

Le Groupe a noté que ces dernières années, les tailles d'échantillon (N) des spécimens mesurés sont petites, de sorte que les séries temporelles de ces années ne sont pas aussi représentatives. Dans le cas spécifique du Sud-Ouest, on observe une forte augmentation des tailles ces dernières années, mais elle n'est due qu'à la faible taille des échantillons certaines années, alors que certaines années, aucun spécimen n'est mesuré. Pour le Nord-Ouest, les auteurs ont souligné que la forte augmentation des tailles en 2019 était due à la capture de quelques spécimens de grande taille à proximité de la longitude limite du stock dans l'Atlantique Nord.

Compte tenu de la faible taille de l'échantillon certaines années, le Groupe a recommandé la prudence dans l'interprétation et les conclusions tirées des tendances de la taille dans les séries temporelles. Plus précisément, pour l'hémisphère sud, cette analyse a été divisée en zones Sud-Ouest et Sud-Est, et il a été mentionné qu'une idée pourrait être de combiner les séries temporelles de ces deux régions en une seule série.

Il a été précisé que les données utilisées dans le document proviennent d'observateurs scientifiques embarqués sur les palangriers commerciaux et de prospections scientifiques. Dans le cas particulier du Canada, la majorité des données collectées avant 2005 proviennent de l'échantillonnage de navires qui ciblaient les requins-taupes communs, tandis que pour les autres flottilles, il s'agit surtout de prises accessoires provenant de palangriers ciblant les thonidés et les espèces apparentées.

Le Groupe a noté la différence de taille entre les États-Unis et le Canada qui opèrent dans une zone similaire, les captures du Canada étant composées de spécimens plus grands que celles des États-Unis. Une possibilité est liée aux différences de saisonnalité des deux composantes de la pêcherie canadienne ; avant 2013, lorsque la pêcherie était ciblée sur le requin-taupe commun, elle se déroulait du début du printemps à la fin octobre et avait tendance à capturer des spécimens plus grands. Ces dernières années, les prises proviennent principalement de prises accessoires dans les eaux plus côtières et tendent à être composées de plus petits spécimens capturés plus près de la côte. Le Groupe s'est également demandé si le type d'hameçon utilisé dans les pêcheries palangrières pélagiques des États-Unis et du Canada était similaire et il a été précisé que les deux flottilles utilisent des hameçons circulaires.

Il a également été noté que la configuration des engins de pêche au Canada a également changé entre l'époque où la pêcherie était dirigée sur le requin-taupe commun et les années plus récentes où elle est dirigée sur l'espadon. La flottille est toujours composée des mêmes navires de pêche opérant dans la même région générale, mais la stratégie de pêche a changé au fil du temps et cela pourrait avoir contribué à ce que

la plupart des spécimens soient plus petits ces dernières années. Il a été noté que pour l'analyse SAFE, les données utilisées ne commençaient qu'à partir de 2010 (lorsque plusieurs réglementations sont entrées en vigueur dans plusieurs pays), de sorte que cette approche utilise principalement des données datant de l'époque où la plupart des navires visaient déjà l'espadon.

Le Groupe a également noté que dans le cas spécifique du Canada où il y a eu ce changement de ciblage, il pourrait être intéressant d'étudier la distribution par taille de ces deux composantes de la flottille séparément. Les résultats ont ensuite été présentés au Groupe à partir d'une comparaison de la distribution des tailles par décennie (années 1990, 2000 et 2010 et au-delà) des deux composantes de la flottille. Aucune différence dans la distribution des tailles des captures n'est apparue.

Le SCRS/2020/073 a fourni des observations sur la taille du requin-taupe commun récupérées dans les registres scientifiques de la pêcherie palangrière espagnole ciblant l'espadon dans l'océan Atlantique pour la période 1987-2017. Pour les zones septentrionales, l'analyse des données a montré une stabilité de la longueur moyenne tout au long de la série temporelle, une gamme très stable de valeurs moyennes et très peu de différences entre les sexes. Les données suggèrent qu'une petite fraction de spécimens est disponible dans les zones océaniques où cette flottille pêche régulièrement et que certains spécimens pourraient atteindre sporadiquement certaines zones intertropicales de l'Atlantique.

Les auteurs ont précisé que la flottille de palangriers espagnols, dont ces données proviennent, cible l'espadon et opère toute l'année et non selon un schéma saisonnier spécifique. Cette flottille a sporadiquement capturé quelques requins-taupes communs en tant que prises accessoires très faibles.

Le Groupe a noté qu'il y a quelques prises sporadiques entre 20ºS et 20ºN, dans des zones qui pourraient représenter une extension de l'aire de distribution du requin-taupe commun. Il a également été noté que la plupart des tailles entre 20ºS et 20ºN proviennent de spécimens de sexe indéterminé, sur différentes années.

Le Secrétariat a divisé et montré les données de capture et d'effort par région et a indiqué qu'il y a quelques registres de capture entre 20ºN et 20ºS dans la base de données CE de l'ICCAT. Il a été noté que dans certains cas, ces prises seraient proches des limites 20ºN ou 20º S, mais il existe également des données plus proches de l'équateur. Il a en outre été demandé au Secrétariat de produire une carte entre 20ºN et 20ºS à une résolution de 5º x 5º montrant des informations sur la présence des requins-taupes communs à partir des bases de données de l'ICCAT.

Il a été noté que lorsque les requins-taupes communs sont très petits, l'identification des espèces est problématique et il est possible de confondre le requin-taupe commun avec le requin-taupe bleu. Il a également été noté que si les données CE de l'ICCAT proviennent probablement principalement des carnets de pêche, les données de taille proviennent essentiellement des données d'observateurs avec un degré de fiabilité beaucoup plus élevé pour l'identification des espèces. Après que le Groupe a eu demandé que les registres proches de l'équateur soient examinés de manière plus approfondie, les scientifiques de l'UE-Espagne ont précisé que les données utilisées dans le SCRS/2020/073 ont été collectées au cours de différentes années et ont été communiquées par différentes sources, telles que des scientifiques hautement qualifiés à bord et également certains capitaines collaborateurs. Les auteurs ont écarté la possibilité d'une identification erronée de spécimens de requin-taupe commun comme étant des requins-taupes bleus après un examen approfondi des données provenant des différentes sources.

2.6 Autres données pertinentes

Le SCRS/P/2020/034 a présenté des informations concernant la mortalité due à l'hameçon du requin-taupe commun sur les palangriers opérant dans l'Atlantique Sud-Ouest. Les données utilisées dans l'analyse proviennent d'observateurs scientifiques à bord de palangriers uruguayens et aussi de palangriers japonais opérant dans la ZEE uruguayenne. Un modèle mixte additif généralisé (GAMM) a été ajusté en tenant compte des covariables biologiques, environnementales et opérationnelles. Les résultats ont montré que les calées de palangres en eaux profondes avaient une mortalité due à l'hameçon plus faible que les calées en eaux peu profondes. La taille, la température de la surface de la mer et le sexe étaient également des covariables significatives, la mortalité due à l'hameçon augmentant avec la taille et la température, et étant plus faible chez les femelles que chez les mâles. Les auteurs ont suggéré que les différences observées dans la mortalité due à l'hameçon entre les calées en eaux profondes et les calées en eaux peu profondes pourraient être liées

à la longueur des avançons. Les navires japonais ont des avançons plus longs qui pourraient permettre un mouvement moins restreint des spécimens capturés. D'autre part, les avançons plus courts de la flottille uruguayenne pourraient restreindre les mouvements dans une mesure qui pourrait limiter la capacité du spécimen à ventiler correctement, diminuant en fin de compte ses chances de survie. Même si les auteurs reconnaissent que la durée de l'immersion était une variable importante à inclure, ils ont discuté des problèmes associés à l'utilisation des données disponibles sur la durée de l'immersion et de la manière dont cela a affecté la performance du modèle et rendu les résultats incohérents. Enfin, les auteurs ont mentionné quelques alternatives qui pourraient être incorporées dans les travaux futurs afin d'inclure cette variable de manière plus significative (c'est-à-dire minuteurs d'hameçons, enregistreurs de température et de profondeur).

3. Méthodes d'évaluation et résultats

3.1 Évaluation de la durabilité des effets de la pêche (SAFE)

Le SCRS/2020/100 décrivait la façon dont les informations sur la distribution des stocks de requins-taupes communs du Nord et du Sud ont été évaluées par rapport à l'effort de pêche afin de déterminer l'étendue du chevauchement géographique entre les espèces avec l'activité de pêche palangrière commerciale. Le degré de chevauchement est appelé "disponibilité" et constitue l'un des éléments de l'évaluation quantitative des risques écologiques (ERA) de l'évaluation de la durabilité des effets de la pêche (SAFE). Pour décrire la distribution du requin-taupe commun dans l'évaluation précédente, les informations spatiales pour l'Atlantique Nord et Sud provenaient de l'IUCN. Pour cette évaluation, la distribution du requin-taupe commun dans l'Atlantique Nord-Ouest a été étendue en utilisant de nouvelles informations substantielles sur les présences obtenues à partir de**s** données des prises commerciales ainsi que du marquage par satellite. La répartition dans l'Atlantique Sud était encore décrite à partir des données de l'IUCN. Il n'a pas été possible de prendre en compte la densité relative des requins-taupes communs dans les différentes régions de l'Atlantique Nord ou Sud, de sorte que l'étendue spatiale de leur distribution englobe toutes les zones où l'on trouve au moins la présence d'un spécimen de requin-taupe commun (données de présence/absence). Pour caractériser la répartition spatiale de l'effort de pêche, la somme du nombre d'hameçons à une résolution spatiale de 5 degrés a été transformée en une grille de trame. L'effort a été additionné à partir des flottilles spécifiques qui avaient fourni des données aux autres composantes de l'ERA, donnant une distribution de l'effort agrégée dans l'Atlantique Nord et Sud. La disponibilité a été calculée comme étant la zone de répartition de l'effort qui chevauche la répartition du requin-taupe commun divisée par la zone totale de répartition du requin-taupe commun dans l'Atlantique Nord et Sud, respectivement (appelée type 1 dans le manuscrit). Biologiquement, ce calcul représente la proportion de la population de requins-taupes communs qui est accessible à l'activité de pêche. Trois autres mesures de chevauchement ont également été calculées, représentant la quantité d'activité de pêche qui se superposait avec le requin-taupe commun divisée par la quantité totale de l'effort (appelée type 2 dans le manuscrit). Cela représente la proportion de l'activité de pêche qui a le potentiel de capturer le requin-taupe commun. Les estimations ont sensiblement changé lorsque l'effort a été caractérisé comme présence/absence, ou comme une magnitude relative de la déclaration de la tâche 2 (T2CE), ou des estimations EFFDIS de l'effort total.

Une discussion s'ensuit sur la manière dont les nouvelles données sur la répartition des espèces obtenues grâce au marquage électronique ont été ajoutées au fichier de formes de l'IUCN de la répartition des espèces. Dans le cas des données présentées par l'UE-Espagne dans le document SCRS/2020/073 qui montrent la présence de requins-taupes communs dans les régions tropicales (entre le sud de 20º Nord et le nord de 20º Sud), bien qu'il soit souhaitable d'inclure les nouvelles données disponibles car elles élargissent considérablement l'aire de répartition des espèces prédominantes de l'IUCN, le Groupe a conclu qu'elles devraient faire l'objet d'une étude approfondie avant d'être utilisées.

Il a également été question de la meilleure façon de consolider le fichier de formes lisse de l'IUCN sur la répartition des espèces avec le fichier d'effort par carrés de 5º x 5º degrés et les grilles spatiales de 5º x 5º. Le fichier de formes lisse de l'IUCN sur la répartition des espèces n'inclut pas la terre et donc certaines grilles le long de la côte ne seraient pas 5º x 5º, alors que le fichier d'effort par carré de 5º x 5º et les grilles spatiales incluent la terre (c'est-à-dire toute la zone dans le carré de la grille). La question a ensuite été posée sur la meilleure façon de traiter ces grilles côtières lors du calcul du ratio de chevauchement des zones d'effort et de distribution des espèces pour la composante de disponibilité de SAFE. Il a été noté que

les données d'effort représentaient des centroïdes et devaient être déplacées en ajoutant un décalage de 2,5º au centroïde du carré de 5º x 5º au Nord et en le déplaçant vers le bas de 2,5º au Sud. En réponse à ces commentaires, cette modification a été introduite, et les données d'effort sont maintenant représentées par des centroïdes où chaque point a son propre carré de 5º x 5º. Ces déplacements ont modérément augmenté les estimations précédentes de la disponibilité de SAFE.

Il a également été noté que si la disponibilité pour l'Atlantique Sud était calculée par rapport à la répartition de l'espèce dans tout l'hémisphère Sud, il serait souhaitable de calculer la disponibilité par rapport à la répartition de l'espèce dans l'Atlantique Sud uniquement. Ainsi, la distribution du Sud a été limitée à la zone de la Convention de l'ICCAT, englobant de -70º à 20º degrés de longitude.

Toutes les données d'effort ont été déplacées pour représenter les centroïdes et la distribution du stock de requins-taupes communs du Sud a été limitée à l'Atlantique Sud dans une analyse actualisée. Par souci de cohérence avec les centroïdes de l'effort, la répartition des espèces dans le Sud a également été placée sur une échelle spatiale de 5º. En conséquence, la disponibilité dans l'Atlantique Nord a légèrement augmenté, passant de 0,53 à 0,59, mais a nettement augmenté dans l'Atlantique Sud, passant de 0,11 à 0,49.

Il a également été noté que l'utilisation des données de présence/absence est une représentation approximative de la distribution de l'espèce car elle suppose une présence uniforme de l'espèce dans toute son aire de répartition. Cependant, il s'agit d'une évaluation pauvre en données et il n'y avait pas suffisamment de données pour calculer la densité relative des espèces comme cela pourrait être le cas pour une évaluation riche en données.

Il a également été noté que, comme cela a été fait pour l'ERA de 2012, il serait souhaitable de calculer la disponibilité séparément pour les flottilles qui comprennent à la fois une composante en eaux peu profondes et en eaux profondes. Il a également été mentionné qu'il serait souhaitable d'augmenter la résolution spatiale actuelle de 5º x 5º lorsque ces données seront disponibles à l'avenir.

Le SCRS/2020/099 a présenté une SAFE préliminaire (Évaluation de la durabilité des effets de la pêche) des palangres pélagiques dans l'Atlantique Nord et Sud. L'approche SAFE calcule un indice approchant de la mortalité par pêche comme le produit de quatre composantes : la disponibilité de l'espèce pour les flottilles, la possibilité de rencontrer l'engin de pêche compte tenu de la distribution verticale de l'espèce, la sélectivité de l'engin de pêche et la mortalité après capture. Les valeurs de F ont été comparées à un point de référence basé sur F (F_{PME}) calculé sur la base de la productivité (exprimée comme le taux de reproduction maximal sur toute la durée de vie, $\hat{\alpha}$) estimée dans le SCRS/2020/090 (Cortés et Semba 2020) et les ratios F_{PME}/M de Cortés et Brooks (2018) pour évaluer l'état de surpêche. Les résultats préliminaires suggèrent que le requin-taupe commun dans l'Atlantique Nord et Sud ne fait pas l'objet d'une surpêche.

Description de la méthode SAFE

La susceptibilité a été calculée quantitativement sur la base de l'approche SAFE comme le produit de quatre probabilités conditionnelles (disponibilité, possibilité de rencontre, sélectivité et mortalité après capture). La disponibilité est la probabilité que la flottille interagisse avec le stock sur le plan horizontal ; la possibilité de rencontre est la probabilité qu'une unité d'effort de pêche rencontre le stock disponible ; la sélectivité est la probabilité que la population rencontrée soit effectivement capturée par l'engin de pêche ; et la mortalité post-capture est la probabilité que la population capturée meure.

L'analyse incluait les flottilles pour lesquelles des informations provenant des programmes d'observateurs ont été mises à disposition. Pour l'Atlantique Nord, nous avons utilisé des données du Canada, du Japon, de UE-Portugal et des États-Unis ; et pour l'Atlantique Sud, des informations du Japon, de la Namibie, de l'Afrique du Sud et de l'Uruguay. Nous avons limité l'analyse à la période 2010-2018 en raison de l'influence probable des changements de gestion sur les taux de capture, la composition des tailles, et le traitement et la disposition des prises.

La disponibilité a été calculée comme étant la proportion de la distribution spatiale de la flottille palangrière pélagique qui chevauche celle du stock, comme cela a été traditionnellement fait dans les ERA précédentes. La distribution spatiale de l'effort a été agrégée pour toutes les années afin de calculer une seule mesure de disponibilité à une résolution de 5º x 5º (voir Bowlby et al. 2020 ; SCRS/2020/100 pour plus de détails sur

le calcul de la disponibilité). Les cartes de distribution de l'IUCN (Évaluation mondiale des espèces marines) ont été utilisées pour décrire la distribution des espèces, avec des informations provenant des registres des observateurs, des registres des prises et du marquage par marques-archives (par satellite) qui complètent les données de l'IUCN dans l'Atlantique Nord-Ouest. Les données de distribution ont également été agrégées à une résolution de 5º x 5º pour permettre la comparaison avec la distribution de l'effort (Bowlby et al. 2020 ; SCRS/2020/100).

La possibilité de rencontre a été estimée comme étant le degré de chevauchement entre la distribution en profondeur du stock et celle de l'engin de palangre. À cette fin, nous avons décrit la répartition approximative en profondeur des engins de chacune des flottilles incluses dans l'analyse. Nous avons ensuite rassemblé des informations sur les préférences de profondeur des requins-taupes communs marqués avec des marques-archives par satellite provenant de plusieurs sources, notamment des activités du programme de recherche et de collecte des données sur les requins (SRDCP), résumées sous forme d'histogrammes du temps en profondeur dans des intervalles de 5 m pendant le jour et la nuit. Des informations ont été fournies pour quatre requins marqués dans l'Atlantique Nord-Est (latitude ~ 47° N, longitude ~ 7° O ; deux femelles : 195 cm FL chacune ; deux mâles : 181-203 cm FL), pour 18 requins marqués dans l'Atlantique Nord-Ouest (latitude ~ 42 à 44° N, longitude ~ -48 à -70° O ; 13 femelles : 88-209 cm FL ; trois mâles : 95-127 cm FL ; 2 de sexe inconnu : 110-152 cm FL), et 1 animal marqué dans l'Atlantique Sud-Ouest (latitude : -36,191, longitude:-52,850, marqué le 7/3/2016, 181 cm FL mâle adulte, 28 jours avec des informations complètes sur la profondeur à un taux d'échantillonnage de 10 minutes). Nous avons combiné les données de marquage par satellite de l'Atlantique Nord-Ouest et Nord-Est pour construire les histogrammes de distribution de la profondeur du requin-taupe commun pour l'Atlantique Nord et les données détaillées du seul requin de l'Atlantique Sud-Ouest pour l'Atlantique Sud. L'étape finale a consisté à calculer le chevauchement entre la distribution des espèces et celle des engins de pêche de nuit et de jour (le jour et la nuit ont été définis à l'aide d'un algorithme qui tient compte du temps, des données, de la latitude, de la longitude et du crépuscule et de l'aube nautiques dans la région concernée) et à en faire la moyenne pour obtenir la probabilité quotidienne d'être rencontré. Pour la flottille uruguayenne, la capacité de rencontre a été calculée comme la moyenne des valeurs des composantes en eaux peu profondes et profondes. La capacité globale de rencontre a été calculée comme la moyenne des valeurs pour chaque flottille individuelle pondérée par l'effort proportionnel exercé par chaque flottille par rapport à l'effort total de toutes les flottilles (d'après EFFDIS pour 2010-2018).

La sélectivité dépend de la taille par définition, et toute tentative de produire une valeur unique pour un stock devrait donc être considérée comme une approximation brute. Ici, nous avons estimé une "sélectivité de contact" (proportion de poissons rencontrant l'engin qui sont capturés ; Griffiths et al. 2018) en 1) obtenant une distribution d'âge stable à partir d'un tableau de survie/approche de matrice de Leslie (Cortés et Semba, 2020 ; SCRS/2020/090) et en la transformant en une distribution de "longueur stable" par la fonction de croissance de von Bertalanffy pour les femelles et les mâles séparément (parce que la distribution stable d'âge/longueur du tableau de survie/matrice de Leslie n'est disponible que pour les femelles, la distribution stable de l'âge des femelles a été supposée pour les mâles) ; 2) en calculant les distributions longueur-fréquence pour les femmes et les mâles à partir des données des programmes d'observateurs de 2010-2018 ; 3) en utilisant ces distributions longueur-fréquence observées pour estimer la sélectivité à l'œil en supposant une fonction de sélectivité en forme de cloche ; 4) en calculant une valeur de sélectivité pour chaque flottille comme la somme des produits de la distribution stable des longueurs et la proportion sélectionnée dans chaque intervalle de longueur (en faisant cela séparément pour les femelles et les mâles) ; 5) en calculant la sélectivité globale pour chaque flottille comme la moyenne des valeurs de sélectivité pour les femelles et les mâles (en supposant que les femelles et les mâles sont abondants à parts égales) ; et 6) en calculant une valeur unique de sélectivité pour toutes les flottilles combinées comme la moyenne des sélectivités pour les flottilles individuelles pondérée par la prise totale proportionnelle de chaque flottille par rapport à la prise totale de toutes les flottilles pendant la période 2010-2018 obtenue à partir de la tâche 1 **(tableau 2**). Sous forme d'équation, la sélectivité de chaque flottille f pour les femelles est :

$$Sel_{f,females} = \sum_{l=min}^{l=max} p_l \times s_{l=females}$$

et pour les mâles :

$$Sel_{f,males} = \sum_{l=min}^{l=max} p_l \times s_{l=males}$$

où p_l est la proportion de la population dans chaque intervalle de longueur allant de la longueur minimale à la longueur maximale (égale pour les femelles et les mâles), et $s_{l=femelles}$ et $s_{l=mâles}$ sont les proportions dans chaque intervalle de longueur sélectionnées selon la courbe de sélectivité ajustée aux données observées pour les femelles et les mâles, respectivement. La sélectivité de chaque flottille est alors calculée comme la moyenne de $Sel_{f,femelles}$ et $Sel_{f,mâles}$.

Pour toutes les flottilles combinées, la sélectivité a été exprimée comme suit :

$$Sel_{all\ fleets} = \frac{\sum_{f=1}^{f=n} Sel_f \times C_f}{\sum_{f=1}^{f=n} C_f}$$

où C_f est le total des captures de la flottille f pendant la période 2010-2018.

La mortalité post-capture a été estimée sur la base des informations sur le statut (à bord du navire, avant l'embarquement) et le sort (mesures prises) des animaux recueillies dans le cadre de programmes d'observateurs scientifiques. La mortalité totale post-capture (PCM) a été calculée comme la somme des animaux gardés (K) et des animaux rejetés morts (DD) par rapport au nombre total d'animaux observés. Nous avons également pris en compte la mortalité cryptique en appliquant la mortalité post-remise à l'eau (p_D) à la somme des animaux perdus (L) et dont le sort était inconnu (U). La mortalité des animaux relâchés vivants (RA) a également été estimée en appliquant la même estimation de la mortalité post-remise à l'eau. L'équation était donc la suivante :

$$PCM = \frac{K + DD + (L + U)p_D + RAp_D}{K + DD + L + U + RA}$$

La mortalité post-capture pour toutes les flottilles combinées a été calculée comme la moyenne des valeurs PCM pour les flottilles individuelles pondérées par la prise totale proportionnelle de chaque flottille par rapport à la prise totale de toutes les flottilles pendant la période 2010-2018 de la tâche I **(tableau 2**).

La fraction des populations perdues du fait de la pêche (Zhou et Griffiths 2008), qui correspond au taux d'exploitation (U), a été calculée approximativement comme le produit des quatre composantes : disponibilité, possibilité de rencontre, sélectivité et mortalité post-capture, de sorte que :

$$U \approx \frac{\sum a_f}{A} \times \frac{D_f}{D} \times Sel \times P\ CM$$

où a_f est la distribution spatiale de la flottille , A est la distribution spatiale du stock, D_f est la distribution de la profondeur de l'engin, D est la distribution de la profondeur du stock, Sel est la sélectivité et PCM est la mortalité post-capture.

La valeur de U est la fraction de la population perdue du fait de la pêche et le taux de mortalité par pêche instantanée correspondant (F) est :

$$F = -\ln(1 - U)$$

Ce *F* peut ensuite être comparé à un point de référence basé sur *F*, tel que F_{PME} dérivé du cycle vital (Cortés et Brooks, 2018).

Détermination du statut

Nous avons utilisé les valeurs de $\hat{\alpha}$, le nombre maximal de femelles reproductrices pouvant être produites par une génitrice tout au long de sa vie, de Cortés et Semba (2020 ; SCRS/2020/090) pour déterminer le niveau de productivité (faible, moyen, élevé) publié dans Cortés et Brooks (2018). Les niveaux de

productivité dérivés peuvent ensuite être rattachés à un ratio de F_{PME}/M spécifique qui tient compte du moment où les animaux sont sélectionnés (c'est-à-dire immatures, matures) et du type de sélectivité de la pêcherie. En utilisant les valeurs moyennes de *M* employées dans Cortés et Semba (2020 ; SCRS/2020/090), la valeur résultante de F_{PME} peut alors être comparée à la valeur de *F* obtenue dans l'analyse SAFE pour déterminer s'il y a surpêche.

Résultats de la méthode SAFE

Après la présentation du SCRS/2020/099, la question s'est posée de savoir pourquoi une sélectivité en forme de cloche était supposée dans le calcul de la composante de la sélectivité. Le raisonnement était qu'il y aura probablement plus de cassures d'engins dues aux morsures de gros animaux. Dans le cas du Canada, la sélectivité était auparavant estimée à partir d'un modèle statistique intégré de prise par âge (Campana et al. 2010) et était en forme de cloche. Il a également été mentionné que les grands requins ont tendance à se trouver à des latitudes plus élevées que celles où la plupart des flottilles opèrent, ce qui conduit à la capture de plus petits animaux et que les hameçons circulaires pourraient conduire à la rétention de plus petits animaux.

On s'est également interrogé sur l'effet de l'hypothèse selon laquelle la mortalité après la remise à l'eau est égale à la moyenne de l'étude de Campana et al. (2016) (27,2%) et de l'étude d'Anderson et al. (2019) (0%). Il a été précisé qu'il serait facile de réaliser des scénarios de sensibilité postulant les valeurs de chacune de ces deux études pour évaluer si la valeur utilisée affecte les conclusions.

On s'est également demandé pourquoi la moyenne (par rapport à la somme) des valeurs du jour et de la nuit était utilisée dans le calcul de la possibilité de rencontre. En réponse à cette question, il a été expliqué que si l'espèce devait occuper toute l'étendue de la distribution de la profondeur des engins de pêche tant le jour que la nuit, la somme des deux serait égale à 200%, d'où l'utilisation de la moyenne.

En réponse à ces commentaires et aux nouvelles valeurs de disponibilité générées suite à la présentation du SCRS/2020/100, l'analyse SAFE a été mise à jour pour intégrer les changements suivants : 1) en utilisant les nouvelles valeurs de disponibilité pour l'Atlantique Nord et Sud, 2) en ajustant le calcul de la possibilité de rencontre pour refléter le fait qu'elle devrait être la moyenne, et non la somme, du chevauchement jour/nuit entre la distribution verticale de l'engin et de l'espèce, et 3) en utilisant des valeurs actualisées pour la mortalité post-remise à l'eau (PRM). L'utilisation des nouvelles valeurs de disponibilité a augmenté l'estimation de F, mais cela a été compensé par la réduction de la possibilité de rencontre. En ce qui concerne la mortalité après la remise à l'eau (3), il a été précisé que la plupart des requins-taupes communs inclus dans l'étude de Campana et al. (2016) avaient été amenés à bord, alors que sur les 15 requins capturés à la palangre qui ont transmis des données dans l'étude d'Anderson et al. (2019), sept étaient en "bonne" ou "saine" condition et huit en "mauvaise" condition ou "blessés", et qu'il n'y avait qu'une seule mortalité d'un requin "blessé", ce qui donnerait un taux de mortalité après la remise à l'eau de 6,7%. Sur la base de ces résultats, le nouveau taux moyen de PRM serait de 16,95 % (moyenne de 27,2 et 6,7) et deux scénarios de sensibilité ont été explorés : PRM élevé (27,2%) et PRM faible (6,7%). L'intégration de tous ces changements n'a pas affecté les conclusions sur l'état, la prévision restant que ni les stocks de l'Atlantique Nord ni ceux de l'Atlantique Sud ne font l'objet d'une surpêche **(tableaux 3** et **4**). Il a également été noté que les résultats pour l'Atlantique Sud sont conformes à ceux de l'évaluation de l'hémisphère Sud, qui a fait état d'une valeur moyenne de F/F_{PME}= 0,063 (fourchette : 0,046 à 0,083 pour 2006-2014), alors que ceux trouvés ici vont de F/F_{PME}= 0,107 à 0,119 pour 2010-2018.

3.2. Modèle de capture accidentelle

Le SCRS/2020/096 proposait une nouvelle approche de simulation basée sur le cycle vital pour les évaluations limitées en données et l'évaluation de l'état du stock (un Modèle de capture accidentelle : ICM), en utilisant le stock de requin-taupe commun de l'Atlantique nord-ouest comme exemple. Cette approche a été conçue pour les évaluations dans lesquelles les données de fréquence de tailles et les séries de CPUE pourraient ne pas être disponibles pour répertorier les changements d'abondance. Le modèle se fondait sur le même principe général que d'autres approches d'évaluation limitées en données : il utilisait des données sur le cycle vital et des postulats en conditions d'équilibre pour obtenir une population structurée par âge théorique en l'absence de pêche. Les résultats préliminaires démontraient comment l'état du stock de l'Atlantique nord-ouest changeait selon sa capacité de production : le modèle prévoyait que le stock se situerait au-dessus du seuil d'un état surexploité si la reproduction était annuelle mais qu'il aurait une forte

probabilité (72 %) d'être surexploité en 2018 si la reproduction était une combinaison de reproduction annuelle et biennale ou une reproduction exclusivement biennale. Dans tous les scénarios de reproduction, les futures ponctions devaient rester faibles pour permettre le rétablissement de la population.

Description de la méthode ICM

L'ICM est un modèle de simulation qui s'articule autour de deux grandes parties : (1) une composante de projection en arrière, utilisée pour prévoir la trajectoire de l'abondance historique au vu des séries temporelles de ponctions actuelles et évaluer l'état par rapport aux points de référence ; et (2) une composante de projection en avant qui peut être utilisée pour évaluer la probabilité d'accroissement de la population au vu de différents niveaux de ponctions des pêcheries. L'ICM tient compte de l'incertitude dans nos connaissances sur le cycle vital du requin-taupe commun en procédant à une simulation sur une distribution de valeurs de productivité de la population. Cette distribution provient de l'approche de matrice de Leslie décrite dans Cortés et Semba (2020 ; SCRS/2020/090) pour obtenir la capacité de croissance maximum théorique de la population en l'absence de pêche (r_{max}). Des approches de modélisation similaires ont auparavant été appliquées pour évaluer la capacité des espèces de prises accessoires à résister aux ponctions : par exemple pour les cétacés (Caswell et al. 1998 ; Dans et al. 2003), le requin pèlerin (Campana et al. 2008) et le requin blanc (Bowlby et Gibson 2020). Il s'agit de la première application de ce type de modèle de simulation à une évaluation des stocks au sein de l'ICCAT. Il est appliqué à une espèce qui était historiquement ciblée mais qui est devenue presque exclusivement une prise accessoire non-retenue.

Les projections en arrière utilisent un modèle exponentiel simple pour prédire les changements de la taille de la population (N) de l'année actuelle (y) par rapport à l'année précédente (y-1), en tenant compte des ponctions (R) :

$$(1)\quad N_y = e^r N_{y-1} - R_{y-1}$$

ce qui peut être restructuré comme suit :

$$(2)\quad N_{y-1} = \frac{(N_y + R_{y-1})}{e^r}$$

La série temporelle de ponctions des données de Tâche 1 informe R et doit être calculée en nombres plutôt qu'en biomasse. Les projections en arrière sont réalisées par intervalles annuels dans lesquels l'accroissement de la population survient dans un premier temps et les ponctions ont lieu par la suite. Cela rend l'analyse plus préventive en ce qu'elle amplifie légèrement les effets des ponctions en les modélisant comme un processus isolé et non continu. Il est à noter que la capacité de croissance de la population en l'absence de pêche (r_{max}) a été utilisée dans les projections en arrière, basées sur Cortés et Semba (2020 ; SCRS/2020/090). Cela signifie que l'effet des ponctions chaque année a été calculé par rapport à la capacité de croissance théorique de la population en conditions d'équilibre, ce qui est le même principe que celui à la base des approches d'évaluation basées sur les tailles (Hordyk et al. 2015a ; Hordyk et al. 2015b).

Les projections en avant utilisaient un modèle de croissance logistique simple, en postulant une capacité de charge (K) élevée (c'est-à-dire une dépendance de la densité très faible).

$$(3)\quad N_{t+1} = e^r N_t \left(1 - \frac{N_t}{K}\right)$$

Un modèle logistique garantissait que les projections futures ne pouvaient pas augmenter indéfiniment et surestimer ainsi fortement le potentiel de rétablissement de la population. La population a été projetée en avant sur 50 ans (2,5 générations) dans le cadre de multiples scénarios de ponctions différents afin d'évaluer comment la future mortalité par pêche pourrait influencer la probabilité d'être surexploité. Dans une population structurée par âge, la mortalité par pêche (F) réduit le taux de croissance de la population (r) en modifiant la survie à l'âge (l_x). Les taux de mortalité naturelle (M) ont été déterminés d'après l'analyse du cycle vital de Cortés et Semba (2020 ; SCRS/2020/090) et la survie à l'âge obtenue correspond à :

$$(4)\quad l_x = \prod_{i=0}^{x-1} e\left(-(M_i + F_i)\right)$$

La valeur de F est obtenue en réduisant la somme des carrés des valeurs résiduelles entre les ponctions observées (R_y) et les ponctions prédites, en tenant compte de la sélectivité de la pêcherie. D'après la relation de base entre un taux d'exploitation annuel (u) et une mortalité par pêche (F) instantanée :

(5) $u = 1 - e^{-F}$

Le nombre de spécimens dans la population au cours d'une année donnée (N_y) qui est vulnérable à la pêche correspond à :

(6) $vulnerable = N_y \frac{\sum_{x=sel}^{A} lx}{\sum_{x=0}^{A} lx}$

Les ponctions prédites sont simplement *vulnerable*u.*

L'ICM calculait par approximation une fonction de sélectivité en forme de dôme en postulant des taux de mortalité par pêche constants chez les juvéniles et aucune mortalité par pêche chez les adultes. Ceci reflète les données de composition par tailles issues de plusieurs flottilles, dont la grande majorité des captures se composent de spécimens immatures.

Des projets de recherche récemment menés suggèrent un cycle de reproduction qui serait biennal pour le requin-taupe commun (Natanson et al. 2019). Par conséquent, trois scénarios de productivité différents ont été pris en considération dans l'ICM : une périodicité de la reproduction d'un an (annuelle, forte productivité), une périodicité de la reproduction de deux ans (biennale, faible productivité) et un scénario intermédiaire postulant une combinaison à 50:50 de femelles se reproduisant annuellement et de femelles se reproduisant de façon biennale (annuelle + biennale ; productivité moyenne).

Évaluation de l'état du stock

L'état surexploité en 2018 ou à chaque année des projections futures peut être évalué en utilisant le point de référence SPR_{MER} proposé par Brooks et al. (2010) : le ratio du potentiel de reproduction au recrutement excédentaire maximum. Ce point de référence biologique est obtenu entièrement à partir des données du cycle vital et s'est avéré prédire avec précision l'état surexploité par rapport aux points de référence de la Production Maximale Equilibrée (PME) dans les évaluations des stocks traditionnelles (Cortés et Brooks 2018). Il est calculé comme suit :

(7) $SPR_{MER} = \frac{1}{\sqrt{\hat{\alpha}}}$

où $\hat{\boldsymbol{\alpha}}$ représente le taux de reproduction maximum (Myers et al. 1997, 1999), qui est le nombre maximum de femelles reproductrices pouvant être produit par une femelle reproductrice au cours de sa vie (Bowlby et Gibson 2020). Il est calculé d'après le taux de reproduction net ou de reproducteurs par recrue (SPR) multiplié par la survie maximum à l'âge-0 (Brooks et al. 2010). L'état surexploité est déterminé en comparant l'abondance actuelle avec une valeur seuil. Cette valeur représente généralement une proportion donnée (p) de la taille du stock qui devrait produire la PME. Les évaluations précédentes ont utilisé p = (1-M) pour les requins (Brooks et al. 2010).

La valeur seuil représentant l'épuisement des reproducteurs et des recrues au Recrutement Excédentaire Maximum, en postulant une relation stock-recrutement de Beverton-Holt, est comme suit :

(8) $\frac{\boldsymbol{S_{MER}}}{\boldsymbol{S_0}} = \frac{\sqrt{\hat{\boldsymbol{\alpha}}}-\mathbf{1}}{\hat{\boldsymbol{\alpha}}-\mathbf{1}}$

La population est considérée comme étant surexploitée si le niveau d'épuisement dans un indice d'abondance (I) divisé par la valeur seuil de l'Équation (8) est inférieur à la proportion p :

(9) $\frac{\frac{\boldsymbol{I_{current}}}{\boldsymbol{I_{unfished}}}}{\frac{\boldsymbol{S_{MER}}}{\boldsymbol{S_0}}} < \boldsymbol{p}$

L'abondance prédite au début de la série temporelle de ponctions visait à représenter la taille de la population non exploitée et l'abondance en 2018 représente l'abondance actuelle. Chaque itération de la

simulation produit une valeur différente pour $\hat{\alpha}$ ainsi que pour la taille de la population actuelle et non exploitée en fonction du mode d'inclusion de la variabilité dans le modèle (échantillonnage MC des distributions ; Cortés et Semba 2020 ; SCRS/2020/090). Ainsi, la résolution de l'Équation 9 donne une distribution des valeurs comparable à *p*.

De même, la proportion de simulations qui sont surexploitées à un intervalle de temps donné dans les projections en avant peut être obtenue en utilisant l'abondance future prédite comme $\boldsymbol{I_{current}}$. Les projections en avant ont été évaluées par intervalles de 5 ans par rapport aux scénarios de ponction allant de 0 à 24.000 spécimens. Dans chacune des années à venir, la proportion de trajectoires qui sont surexploitées devient le nombre de simulations < *p* divisé par le nombre total de simulations.

Validation

Le modèle ICM est une approche de simulation qui est tributaire des valeurs d'entrée utilisées, dans laquelle différentes valeurs d'entrée donnent des résultats différents. Contrairement aux modèles des pêches traditionnels, il n'effectue pas de comparaison entre les données prédites et observées par une procédure d'ajustement statistique. Afin de valider qualitativement l'ICM en tant qu'approche raisonnable, les valeurs d'entrée (période temporelle, postulats de productivité, séries de ponctions de la NAFO) ont été standardisées le plus près possible avec un modèle statistique de prise par âge (SCA) historique canadien (Campana et al. 2010b) et la trajectoire de l'abondance de 1961-2009 prédite par l'ICM a été comparée avec celle du SCA. L'ICM et le SCA produisaient des résultats extrêmement similaires, prévoyant une abondance initiale et des taux de déclin au cours de la série temporelle presque identiques. La capacité de l'ICM à reproduire les résultats du SCA lorsque les valeurs d'entrée étaient standardisées entre les deux approches donnait à penser qu'il s'agissait d'une méthode d'évaluation raisonnable.

Discussion sur l'ICM et travaux additionnels

À l'issue de la présentation, il a été demandé pourquoi une sélectivité en arête vive avait été choisie, dans laquelle F tombe à zéro chez les adultes. Les auteurs ont expliqué que l'estimation de F est réalisée à partir d'un modèle du cycle vital basé uniquement sur les femelles (analyse du tableau du cycle vital et équation d'Euler-Lotka), de telle sorte que la sélectivité reflète le postulat selon lequel les femelles adultes sont très rarement présentes dans les captures. Il s'agit d'une simplification des estimations de la sélectivité antérieures, issues de l'évaluation de 2009 (en forme de dôme avec une faible sélectivité chez les adultes).

Une question additionnelle a été posée afin de savoir si l'ensemble du modèle ICM se basait uniquement sur les femelles et si les séries de ponctions avaient été séparées pour ne tenir compte que des femelles. Les auteurs ont expliqué que la méthode du cycle vital permettant d'estimer la productivité de la population était basée uniquement sur les femelles mais que les prévisions de l'abondance de l'ICM sont pour l'ensemble de la population et utilisent l'ensemble des séries de ponctions.

Il a également été demandé si les déclins de la trajectoire historique correspondaient aux pics atteints dans les séries de ponctions. Les auteurs ont expliqué que cela était le cas. Ils ont également noté que la seule façon d'obtenir le déclin de la population dans les projections en arrière ($N_{t-1} > N_t$) à l'aide d'un modèle exponentiel est lorsque les ponctions sont supérieures à la capacité de production annuelle du stock.

Une question a été posée sur la sensibilité de la trajectoire d'abondance historique prédite à l'abondance postulée en 2018, car cela affecterait la probabilité d'être surexploité. Il a été noté que le modèle SCA canadien était utilisé pour faire une approximation de l'abondance de 2018 même si le SCA ne tenait compte que des années jusqu'en 2009. Il a été demandé de mieux ajuster la prévision de 200.000 spécimens en 2009 dans la trajectoire d'abondance historique de l'ICM. Les auteurs ont répondu que l'ajustement de la valeur de 2009 était possible et que cela donnerait des résultats différents pour les trois scénarios de productivité utilisés dans l'ICM. Ils ont aussi indiqué que cela n'avait pas été initialement effectué étant donné que la productivité basée sur les données les plus récentes du cycle vital (SCRS/2020/090) était inférieure à celle utilisée dans le modèle SCA, ce qui affecterait les prévisions de l'abondance absolue.

Les auteurs ont présenté les résultats du modèle ICM actualisé pour les trois scénarios de productivité dans lesquels l'abondance de 2009 devait se situer à ~200.000 spécimens. Cette actualisation a produit deux changements majeurs : (1) l'abondance initiale en 2018 augmentait considérablement en raison des très faibles ponctions récentes, et le modèle prévoyait que la trajectoire augmente de 2009 à 2018 ; et (2)

l'ampleur du déclin de la population historique diminuait, chutant à ~56 % au cours de la série temporelle si la reproduction était annuelle, contre ~76 % dans la formulation initiale du modèle.

Une discussion s'est alors engagée sur les séries de ponctions des dernières années et si une méthode cohérente avait été utilisée pour obtenir les données de Tâche 1 de 2009-2018. Le Secrétariat a confirmé qu'aucune estimation n'avait été réalisée pour la période 2009 à 2018 et le Groupe a fait observer que ces estimations étaient généralement effectuées lors d'une réunion de préparation des données qui n'avait pas été tenue avant cette évaluation. Suite à des travaux considérables visant à utiliser une méthodologie homogène pour estimer les ponctions tout au long de la série temporelle (*cf.* point 2.2), le Groupe a décidé d'utiliser les ponctions actualisées de l'ICM. Cette modification augmentait les ponctions entre 2009 et 2018 et réduisait le niveau d'accroissement de la population prédit à partir de 2009 dans l'ICM.

De longues discussions se sont tenues sur l'utilité d'utiliser la prévision de l'abondance de 2009 du modèle SCA canadien pour mettre à l'échelle l'ICM, étant donné que l'état du stock en 2018 est sensible à la valeur utilisée pour initialiser l'abondance en 2018. Il a été noté que les prévisions de l'abondance de la dernière année d'un SCA tendent à être les plus incertaines tandis que les changements relatifs de la trajectoire sont moins incertains. Des ajustements actualisés à l'ICM dans lesquels l'abondance de 2009 devait être ~200.000 spécimens réduisaient fortement l'ampleur du déclin de la population historique prédit et augmentaient l'abondance de 2018 de > 100.000 spécimens. Le modèle ICM initial prévoyait un déclin total plus semblable à celui du SCA, tandis que les prévisions de l'ICM à partir d'une abondance supérieure en 2018 réduisaient considérablement le taux de déclin historique. Le Groupe a décidé d'utiliser la formulation initiale du modèle mais de présenter le résultat d'un scénario postulant une plus grande abondance en 2018 comme scénario de sensibilité.

Les auteurs ont demandé des clarifications quant au scénario de productivité qui serait considéré comme le plus plausible dans l'évaluation. Le Groupe a décidé d'utiliser le scénario de productivité moyenne (annuelle + biennale) comme cas de base et de présenter les résultats du scénario de forte productivité (annuelle) comme scénario de sensibilité. La reproduction annuelle a été postulée dans l'évaluation précédente et un examen du cycle vital de la reproduction annuelle est nécessaire à des fins de continuité.

Il a été demandé comment l'ICM pourrait être appliqué à d'autres populations, et plus précisément à l'Atlantique sud, où il n'existe pas de prévision d'abondance d'après l'évaluation historique pouvant servir pour la mise à l'échelle de l'abondance de 2018. Les auteurs ont noté qu'il serait nécessaire que l'ICM s'ajuste à un indice de déclin relatif (c'est-à-dire des changements dans un indice de CPUE). L'utilisation des informations sur l'ampleur du déclin de la population sur un nombre d'années donné, au vu de la série temporelle de ponctions observée, donnerait une estimation de l'abondance de 2018, l'état actuel du stock par rapport au point de référence d'état surexploité et permettrait d'évaluer les futures ponctions des pêcheries.

Les auteurs ont présenté les ajustements préliminaires de l'ICM aux tendances de l'indice de CPUE de l'Uruguay, en utilisant les paramètres du cycle vital communiqués pour le sud dans Cortés et Semba (2020 ; SCRS/2020/090). Cette série de CPUE était assez variable et suggérait un déclin de ~85 % entre 1993 et 2012. En ajustant cette tendance sur la même période temporelle en utilisant l'ICM, le modèle prévoyait que la population dans l'Atlantique sud était extrêmement réduite en 2018 (~30.000 spécimens), et qu'il y avait une forte probabilité d'être surexploité. Un autre indice de CPUE provenant de la flottille japonaise (Semba et Yokawa 2011) a été étudié et le Groupe a noté que la série de CPUE du Japon ne présentait pas de preuve de déclin sur une gamme d'années similaire. Le Groupe a décidé de ne pas poursuivre les travaux sur le modèle ICM pour l'Atlantique sud en raison des informations contradictoires dans les indices de CPUE.

Trois commentaires ont été formulés en ce qui concerne la standardisation de cette évaluation avec d'autres conduites au sein de l'ICCAT. Premièrement, la valeur seuil (p) pour le point de référence SPR_{MER} devrait être calculée par rapport à la PME. Cela signifie que $p = 1$ devrait être la valeur critique plutôt que $p = 1\text{-}M$. Deuxièmement, les projections futures devraient présenter l'abondance par rapport à l'abondance au niveau de la PME pour permettre de comprendre où se situe la population par rapport au point de référence d'état surexploité. Troisièmement, les projections devaient être répétées pour postuler les captures moyennes de 2016-2018 pour 2019 et pour 2020 afin de tenir compte du décalage dans la mise en œuvre des réglementations de gestion à la suite d'une évaluation. Les scénarios de ponctions constantes devraient débuter en 2021.

Résultats de l'ICM

En réponse à ces commentaires, le modèle ICM a été appliqué seulement à l'Atlantique nord-ouest et a été mis à jour afin d'inclure les changements suivants : (1) la biomasse a été transformée en nombres à l'aide des données de fréquence de tailles spécifiques aux stocks, issues de Santos et al. (2020 ; SCRS/2020/097), et des paramètres de croissance de Cortés et Semba (2020 ; SCRS/2020/090), (2) la valeur critique de p = 1 a été utilisée pour évaluer l'état surexploité, (3) la série de ponctions a été actualisée pour inclure l'estimation des captures récentes (2009-2018 ; point 2.2), (4) le scénario du cycle vital annuel + biennal (productivité moyenne) a été considéré comme étant le plus représentatif, (5) une analyse de sensibilité pour le scénario de productivité moyenne a été exécutée et a mis à l'échelle l'abondance de 2009 à 200.000 spécimens dans les projections en arrière, (6) une deuxième analyse de sensibilité a été exécutée pour étudier le scénario de reproduction annuelle (forte productivité), (7) le diagramme initial représentant la médiane de l'abondance future dans chaque scénario de ponction a été remplacé par une figure représentant l'abondance relative et la valeur seuil pour évaluer l'état surexploité, et (8) les projections ont été réexécutées pour débuter en 2021, en postulant les captures moyennes de la période 2016-2018 pour 2019 et 2020.

Les projections en arrière de l'ICM indiquaient que l'abondance maximum pour le stock de l'Atlantique nord-ouest a été atteinte dans les années 1960, avec une médiane de la taille de la population prédite juste en-deçà de 1 million de spécimens (**figure 4**, panneau supérieur). Les deux périodes de déclin différentes dans les années 1960 et 1990 correspondent aux années avec des ponctions comparativement élevées, d'après les captures reconstruites de Tâche 1 (**figure 4**, panneau inférieur). Le modèle prévoyait que l'abondance minimum a été atteinte en 2001 et qu'il est probable que la population ait augmenté depuis lors. Si les ponctions en 2019 et 2020 demeurent au niveau moyen de 2016-2018, l'accroissement de la population est soutenu. Cette trajectoire ascendante coïncide avec les tendances de l'indice de CPUE japonais pour l'Atlantique nord-ouest de 2014 à 2018 (Semba et Kai 2020 ; SCRS/2020/084) mais est d'une moindre ampleur. La trajectoire de l'ICM représente le potentiel maximum de croissance de la population d'après le cycle vital, au vu des ponctions observées.

Le stock est actuellement surexploité avec une forte probabilité, 98 % des simulations tombant au-dessous de la valeur seuil de la PME pour la biomasse en 2018. Si les ponctions étaient réduites à zéro, les projections futures suggèrent que plus de 10 ans ou plus de la moitié d'une génération serait nécessaire pour que la population se rétablisse à l'abondance au niveau de la PME avec une probabilité de 60 % (**figure 5 ; tableau 5**). Si les ponctions sont plus élevées, la période temporelle nécessaire pour le rétablissement augmente **(figure 5**). Les projections futures suggèrent que les ponctions doivent demeurer en-deçà de 7.000 spécimens (214 t) afin de rétablir la PME en 50 ans ou en 2,5 générations avec une probabilité de 60 % (**tableau 5**).

D'après la série de capture reconstruite, les ponctions se sont élevées en moyenne à 47 t en 2014-2018, à 143 t en 2009-2013 et à 305 t en 2000-2009. Les résultats de cette évaluation donnent à penser que le stock de requin-taupe commun de l'Atlantique nord-ouest ne peut pas soutenir le niveau de pression de pêche observé dans la période de 10 ans précédant l'évaluation de 2009. Toutefois, des changements de gestion à la suite de l'évaluation de 2009 (y compris des restrictions commerciales internationales en lien avec l'inscription à l'Annexe II de la CITES et la fermeture de la pêcherie canadienne ciblant le requin-taupe commun en 2013) ont réduit les ponctions à un niveau permettant l'accroissement de la population. Le Groupe a également noté que d'importants changements étaient survenus dans les pratiques de rejets depuis 2014, mais que les rejets morts et la mortalité après remise à l'eau des rejets vivants n'ont pas pu être inclus dans les séries de ponctions utilisées pour cette évaluation. Si les ponctions étaient sous-estimées ces dernières années, l'état du stock en 2018 ne changerait pas mais le temps nécessaire pour atteindre la biomasse au niveau de la PME augmenterait dans les projections futures.

S'agissant des analyses de sensibilité, en postulant une périodicité de la reproduction d'un an (reproduction annuelle), la probabilité que la population soit actuellement surexploitée diminue, passant de 98 % à 83 %. Même si l'état du stock actuel est identique, une plus grande productivité permet un accroissement de la population plus rapide dans les projections futures. Dans le cadre d'un scénario de forte productivité, les ponctions pourraient être de l'ordre de 13.000 spécimens (398 t) pour avoir une probabilité > 60 % d'atteindre l'abondance au niveau de la PME en 50 ans ou 2,5 générations. De même, la mise à l'échelle des prévisions de l'abondance historique de l'ICM par rapport à une abondance de 200.000 spécimens en 2009 réduit l'ampleur du déclin de la population historique prévu par l'ICM. L'abondance en 2019 devient bien

plus élevée, ~310.000 spécimens, mais le maximum historique de 1961 reste très similaire au cas de base (juste en-deçà de 1 million de spécimens). Ce scénario suggère que la population en 2018 est bien plus proche de la biomasse au niveau de la PME même s'il a toujours une probabilité de 70 % d'être surexploité. Dans le cadre de ce scénario, les futures ponctions devraient être maintenues en-deçà de 14.000 spécimens (428 t) pour avoir une probabilité > 60 % d'atteindre l'abondance au niveau de la PME en 50 ans ou 2,5 générations.

Les analyses de sensibilité n'ont pas une forte incidence sur la perception de l'état du stock en 2018 pour le requin-taupe commun de l'Atlantique nord-ouest. Tous les scénarios évalués donnent à penser que la population est actuellement surexploitée avec une forte probabilité et que le stock a décliné de > 56 % par rapport à son abondance maximum dans les années 1960.

3.3 Ratio du potentiel de reproduction fondé sur la taille (LBSPR)

Le document SCRS/2020/P/040 présentait une étude sur la possibilité d'appliquer des modèles basés sur les tailles pour estimer le potentiel de reproduction du requin-taupe commun. Cela avait été défini à l'occasion de l'Atelier sur la reproduction tenu à Faro, au mois de février 2020, après une application de test d'un cadre nommé FishPath (FP). Ce cadre a été utilisé pour contribuer aux discussions sur le type de méthode qui pourrait être utilisé pour évaluer cette espèce compte tenu du manque de données nécessaires pour appliquer les méthodes d'évaluation des stocks traditionnelles. Avant les premiers scénarios du modèle, les données de tailles disponibles pour les requins-taupes communs femelles ont été étudiées en ventilant les données par stock, flottille et année, en utilisant uniquement les années avec plus de 70 spécimens mesurés. Cette étude a cependant révélé que les captures étaient essentiellement composées de spécimens immatures, comme l'indiquent les figures du document SCRS/P/2020/040. Le manque de représentativité des femelles matures empêche l'utilisation du LBSPR pour évaluer l'état du stock étant donné que ce modèle nécessite une composition par taille représentative de la portion mature du stock.

3.4 Autres méthodes

Le document SCRS/P/2020/036 présentait les résultats d'un ensemble de simulations en boucle fermée en cours de développement pour appliquer éventuellement une approche d'Évaluation de la Stratégie de Gestion aux stocks de requin-taupe commun. Cette approche élaborait des modèles opérationnels à l'aide d'une analyse de réduction des stocks stochastique (Walters et al. 2006) qui étaient conditionnés aux données de reconstruction de l'effort EFFDIS (Taylor et al. *sous presse*) et aux séries temporelles de Tâche 1 pour le stock de requin-taupe commun de l'Atlantique nord-ouest. Chaque modèle opérationnel a été ajusté aux séries temporelles de CPUE extraites de l'évaluation du stock de requin-taupe commun de 2009 (Anon., 2010) et aux données de composition par taille extraites des données de prise par taille de Tâche 2 préparées à la réunion. Les simulations en boucle fermée étudiaient la performance d'un ensemble de contrôles de la capacité essentiellement, dont plusieurs procédures de gestion basées sur les tailles. Malgré l'état de développement préliminaire de ces simulations, la présentation illustrait la possibilité d'utiliser cette approche pour évaluer la performance de Procédures de gestion alternatives pour l'évaluation et la gestion des stocks de requin-taupe commun.

De nombreux commentaires ont été formulés sur cette présentation. Le Groupe a tout d'abord noté que des exemples de contrôles de la capacité ont été appliqués au sein de l'ICCAT, notamment des fermetures spatio-temporelles des pêcheries de thons tropicaux, des périodes continues de fermeture, une limitation de la capacité et de l'effort et d'autres encore, ce qui suggère qu'il pourrait s'agir de mesures de gestion concrètes à envisager dans les procédures de gestion. La question des rejets non-déclarés a été soulevée comme étant un problème potentiel qui doit être résolu pour la performance des règles de contrôle de l'exploitation et, au demeurant, le paramétrage des modèles opérationnels et d'évaluation. La fiabilité de l'effort et sa proportionnalité linéaire aux captures a été discutée : le Groupe a noté que même si les prises accidentelles pourraient être proportionnelles, il convenait de tenir compte de l'effort dirigé sur le requin-taupe commun dans les séries d'effort historiques de manière différente pour les flottilles pour lesquelles le requin-taupe commun est surtout une prise accessoire. En outre, les données et les postulats gagneraient à être affinés. Le problème majeur était qu'il y avait (et qu'il y a) de nombreuses réglementations relatives aux captures : elles affecteront le conditionnement des modèles opérationnels et l'efficacité des procédures de gestion de contrôles de la capacité et de contrôles de production qui sont à l'étude. Le Groupe a suggéré de vérifier l'ajustement des séries de CPUE dans les modèles opérationnels par rapport aux indicateurs du Sous-comité

des écosystèmes et de développer éventuellement d'autres séries de CPUE. Il a toutefois été noté que la soumission d'indicateurs (état du stock basé sur B et basé sur F) pour les fiches informatives du Sous-comité des écosystèmes en cours de développement devrait avoir la priorité sur les travaux relatifs à la MSE qui n'ont pas encore été identifiés par le Groupe.

Le Groupe a noté que le requin-taupe commun de l'Atlantique nord pourrait ne pas être ciblé actuellement en raison de l'épuisement du stock et/ou l'interdiction de l'UE mais cette espèce demeure potentiellement précieuse pour sa chair et ses ailerons. L'Annexe II de la CITES requiert des mesures commerciales visant à garantir la durabilité, pas forcément des interdictions ou des limites de capture (ou toute autre mesure de gestion des pêches spécifique). Malgré l'inscription à la CITES, ni les requins-taupes communs ni les requins-taupes ne font actuellement l'objet de contrôles de production appliqués de façon systématique par l'ICCAT. La faculté à imposer des contrôles de capacité ou des contrôles de production dépend de la capacité de la nation de pêche, des mesures coercitives mises en place et de leur homogénéité. Parmi ces potentielles difficultés, une réglementation de « remise à l'eau à l'état vivant » est très différente d'une interdiction de rétention. La remise à l'eau à l'état vivant pourrait être une mesure incitative pour s'assurer que le requin est mort à la remontée, s'il existe un marché légal, tandis qu'une interdiction de rétention inverserait probablement la mesure incitative pour éviter de capturer le requin en premier lieu.

Le document SCRS/2020/105 évaluait également une méthode permettant d'estimer les taux de mortalité par pêche à partir de la longueur moyenne des requins qui se situent dans les classes d'âge « entièrement sélectionnées », conjointement avec des informations sur la croissance et la mortalité naturelle, en utilisant une méthode calculée par Beverton et Holt. Cette méthode a été appliquée aux stocks nord-ouest, sud-ouest et sud-est. L'estimateur de Beverton et Holt postule que la croissance, la mortalité et la sélectivité sont constantes au fil du temps, de telle sorte que la répartition des fréquences de tailles atteint des conditions d'équilibre. Si cette condition n'est pas remplie, les taux de mortalité par pêche estimés pourraient alors refléter les taux de mortalité par pêche du passé récent et non le taux actuel. Ainsi, les valeurs devraient être traitées comme un indice de l'augmentation ou de la réduction de F et pas forcément comme une estimation de la F actuelle. Pour le stock du sud-ouest, la répartition des fréquences de tailles était bimodale, de telle sorte que seule une petite fraction des captures pouvait être postulée comme étant pleinement recrutée. Les estimations de F se situaient bien au-dessus du taux de mortalité naturelle, M, dans la population du nord-ouest et du nord-est mais pas dans celle du sud-ouest. Dans le nord-ouest, F semblait diminuer au fil du temps. Les intervalles de confiance développés par bootstrap des données de taille et en déduisant des valeurs des paramètres du cycle vital à partir d'une distribution normale multivariée montraient une grande incertitude dans les valeurs de F/M, impliquant que les tendances récentes sont incertaines.

En réponse à la demande du Groupe, l'auteur a répété l'analyse par flottille et a constaté que les tendances restaient identiques, y compris le recul de F/M dans le nord-ouest. Cette analyse ne tient toutefois pas compte des possibles changements de sélectivité des flottilles au fil du temps, ce qui pourrait biaiser les résultats. Le Groupe a discuté des raisons pour lesquelles les résultats de cette analyse estimaient des valeurs de F plus élevées que l'analyse SAFE. Ces deux méthodes se basent sur des postulats très différents. Étant donné que cette analyse se base uniquement sur des données de fréquence de tailles, les estimations de F élevées devraient être interprétées comme signifiant que les fréquences de tailles ne sont pas encore parvenues à un équilibre qui serait constaté dans une population sans historique récent de surexploitation. Le recul de F dans l'Atlantique nord-ouest pourrait indiquer que les récentes réductions des captures entraînent un certain rétablissement.

4. Synthèse des résultats de l'évaluation

Deux approches de modélisation ont été utilisées pour évaluer l'état du requin-taupe commun dans l'Atlantique et deux autres approches de modélisation additionnelles ont également été étudiées en détail. L'approche SAFE (point 3.1) a été employée pour déterminer si les stocks de l'Atlantique nord et sud faisaient l'objet de surexploitation. Le modèle ICM a été utilisé pour déterminer si le stock de l'Atlantique nord-ouest était actuellement surexploité et déterminer la capacité du stock au regard des futures ponctions (point 3.2). Les analyses exploratoires qui n'ont pas été utilisées pour obtenir un avis pour l'évaluation actuelle incluaient l'ajustement d'ICM au stock de l'Atlantique sud (point 3.2), l'ajustement des approches basées sur les tailles aux stocks du nord-ouest, du sud-ouest et du sud-est (points 3.3 et 3.4) et les options de gestion de contrôle de la capacité envisagées dans le cadre d'une approche préliminaire de MSE pour le

stock du nord-ouest (point 3.4). Tous ces approches exploratoires se sont avérées prometteuses et pourraient être étudiées plus avant dans les futures évaluations.

Les résultats de l'approche SAFE indiquaient que ni le stock de l'Atlantique nord ni le stock de l'Atlantique sud ne font l'objet de surexploitation (**tableau 4**, point 3.1). Le Groupe a noté que même s'il s'agit d'une approche limitée en données, les résultats de l'état de surexploitation étaient solides face à la courbe de sélectivité postulée et à la valeur de mortalité après remise à l'eau utilisée dans le calcul de la mortalité après capture. Le Groupe a noté que pour l'Atlantique sud les résultats coïncident avec ceux obtenus dans l'évaluation de l'hémisphère sud (SH), l'ampleur des valeurs de F/F_{PME} de ces deux études étant relativement similaire (0,063, gamme : 0,046 à 0,083 pour 2006-2014 dans l'évaluation SH et 0,107-0,119 pour 2010-2018 dans l'analyse SAFE).

Une reproduction annuelle et biennale a été considérée comme étant la plus probable pour la population de requin-taupe commun dans l'Atlantique nord-ouest (*cf.* point 2.4, Cycle vital) et ce postulat de productivité a été utilisé pour la formulation du cas de base du modèle ICM. La série de ponctions utilisée dans le modèle a été mise à jour avec la série de captures élargie (point 2.2; **tableau 2**) et la valeur seuil utilisée pour évaluer l'état du stock se basait directement sur un indice approchant de la PME (p = 1 plutôt que p = (1-M)) à des fins de cohérence avec d'autres évaluations de l'ICCAT. Deux autres paramétrages de l'ICM ont été évalués pour déterminer la sensibilité du modèle aux postulats sur le cycle vital et à la taille de la population postulée en 2018. La première analyse de sensibilité postulait une périodicité de la reproduction d'un an (reproduction annuelle), conforme aux postulats sur la productivité de l'évaluation de 2009 (Anon 2010). La deuxième postulait une plus grande taille de la population en 2018, de telle sorte que l'abondance prédite en 2009 correspondait à la valeur de 200.000 spécimens du modèle statistique de prise par âge canadien présenté à l'évaluation de 2009 (Campana et al. 2010b). Dans toutes les formulations, le modèle prévoyait que le stock était surexploité en 2018 avec une probabilité > 70 %, même si l'abondance a augmenté depuis 2001. Les scénarios différaient sur la mesure dans laquelle l'abondance de 2018 se situait en-deçà de l'indice approchant de la PME pour la biomasse, les deux analyses de sensibilité suggérant que la population était plus proche de la valeur seuil.

La formulation du cas de base de l'ICM estimait que la biomasse de 2018 se situait à 57 % du point de référence de l'indice approchant de la PME (353.000 spécimens), donnant une probabilité de 98 % que le stock soit surexploité. Les projections indiquaient que des ponctions inférieures à 7.000 requins (214 t) permettraient au stock de se rétablir avec une probabilité de 60 % d'ici 2070 (un intervalle de projection de 2,5 générations) et que des ponctions inférieures à 8.000 requins (245 t) permettraient au stock de se rétablir avec une probabilité de 50 % d'ici 2060 (**tableau 5**). Si les ponctions restaient similaires au niveau de 2014-2018 (moyenne = 47 t), le modèle prévoyait que le stock se rétablirait avec une probabilité d'au moins 50 % entre 2030 et 2035 (**tableau 5**). Le Groupe a néanmoins souligné que les ponctions récentes sont très probablement sous-estimées, étant donné que peu de CPC déclarent les rejets morts et que la mortalité après remise à l'eau des rejets vivants n'était pas prise en considération.

Le modèle LB-SPR (point 3.3) a initialement tenté d'estimer le potentiel de reproduction de cette espèce mais n'a pas été étudié plus avant en raison du manque de représentation de spécimens matures dans les données de répartition des tailles disponibles pour tous les stocks et toutes les flottilles. Toutefois, le Groupe a également évalué une autre méthode basée sur les tailles, calculée à partir de la formulation originale de Beverton-Holt (point 3.4). En raison des postulats implicites dans cette méthode, les valeurs obtenues devraient être traitées comme un indice de l'augmentation ou de la réduction de F et pas forcément comme une estimation de la *F* actuelle. Les estimations de *F* se situaient bien au-dessus du taux de mortalité naturelle, *M*, dans les populations du nord-ouest et du nord-est mais pas dans celle du stock sud-ouest. Dans le nord-ouest, *F* semblait diminuer au fil du temps mais il existait de grandes incertitudes quant aux tendances récentes. Ces résultats étaient maintenus lorsque l'analyse était ventilée en flottilles mais pourraient être biaisés étant donné que les changements potentiels de sélectivité ne sont pas pris en considération. En outre, étant donné que l'analyse se base uniquement sur les données de fréquence de tailles, les estimations élevées de *F* devraient être interprétées comme signifiant que les fréquences de tailles n'ont pas encore atteint la répartition que l'on pourrait attendre dans une population sans historique récent de surexploitation. Le recul de *F* dans le stock nord-ouest pourrait indiquer que les récentes réductions des captures entraînent un certain rétablissement. Le Groupe a également noté que la raison de la différence dans la prévision de surpêche entre cette méthode et la méthode SAFE réside dans le fait que ces deux méthodes se basent sur des postulats très différents et que le calcul de *F* repose sur des valeurs d'entrée de données très différentes.

Alors que les résultats préliminaires des simulations pour la MSE du requin-taupe commun ont été présentés, l'objectif principal de la MSE (point 3.4) n'était pas de tirer des conclusions spécifiques mais de démontrer que l'analyse de la performance des procédures de gestion pourrait être possible pour le requin-taupe commun et d'étudier l'efficacité de certaines options de contrôle de la capacité aux fins de la gestion du stock de requin-taupe commun du nord-ouest.

5. Recommandations

5.1 Recherche et statistiques

1. Étant donné que l'identité du stock pour les stocks de l'Atlantique sud est imprécise, de nouvelles études (incluant des études génétiques ainsi que des études sur le cycle vital et le marquage) sont requises en vue d'apporter de meilleures connaissances sur les unités de stock de l'hémisphère sud.
2. Même si la structure des stocks dans l'Atlantique nord est mieux comprise, il est nécessaire de procéder à des recherches plus ciblées : comme par exemple, le mélange potentiel entre le requin-taupe commun de l'Atlantique nord-ouest, de l'Atlantique nord-est et de la Méditerranée.
3. D'après les nouvelles informations présentées lors de la réunion, un plus grand nombre de données est requis des pêcheries de la zone équatoriale (entre 20 ° de latitude sud et 20 ° de latitude nord) afin de corroborer la présence de cette espèce dans cette zone.
4. Améliorer les connaissances sur la dynamique du requin-taupe commun de l'hémisphère sud conjointement avec d'autres ORGP, notamment la CTOI, la CCSBT et l'IATTC, en vue de recueillir de meilleures données sur les captures, la répartition, la CPUE commerciale et la structure des stocks.
5. Étant donné que le requin-taupe commun de l'Atlantique nord est un stock pélagique clé pour les écosystèmes du plateau continental et en haute mer, l'ICCAT et les ORGP (NAFO, ICES, par exemple) devraient poursuivre leur coopération aux fins de l'élaboration d'évaluations et de mesures de gestion pour cette espèce.
6. Le requin-taupe commun pourrait être associé à des éléments hydrographiques (ou en tant qu'effet indirect via une association avec sa proie principale). De meilleures connaissances sur la répartition spatio-temporelle du requin-taupe commun par rapport à ces éléments environnementaux/écosystémiques (y compris la structure de la population) pourraient nous permettre de mieux comprendre les tendances des captures et de CPUE.
7. Un plus grand nombre d'informations historiques sur les données de prise et d'effort pourraient être disponibles et devraient être étudiées de façon approfondie. En l'absence de données d'effort historiques, les estimations de la taille des flottilles pourraient être un élément de substitution utile.
8. Obtenir de meilleures estimations des rejets dans les pêcheries du plateau continental et en haute mer et poursuivre les études visant à mesurer la survie après remise à l'eau.
9. Mener des projets de recherche afin d'améliorer les connaissances sur le cycle vital dans différentes zones et pour différents stocks.
10. Améliorer les méthodes d'estimation des débarquements et des rejets morts non-déclarés, développées lors de la réunion et utilisées dans l'évaluation (qui figureront dans la base de données de l'ICCAT comme étant estimés par le SCRS) en tenant compte du schéma spatio-temporel des opérations et des pratiques de rejets de chaque flottille. Il est souhaitable que les scientifiques de chaque CPC participent à ce processus.
11. Il est nécessaire d'assigner les requins déclarés comme « non classés » aux espèces correspondantes, dans la mesure du possible.

5.2 Recommandations de gestion

1. Le SCRS a besoin de la coopération de toutes les CPC en vue d'améliorer les statistiques de capture, qui sont essentielles pour faire progresser les évaluations de tous les stocks de requin-taupe commun.

a. 1 seule CPC a déclaré les rejets vivants de requin-taupe commun. Le Groupe rappelle que la déclaration et quantification des rejets vivants est fondamentale, s'agissant notamment d'un stock dont tous les spécimens vivants doivent être remis à l'eau (Rec. 15-06) ; la Commission devrait identifier les moyens d'encourager une meilleure déclaration des rejets vivants.

b. Il est nécessaire que les CPC renforcent leurs efforts en matière de suivi et de collecte des données, y compris mais sans s'y limiter, de meilleures estimations des rejets morts et l'estimation des CPUE à l'aide des données des observateurs.

c. Le Groupe demande aux CPC de réviser leurs séries de capture de requin-taupe commun (débarquements, rejets vivants et rejets morts), y compris les captures accidentelles dans leurs autres pêcheries ne relevant pas de l'ICCAT (filet maillant, chalut, senne, etc.) pour permettre au SCRS d'inclure toutes les sources de mortalité dans les futures évaluations et de réduire l'incertitude entourant l'état du stock et les projections.

d. Le Groupe recommande, en outre, que l'ICCAT contacte les parties prenantes (les autres ORGP, par exemple) et procède à l'exploration des données pour déterminer la capture totale des parties extérieures à l'ICCAT.

2. Le Groupe note que les recommandations de gestion relatives aux stocks de requin-taupe commun sous la responsabilité de l'ICCAT sont élaborées pour les pêcheries de l'ICCAT. Toutefois, la mortalité des stocks de requin-taupe commun est imputable aux pêcheries côtières des CPC ainsi qu'à des pays qui ne sont pas parties à l'ICCAT. Par conséquent, le Groupe recommande de développer des approches de gestion intégrées (avec d'autres pays, d'autres Organisations Régionales des Pêches, la FAO) pour garantir la durabilité des stocks de requin-taupe commun de l'Atlantique.

3. Le Groupe note que certains débarquements et que la majorité des rejets ne sont pas déclarés, ce qui implique que la mortalité totale du requin-taupe commun, induite par toutes les sources (débarquements, rejets morts et remises à l'eau à l'état vivant qui meurent par la suite du fait des interactions avec les engins de pêche), est sous-estimée. Aux fins de la présente évaluation, le Groupe a estimé des débarquements et des rejets morts non-déclarés qui étaient 89 % plus élevés que ceux déclarés, mais il n'a pas estimé la mortalité consécutive à la remise à l'eau à l'état vivant. Les membres de la Commission doivent garder à l'esprit que les ponctions réelles sont supérieures à celles déclarées et que les matrices de Kobe seront excessivement optimistes dans la mesure où les ponctions sont sous-déclarées.

4. Pour le stock du nord-ouest, toutes les formulations du modèle ICM indiquent une tendance de rétablissement depuis 2001, mais la biomasse en 2018 était encore de 57 % seulement de la biomasse au point de référence SPRmer et on prévoit que le stock soit surexploité avec une probabilité de 98 %. Il existe des signes contradictoires en ce qui concerne l'état de surexploitation (l'approche SAFE indiquant l'absence de surexploitation et la méthode exploratoire basée sur les tailles suggérant une surexploitation), mais avec la forte réduction des ponctions récentes, le Groupe ne considère pas qu'il soit probable que le stock fasse l'objet de surpêche si les ponctions totales (débarquements, rejets morts et mortalités après remise à l'eau non-déclarés) ne dépassent pas largement les estimations du Groupe pour les ponctions. Cependant, l'ampleur des rejets morts demeure incertaine et les mortalités après remise à l'eau ne sont pas incluses dans l'évaluation et l'état de surexploitation reste très incertain.

5. Au regard de la sous-déclaration des ponctions et du faible état du stock actuel dans l'Atlantique nord-ouest, le Groupe recommande que les captures ne dépassent pas les niveaux actuels afin de permettre le rétablissement du stock. Même si la matrice de Kobe pourrait suggérer que des augmentations des captures pourraient permettre un rétablissement potentiel à long terme, l'évaluation suggère que le stock est suffisamment productif pour se rétablir dans un délai bien plus bref si les captures sont maintenues à un niveau inférieur. Ceci est conforme à la Rec. 11-13 qui stipule que les stocks surpêchés doivent être rétablis dans une période aussi courte que possible. Néanmoins, les membres de la Commission doivent garder à l'esprit que les ponctions réelles (en particulier les rejets morts et les mortalités après remise à l'eau à l'état vivant) sont plus élevées que celles déclarées et que la matrice de Kobe est excessivement optimiste dans la mesure où les ponctions sont sous-déclarées.

6. Même s'il existe de grandes incertitudes quant à la structure du stock du sud (*cf.* point 2.1), de nouvelles informations (*cf.* point 2.1) donnent à penser à l'existence d'un seul stock de requin-taupe commun dans l'Atlantique sud. Le Groupe a, jusqu'à présent, considéré la présence de deux unités de stock : sud-ouest

et sud-est. Il pourrait y avoir, en fait, un stock du sud s'étendant aux bassins de l'Océan Indien et de l'Océan Pacifique. Un plus grand nombre de projets de recherche doit être mené en vue de déterminer une unité de stock appropriée. Tant que ces recherches ne seront pas menées, le Groupe recommande de conserver les unités de gestion telles qu'elles sont actuellement définies.

7. Le Groupe n'a pas été en mesure de tirer des conclusions sur l'état surexploité du/des stock(s) du sud (se reporter à la recommandation d'amélioration des données ci-dessus). Il a noté que les données traditionnelles (débarquements, compositions par tailles représentatives, par exemple) ne peuvent pas être recueillies pour les stocks de requin-taupe commun. Le Groupe a donc conclu que des méthodes de collecte de données (indépendantes des pêcheries, par exemple) alternatives permettant de collecter les données de CPUE ou de fréquence de tailles (ou d'autres formes de données totalement différentes) sont nécessaires pour fournir des estimations plus fiables de l'état du stock dans l'Atlantique nord et sud.

6. Résumé exécutif

Le Résumé exécutif sera fourni après approbation du présent rapport.

7. Autres questions

Aucune autre question n'a été soulevée.

8. Adoption du rapport et clôture

Le rapport a été adopté par correspondance.

Bibliographie

Anon. 2010. Report of the 2009 Porbeagle Stock Assessments Meeting (Copenhagen, Denmark, June 22 to 27, 2009). ICCAT Collect. Vol. Sci. Pap. 65(6): 1909-2005.

Anderson, B.N., L.J. Natanson, J.K. Carlson, R. Coelho, E. Cortés, A. Domingo, and J.A. Sulikowski. Preliminary estimates of post-release survival of porbeagles following capture and handling. Joint tRFMO Bycatch Working Group meeting, Porto, Portugal, December 16-18, 2019.

Biais, G., Coupeau, Y., Séret, B., Calmettes, B., Lopez, R., Hetherington, S., & Righton, D. (2017). Return migration patterns of porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the Northeast Atlantic: implications for stock range and structure. *ICES Journal of Marine Science*, *74*(5), 1268-1276.

Bowlby, H., N. Taylor, and J. Carlson. Quantifying horizontal overlap between longline fleets and porbeagle distribution for Ecological Risk Assessment. SCRS/2020/100.

Bowlby, H.D., and A.J.F. Gibson. 2020. Implications of life history uncertainty when evaluating status in the Northwest Atlantic population of white shark (*Carcharodon carcharias*). Ecology and Evolution. 00:1-11. DOI: 10.1002/ece3.6252.

Brooks, E.N., J.E. Powers and E. Cortés. 2010. Analytical reference points for age-structured models: application to data-poor fisheries. ICES Journal of Marine Science. 67:165-175.

Campana, S.E., J. Gibson, J. Brazner, L. Marks, and W. Joyce. 2008. Status of basking sharks in Atlantic Canada. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document. 2008/004.

Campana, S. E., Joyce, W., & Fowler, M. 2010a. Subtropical pupping ground for a cold-water shark. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *67*(5), 769-773.

Campana, S.E., A.J.F. Gibson, M. Fowler, A. Dorey, and W. Joyce. 2010b. Population dynamics of Porbeagle in the northwest Atlantic, with an assessment of status to 2009 and projections for recovery. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 65(6): 2109-2182

Campana, S.E., W. Joyce, M. Fowler, and M. Showell. 2016. Discards, hooking, and post-release mortality of porbeagle (*Lamna nasus*), shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*), and blue shark (*Prionace glauca*) in the Canadian pelagic longline fishery. ICES J. Mar. Sci.73:520528.

Cameron, L. W., Roche, W., Green, P., Houghton, J. D., & Mensink, P. J. (2018). Transatlantic movement in porbeagle sharks, *Lamna nasus*. Fisheries Research, *207*, 25-27.

Caswell, H., S. Brault, A.J. Read, and T.D. Smith. 1998. Harbor porpoise and fisheries: uncertainty in analysis of incidental mortality. Ecological Applications. 8:1226-1238.

Cortés, E., and E.N. Brooks. 2018. Stock status and reference points for sharks using data-limited methods and life history. Fish and Fisheries 19:1110-1129.

Cortés, E. and Y. Semba. 2020. Estimates of vital rates and population dynamics parameters of interest for porbeagle shark in the Western North Atlantic and South Atlantic oceans. SCRS/2020/090.

Dans, S.L., M. Koen Alonso, S.N. Pedraza, and E.A. Crespo. 2003. Incidental catch of dolphins in trawling fisheries off Patagonia, Argentina: can populations persist? Ecological Applications. 13:754-762.

Forselledo R., Mas F., Domingo A., Hoyle S.D. 2017. Standardized CPUE of porbeagle shark (*Lamna nasus*) caught by the Uruguayan pelagic longline fleet in the Southwestern Atlantic Ocean (1982-2012). WCPFC-SC13-2017/SA-IP-18 https://www.wcpfc.int/node/29542

Griffiths, S., K. Kesner-Reyes, C. Garilao, L. Duffy, and M. Roman. 2018. Development of a flexible Ecological Risk Assessment (ERA) approach for quantifying the cumulative impacts of fisheries on bycatch species

in the eastern Pacific Ocean. 9th Meeting of the Scientific Advisory Committee La Jolla, California USA, 14-18 May2018.

Hordyk, A., K. Ono, S. Valencia, N. Loneragan, and J. Prince. 2015b. A novel length-based empirical estimation method of spawning potential ratio (SPR), and tests of its performance, for small-scale, data-poor fisheries. ICES Journal of Marine Science. 72: 217–231.

Hordyk, A.R., K. Ono, K. Sainsbury, N.R. Loneragan, and J.D. Prince. 2015a. Some explorations of the life history ratios to describe length composition, spawning-per-recruit, and the spawning potential ratio. ICES Journal of Marine Science. 72:204–216.

Kohler, NE and Turner, PA (2019). Distributions and Movements of Atlantic Shark Species: A 52-Year Retrospective Atlas of Mark and Recapture Data. Marine Fisheries Review 81(2):1-93.

Myers, R.A., G. Mertz, and S. Fowlow. 1997. Maximum population growth rates and recovery times for Atlantic cod*, Gadus morhua*. Fishery Bulletin. 95:762–772.

Myers, R.A., K.G. Bowen, and N.J. Barrowman. 1999. Maximum reproductive rate of fish at low population sizes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 56:2404–2419.

Natanson, L.J., B.M. Deacy, W. Joyce, and J. Sulikowski. 2019. Presence of a resting population of female porbeagles (*Lamna nasus*), indicating a biennial reproductive cycle, in the western North Atlantic Ocean. Fisheries Bulletin. 117:70-77.

Pade NG, Queiroz N, Humphries NE, Witt MJ, Jones CS, Noble LR, Sims DW (2009) First results from satellite-linked archival tagging of porbeagle sharks,: Area fidelity, wider-scale movements and plasticity in diel depth changes. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 370, 64-74.

Saunders RA, Royer F, Clarke MW. 2010. Winter migration and diving behaviour of porbeagle shark, *Lamna nasus*, in the Northeast Atlantic. ICES Journal of Marine Science, 68, 166-174.

Semba. Y., and Yokawa, K. 2011. Preliminary results of standardized CPUE for porbeagle in the South Atlantic from Japanese longline logbook data between 1994 and 2010. SCRS/2011/088

Semba,Y. Yokawa, K., Matsunaga, H., and Shono, H.. 2013. Distribution and trend in abundance of the porbeagle (*Lamna nasus*) in the southern hemisphere. Mar. Freshwater Res. 64: 518–529.

Taylor, N.G., Palma, C., Ortiz, M., Kimoto, A. and Beare, D.J. Reconstructing Spatial Longline Effort Time Series Col. Vol. Sci. Pap. *In press*

Testerman, C. B. 2014. Molecular ecology of globally distributed sharks. Dissertation. Nova University.

Walters, C.J., Martell, S.J.D., and Korman J. 2006. A stochastic approach to stock reduction analysis. Cana Aquatic Sciences. 63:212-223 doi: 10.1139/f05-213

Zhou, S. and S.P. Griffiths. 2008. Sustainability Assessment for Fishing Effects (SAFE): A new quantitative ecological risk assessment method and its application to elasmobranch bycatch in an Australian trawl fishery. Fisheries Research 91:56–68.

TABLEAUX

Tableau 1. Nouvelles séries préliminaires de L (débarquements) et DD (rejets morts) estimées par le Groupe.

Tableau 2. Total des prises de la tâche 1 de requin-taupe commun par stock (NW, NE, SW, SE), par principal engin (palangre, autres), par type de prise (débarquements [L], rejets morts [DD]) et par année (1950-2018).

Tableau 3. Valeurs actualisées des quatre composantes de la susceptibilité (disponibilité, possibilité de rencontre, sélectivité et mortalité après capture) utilisées pour calculer la proportion de la population capturée (U) et l'indice approchant *F* correspondant par flottille et pour les zones de l'Atlantique Nord et Sud combinées.

Tableau 4. Valeurs actualisées du taux de mortalité par pêche *(F*) instantanée et des valeurs de F_{PME} pour l'Atlantique Nord et Sud obtenues avec différentes hypothèses sur la sélectivité. "Original" fait référence aux valeurs préliminaires du SCRS/2020/099 ; "Nouvelle PRM moyenne" est le scénario mis à jour qui suppose une PRM égale à la moyenne des deux valeurs disponibles (actuellement 16,95%) ; "Nouvelle PMR élevée" est le scénario mis à jour qui suppose la valeur élevée de la PRM (27,2%) ; et "Nouvelle PMR faible" est le scénario mis à jour qui suppose la valeur faible de la PRM (6,7%).

Tableau 5. Probabilité d'être au-dessus du point de référence de surpêché par période de 5 ans pour des scénarios de ponction allant de 0 à 24.000 spécimens (0-734 t) pour le requin-taupe commun dans l'Atlantique Nord-Ouest. Le scénario de ponction le plus élevé qui permet au stock de se rétablir avec une probabilité de 60% en 2,5 générations (50 ans) est indiqué en gras.

FIGURES

Figure 1. Zones d'échantillonnage des istiophoridés (BIL) utilisées pour allouer les prises nominales de requin-taupe commun de la tâche 1 aux quatre stocks. La zone méditerranéenne (BIL95) a été laissée de côté pour un examen ultérieur.

Figure 2. Prises nominales de la tâche 1 (t) de requin-taupe commun par stock principal entre 1926 et 2018.

Figure 3. Anciennes et nouvelles estimations des séries de capture T1NC pour le requin-taupe commun, 2005-2018.

Figure 4. Médiane de l'abondance prédite (ligne continue) plus le 80^{e} centile (lignes en pointillés) de l'ICM entre 1961 et 2019 pour le stock de requins-taupes communs de l'Atlantique Nord-Ouest (panneau supérieur) par rapport à la série temporelle reconstituée des ponctions de la tâche 1 (panneau inférieur). Les deux sont présentées comme un nombre d'animaux plutôt que comme une biomasse.

Figure 5. Abondance relative prédite pour des ponctions annuelles allant de 0 à 24.000 animaux, exprimée par le ratio biomasse/biomasse à SPR_{MER} pour le cas de base de l'ICM. La ligne horizontale indique le point de référence et les projections s'étendent sur 50 ans. Les ponctions moyennes de 2016 à 2018 ont été supposées pour 2019 et 2020 et la projection commence en 2021.

APPENDICES

Appendice 1. Ordre du jour.

Appendice 2. Liste des participants.

Appendice 3. Listes des documents et des présentations.

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

Table 1. New preliminary series of L (landings) and DD (dead discards) estimated by the Group.

Stock	Catch type	Flag	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
POR-NW	L	Barbados	0.4	0.5	0.5	2.0	3.1	13.1	0.8	1.6	1.0	1.0	1.0
		Chinese Taipei	2.3	1.9	3.0	7.4	14.7	49.6	0.9	4.5	3.7	5.8	4.5
		Korea Rep.	0.9	1.1	0.6	12.8	20.0	2.5	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
		Venezuela	1.1	3.1	2.7	9.2	18.8	69.1	4.0	5.9	4.0	8.1	4.3
	DD	Barbados	0.0	0.1	0.3	0.1	0.1	0.3	0.7	3.7	1.1	0.9	1.0
		Chinese Taipei	0.2	0.5	1.9	0.2	0.6	1.0	0.7	10.7	4.1	5.2	4.5
		Japan	0.4	1.3	3.8	0.3	1.0	1.1	1.4	4.8	1.0	1.3	0.5
		Korea Rep.	0.1	0.3	0.4	0.0	0.8	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
		Venezuela	0.1	0.8	1.7	0.3	0.7	1.4	3.3	14.0	4.3	7.2	4.4
Task 1 reports			136	73	98	54	86	146	23	48	11	21	8
Task 1 (new)			141	84	113	87	147	284	35	93	30	50	28
% increase			4%	15%	15%	60%	71%	95%	53%	95%	181%	143%	248%

Table 2. Porbeagle total Task 1 catches by stock (NW, NE, SW, SE), major gear (longline, others), catch type (landings [L], dead discards [DD]), and year (1950-2018).

	POR-NE					POR-NW					POR-SE					POR-SW					POR(MED)				
	Longline		Others		Total	Longline		Others		Total	Longline		Others		Total	Longline		Others		Total	Longline		Others		Total
Year	L	DD	L	DD		L	DD	L	DD		L	DD	L	DD		L	DD	L	DD		L	DD	L	DD	
1950	1362		1900		3262																				
1951	781		1600		2381																				
1952	609		1600		2209																				
1953	816		1100		1916																				
1954	895		700		1595																		6		6
1955	999		600		1599																		7		7
1956	872		400		1272											1				1			6		6
1957	1200		600		1800											1				1			6		6
1958	1383		907		2290											8				8			3		3
1959	1786		609		2395											42				42			3		3
1960	2431		410		2841											52				52			1		1
1961	1058		609		1667	1924				1924						53				53			2		2
1962	451		420		871	3017				3017						82				82			2		2
1963	124		217		341	6593				6593						154				154			1		1
1964	95		305		400	9302				9302						162				162			5		5
1965	208		208		416	5208				5208						146				146			8		8
1966	227		206		433	2150				2150						37				37			3		3
1967	313		207		520	646				646						28				28			2		2
1968	623		107		730	1084				1084						64				64			2		2
1969	920		103		1023	1097				1097						392				392			2		2
1970	279		205		484	926				926						463				463			0		0
1971	222		953		1175	563				563						104				104			0		0
1972	222		1430		1652	393				393						171				171			2		2
1973	12		953		965	361				361						107				107			4		4
1974	9		726		735	88				88						116				116			2		2
1975	12		1104		1116	143				143						82				82			3		3
1976	9		1179		1188	473				473						91				91			2		2
1977	10		823		833	475				475						129				129			3		3
1978	11		1022		1033	250				250						146				146			3		3
1979	8		1272		1280	469				469						163				163			2		2
1980	12		1168		1180	579				579						153				153			1		1
1981	12		1027		1039	514				514						247				247			1		1
1982	14		324		338	339				339						266		0		267			1		1
1983	28		877		905	366				366						288		1		289			1		1
1984	100		464		564	281				281						303		1		304			1		1
1985	23		429		452	355				355						319		1		320			1		1
1986	26		413		439	462				462						420		1		420			0		0
1987	33		370		403	580				580						348		0		348			1		1
1988	72		497		569	554				554						381		2		383			0		0
1989	43		418		461	626		1		627						341		0		341			1		1
1990	28		650		679	695		1		696						328				328			0		0
1991	48		419		467	1585		1		1586						256		0		256			1		1
1992	15		622		637	2019	2			2021						384		0		385			0		0
1993	23		754		777	1475				1475						213		1		213			0		0
1994	101		943		1045	1724	1			1726						282		1		284			0		0
1995	64		685		749	1422		2		1424						170		0		170	0				0
1996	55		373		428	1206		6		1212	3				3	326		0		327	1				1
1997	39		405		444	1420		12		1432	15		4		19	159		1		159	0				0
1998	33		338		371	1126		19		1144	1		0		1	259	1	1		261	1				1
1999	28		396		424	1034		12		1047	2		4		6	170	1	1		172	0				0
2000	33		533		567	985		3		988						213		0		214	1				1
2001	41		465		506	566		8		574	1				1	141		0		141	1				1
2002	83		527		610	269		13		282	1				1	181		0		181	0				0
2003	142		385		527	151		13		164	9				9	187				187	0				0
2004	275		303		578	253		12		264	3				3	105				105	2		1		3
2005	63		305		367	226		12		237	1				1	133				133	2		0		2
2006	62		240		302	209		8		217						122				122	0		1		1
2007	301		120		421	91		11		101	5				5	143		0		143	0				0
2008	229		162		391	131	1	9		141	30				30	55				55	2				2
2009	143		206		349	67	4	13		84	36		0		37	26				26	1		0		1
2010	9		13		21	83	11	18		113	6				6	10				10	0		0		1
2011	2	0	12		14	68	2	17		87	7	0	0		7	14	0			14	0	0	0		0
2012	1	0	24		25	134	5	8		147	25	0	0	0	26	12	0			12	1	0	0		1
2013	1	0	9		10	248	6	30	0	284	29	0	0	0	29	0	0			0	0	0	0	0	0
2014	0	0	5	0	5	14	14	7		35	13	0	25		38	0	0			0	0	0	0	0	0
2015	5	0	3		8	15	67	9	2	93	3	0			3	0	0			0	0				0
2016	3	0	6		9	10	13	5	2	30	1	0			1	0	0			0	0	0	1		1
2017	1	0	7	0	8	16	24	8	2	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1		1
2018	0	0	4		4	11	12	3	2	28	4	0			4	0	0			0	0	0	0		0

Table 3. Updated values of the four components of susceptibility (availability, encounterability, selectivity, and post-capture mortality) used to calculate the harvested proportion of the population (U) and the corresponding *F* proxy by fleet and for the North and South Atlantic areas combined.

Fleet	Availability	Encounterability	Selectivity	Post-capture mortality	U	F
Canada	0.10	0.31	0.66	0.42	0.0089	0.0089
Portugal	0.15	0.20	0.46	0.51	0.0073	0.0074
Japan North	0.32	0.09	0.20	0.58	0.0033	0.0033
USA	0.33	0.46	0.19	0.53	0.0154	0.0155
Japan South	0.44	0.07	0.20	0.67	0.0043	0.0043
Namibia	0.11	0.16	0.47	0.71	0.0060	0.0060
South Africa	0.11	0.04	0.29	0.71	0.0009	0.0009
Uruguay	0.12	0.13	0.40	0.75	0.0047	0.0048
North Atlantic	0.60	0.18	0.38	0.50	0.0200	0.0202
South Atlantic	0.49	0.08	0.26	0.69	0.0070	0.0070

Table 4. Updated values of instantaneous fishing mortality rate (*F*) and F_{MSY} values for the North and South Atlantic obtained with different assumptions about selectivity. "Original" refers to the preliminary values in SCRS/2020/099; "New mean PRM" is the updated scenario assuming a PRM equal to the mean of the two available values (now 16.95%); "New high PRM" is the updated scenario assuming the high PRM value (27.2%); and "New low PRM" is the updated scenario assuming the low PRM value (6.7%).

	F				F_{MSY}		
Area	Original	New_mean PRM	New_high PRM	New_low PRM	Dome-shaped	Logistic	Both
North	0.031	0.020	0.023	0.018	0.049	0.036	0.042
South	0.005	0.0070	0.0074	0.0066	0.062	0.045	0.053

Table 5. Probability of being above the overfished reference point by 5-year time period for removal scenarios ranging from 0 to 24,000 individuals (0-734 mt) for porbeagle in the northwest Atlantic. The highest removals scenario that enables the stock to rebuild with a 60% probability within 2.5 generations (50 years) is shown in bold.

Removals (#)	Removals (mt)	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050	2055	2060	2065	2070
0	0	2%	21%	47%	68%	83%	92%	96%	98%	99%	99%	100%
1000	31	3%	21%	44%	63%	77%	87%	92%	95%	97%	98%	99%
2000	61	2%	19%	40%	57%	71%	81%	87%	91%	94%	95%	96%
3000	92	1%	16%	35%	50%	62%	72%	79%	85%	88%	90%	92%
4000	122	2%	15%	32%	47%	58%	66%	73%	78%	82%	84%	87%
5000	153	2%	13%	27%	41%	50%	58%	64%	68%	72%	76%	78%
6000	183	1%	12%	25%	37%	45%	52%	57%	62%	65%	67%	70%
7000	**214**	**2%**	**10%**	**22%**	**32%**	**39%**	**46%**	**50%**	**54%**	**57%**	**60%**	**62%**
8000	245	2%	10%	19%	27%	34%	39%	44%	47%	50%	53%	55%
9000	275	2%	8%	17%	23%	30%	34%	38%	41%	43%	45%	47%
10000	306	2%	8%	14%	20%	25%	29%	31%	34%	36%	38%	39%
11000	336	1%	6%	13%	17%	21%	25%	27%	29%	31%	32%	33%
12000	367	2%	7%	11%	15%	18%	21%	23%	24%	26%	27%	28%
13000	398	2%	5%	9%	12%	14%	16%	18%	19%	20%	21%	22%
14000	428	2%	5%	7%	9%	12%	13%	14%	15%	16%	17%	18%
15000	459	1%	3%	5%	6%	8%	9%	10%	11%	11%	12%	12%
16000	489	2%	3%	4%	5%	6%	7%	8%	9%	9%	10%	10%
17000	520	2%	2%	3%	4%	5%	5%	6%	6%	6%	7%	7%
18000	550	2%	2%	2%	3%	3%	4%	4%	4%	5%	5%	5%
19000	581	2%	1%	2%	2%	3%	3%	3%	3%	3%	3%	4%
20000	612	2%	1%	1%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	3%	3%
21000	642	2%	1%	1%	1%	1%	1%	2%	2%	2%	2%	2%
22000	673	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%
23000	703	2%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
24000	734	2%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

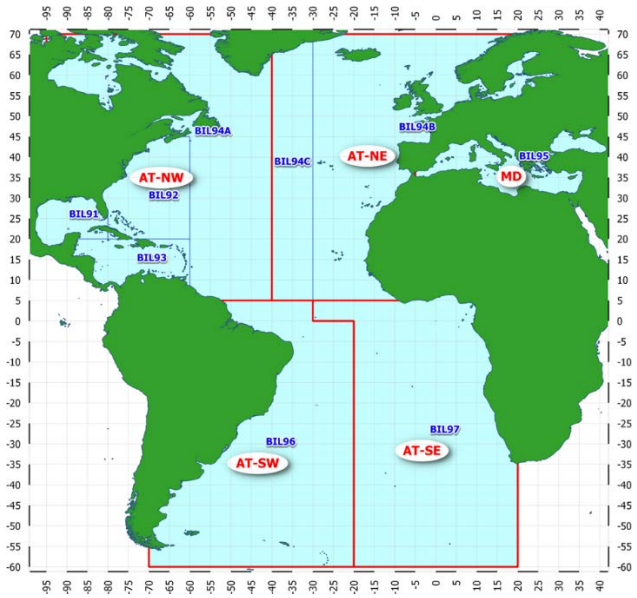

Figure 1. Billfish (BIL) sampling areas used to allocate the Task 1 nominal catches of POR into the four stocks. The Mediterranean area (BIL95) was left apart for future consideration.

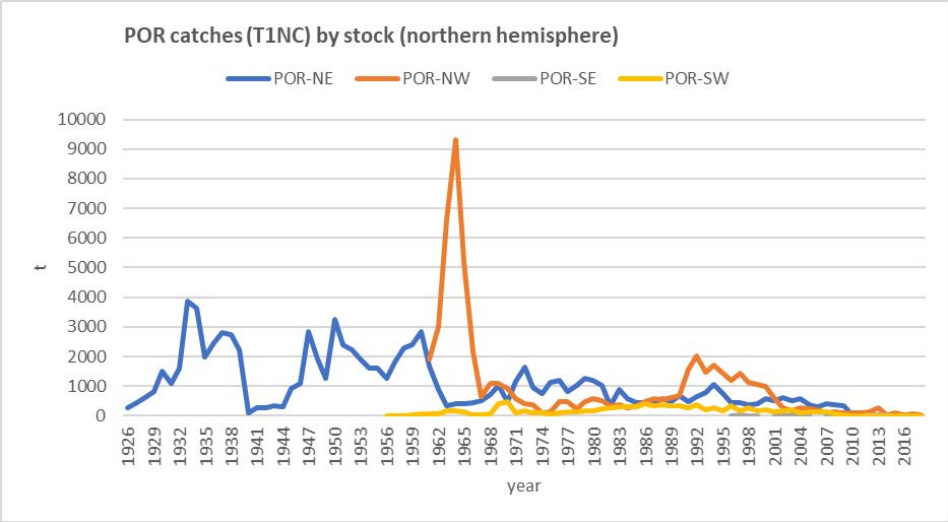

Figure 2. POR Task 1 nominal catches (t) by major stock between 1926 and 2018.

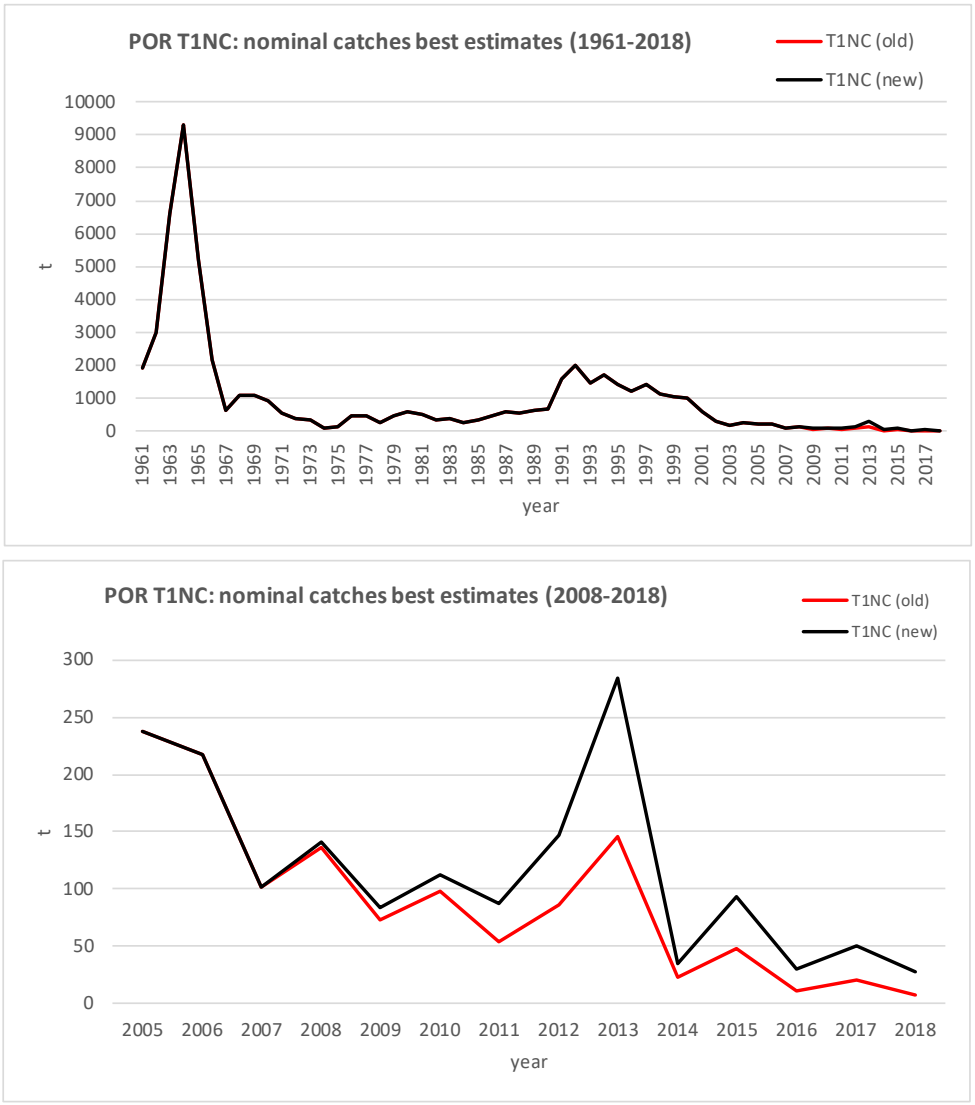

Figure 3. Old and new estimated T1NC catch series for Porbeagle shark, 2005-2018.

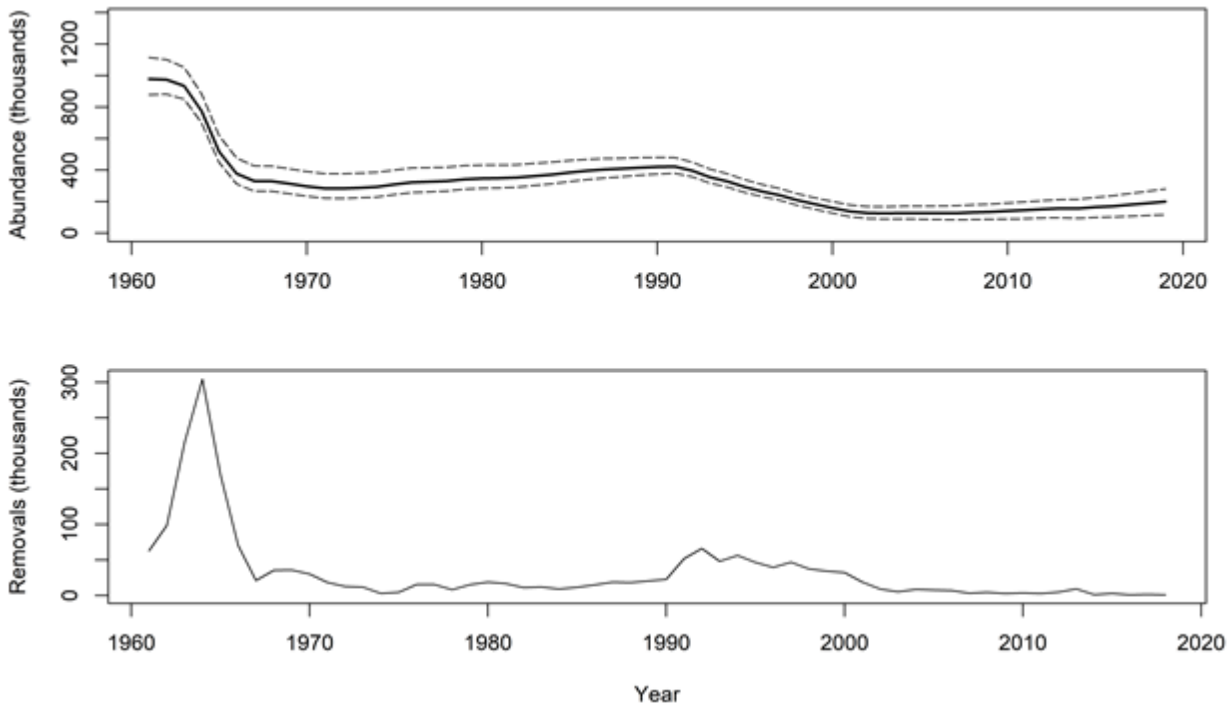

Figure 4. Median predicted abundance (solid line) plus 80th percentiles (dashed lines) from the ICM during 1961 to 2019 for the northwest Atlantic stock of porbeagle (top panel) compared to the re-constructed time series of removals from Task 1 (lower panel). Both are shown as a number of animals rather than biomass.

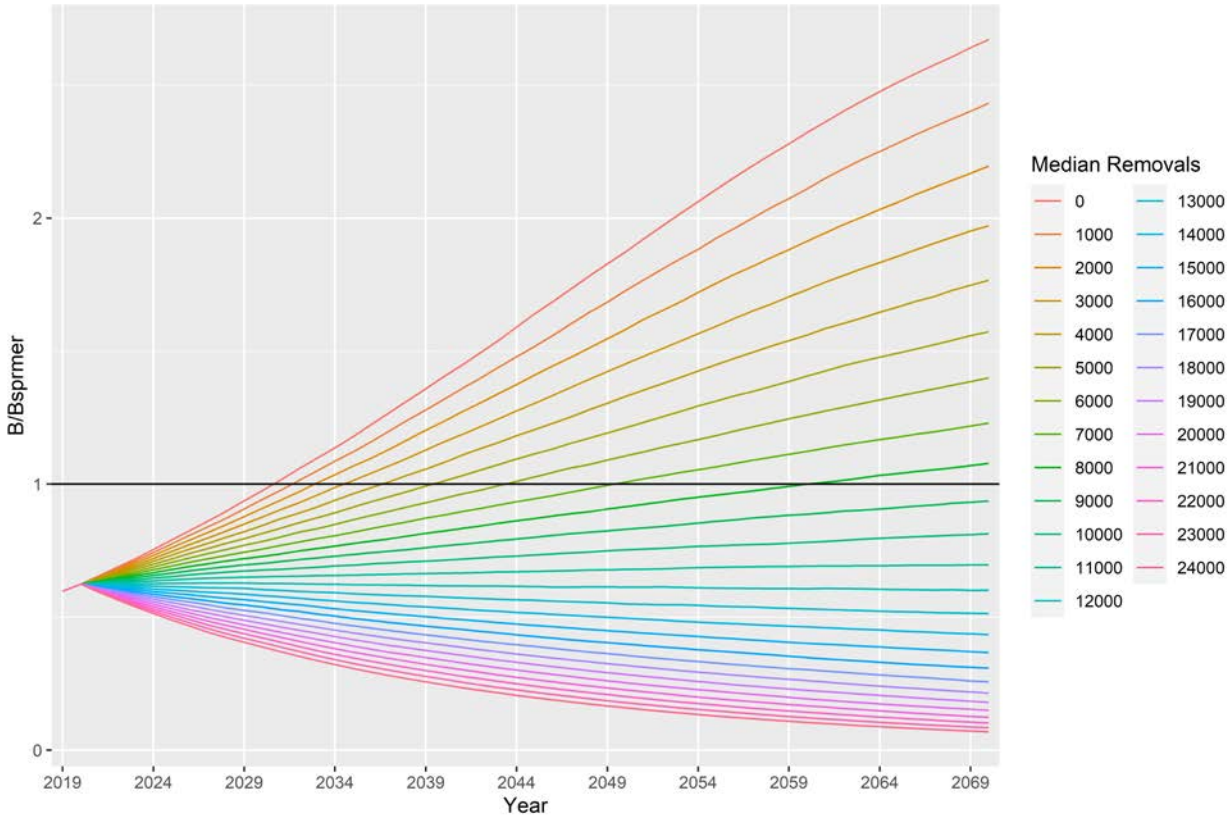

Figure 5. Predicted relative abundance for annual removals ranging from 0 to 24,000 animals, expressed as the biomass/biomass at SPR_{MER} ratio for the base case of the ICM. The horizontal line shows the reference point and the projections extend for 50 years. Average removals from 2016-2018 were assumed for 2019 and 2020 and the projection starts in 2021.

Appendix 1

Agenda

15-19 June 2020 (working hours 12:00 - 16:30 CET)

1. Opening, adoption of Agenda and meeting arrangements
2. Summary of available data submitted by the assessment data deadline (**15 May 2020**)
   2.1 Stock identity
   2.2 Catches
   2.3 Indices of abundance
   2.4 Life history
   2.5 Length compositions
   2.6 Other relevant data
3. Methods and other data relevant to the assessment
   3.1 Quantitative (SAFE) Ecological Risk Assessment
   3.2 An incidental catch model (ICM)
   3.3 Length-based Spawning Potential Ratio
   3.4 Other methods
4. Stock status results
   4.1 Quantitative (SAFE) Ecological Risk Assessment
   4.2 An incidental catch model (ICM)
   4.3 Length-based Spawning Potential Ratio
   4.4 Other methods
   4.5 Synthesis of assessment results
5. Recommendations
   5.1 Research and statistics
   5.2 Management

22 June 2020 (working hours 12:00 - 17:00 CET)

6. Executive Summary for Porbeagle
7. Other matters
8. Adoption of the report and closure

Appendix 2

List of Participants

CONTRACTING PARTIES

ALGERIA
Rouidi, Samir
Chercheur, Centre National de Recherche et de Développement de la Pêche et de l'Aquaculture, Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques, 11, boulevard colonel Amirouche, 42004, Bou-Ismail, Tipaza
Tel: +213 552 910 779, E-Mail: sdvd@mpeche.gov.dz; rouidi.samir@gmail.com

BRAZIL
Cardoso, Luis Gustavo
Federal University of Rio Grande - FURG, Av. Itália, Km 8, Rio Grande - RS
Tel: +55 53 999010168, E-Mail: cardosolg15@gmail.com

CANADA
Bowlby, Heather
Research Scientist; Fisheries and Oceans, 1 Challenger Drive, Dartmouth, Nova Scotia, B2Y 4A2
Tel: +1 902 426 5836; +1 902 456 2402, Fax: +1 902 426 1506, E-Mail: heather.bowlby@dfo-mpo.gc.ca

Dalton, Alexander
Fisheries and Oceans Canada, St. Andrews Biological Station, 125 Marine Science Drive, New Brunswick St. Andrews E5B 0E4
Tel: +1 506 529 5721, Fax: +1 506 529 5862, E-Mail: alexander.dalton@dfo-mpo.gc.ca

Duprey, Nicholas
Senior Science Advisor, Fisheries and Oceans Canada - Fish Population Science, Government of Canada, 200-401 Burrard Street, Vancouver, BC V5V 4V1
Tel: +1 604 499 0469; +1 250 816 9709, E-Mail: nicholas.duprey@dfo-mpo.gc.ca

EUROPEAN UNION
Biais, Gérard
IFREMER Laboratoire LIENs Université de La Rochelle, 2, rue Olympe de Gouges, 17000 La Rochelle
Tel: +33 689 526 924, E-Mail: gbiais@ifremer.fr

Fernández Costa, Jose Ramón
Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Ciencia e Innovación, Centro Costero de A Coruña, Paseo Marítimo Alcalde Francisco Vázquez, 10 - P.O. Box 130, 15001 A Coruña, España
Tel: +34 981 205 362, Fax: +34 981 229 077, E-Mail: jose.costa@ieo.es

Santos, Catarina
IPMA - Portuguese Institute for the Ocean and Atmosphere, I.P., Av. 5 Outubro s/n, 8700-305 Olhao, Portugal
Tel: +351 289 700 500, Fax: +351 289 700 53, E-Mail: catarina.santos@ipma.pt

JAPAN
Semba (Murakami), Yasuko
Researcher, Tuna Fisheries Resources Group, Tuna and Skipjack Resources Division, National Research Institute of Far Seas Fisheries, 5-7-1 Orido, Shimizu-ku, Shizuoka-City, Shizuoka 424-8633
Tel: +81 5 4336 6045, Fax: +81 5 4335 9642, E-Mail: senbamak@affrc.go.jp

NORWAY
Albert, Ole Thomas
Head of Research Group for Deep Sea Species and Elasmobranchs, Institute of Marine Research, P.O. Box 6404, 9294 Tromso
Tel: +47 99626002, E-Mail: ole.thomas.albert@imr.no; oleta@imr.no
Junge, Claudia
Institute of Marine Research, Fram centre Hjalmar, Johansens gate 14, 9007 Tromso
Tel: + 47 418 60794, E-Mail: Claudia.junge@hi.no

UNITED STATES
Babcock, Elizabeth
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@rsmas.miami.edu

Brown, Craig A.
Chief, Highly Migratory Species Branch, Sustainable Fisheries Division, NOAA Fisheries Southeast Fisheries Science Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149
Tel: +1 305 586 6589, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: craig.brown@noaa.gov

Carlson, John
NOAA Fisheries Service, 3500 Delwood Beach Road, Florida Panama City 32408
Tel: +1 850 234 6541, E-Mail: john.carlson@noaa.gov

Cass-Calay, Shannon
NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Center, Sustainable Fisheries Division, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149
Tel: +1 305 361 4231, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: shannon.calay@noaa.gov

Cortés, Enric
NOAA-Fisheries, Southeast Fisheries Science Center, Panama City Laboratory, 3500 Delwood Beach Road, Panama City, Florida
Tel: +1 850 234 6541; +1 850 814 4216, Fax: +1 850 235 3559, E-Mail: enric.cortes@noaa.gov

Zhang, Xinsheng
NOAA/NMFS/SEFSC, 3500 Delwood Beach Rd., Florida 32408
Tel: +1 850 234 6541 ext. 264, Fax: +1 850 235 3559, E-Mail: Xinsheng.Zhang@noaa.gov; Xinsheng.Zhang0115@gmail.com

URUGUAY
Domingo, Andrés
Dirección Nacional de Recursos Acuáticos - DINARA, Laboratorio de Recursos Pelágicos, Constituyente 1497, 11200 Montevideo
Tel: +5982 400 46 89, Fax: +5982 401 32 16, E-Mail: adomingo@dinara.gub.uy; direcciongeneral@dinara.gub.uy

Forselledo, Rodrigo
Dirección Nacional de Recursos Acuáticos - DINARA, Laboratorio de Recursos Pelágicos, Constituyente 1497, CP 11200 Montevideo
Tel: +598 2400 46 89, Fax: +598 2401 3216, E-Mail: rforselledo@gmail.com

Mas, Federico
DINARA - Dirección Nacional de Recursos Acuáticos, Laboratorio de Recursos Pelágicos (LaRPe), CICMAR - Centro de Investigación y Conservación Marina, Constituyente 1497, CP 11200 Montevideo
E-Mail: federico.mas@cicmar.org; f.masbervejillo@gmail.com

OBSERVERS FROM NON-GOVERNMENTAL ORGANIZATIONS

ASSOCIAÇAO DE CIENCIAS MARINHAS E COOPERAÇAO - SCIAENA
Blanc, Nicolas
Incubadora de Empresas da Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, Pavilhão B1, 8005-226 Faro, Portugal
Tel: +351 917 017 720, E-Mail: nblanc@sciaena.org

ECOLOGY ACTION CENTRE - EAC
Arnold, Shannon
Marine Coordinator, Ecology Action Centre, 2705 Fern Lane, Halifax, Nova Scotia B3K 3L4, Canada
Tel: +1 902 446 4840, E-Mail: sharnold@ecologyaction.ca

THE OCEAN FOUNDATION
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

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

WORLD WIDE FUND FOR NATURE – WWF
Niedermueller, Simone
WWF Mediterranean, Via Po, 25 C, 00198 Rome, Italy
Tel: +43 676 834 88259, E-Mail: simone.niedermueller@wwf.at

SCRS VICE-CHAIRMAN
Coelho, Rui
SCRS Vice-Chairman, Portuguese Institute for the Ocean and Atmosphere, I.P. (IPMA), Avenida 5 de Outubro, s/n, 8700-305 Olhão, Portugal
Tel: +351 289 700 504, E-Mail: rpcoelho@ipma.pt

*****

ICCAT Secretariat
C/ Corazón de María 8 – 6th floor, 28002 Madrid – Spain
Tel: +34 91 416 56 00; Fax: +34 91 415 26 12; E-mail: info@iccat.int

Neves dos Santos, Miguel
Ortiz, Mauricio
Palma, Carlos
Kimoto, Ai
Taylor, Nathan G.

Appendix 3

List of Papers and Presentations

SCRS/2020/008	Report of the Porbeagle stock assessment meeting	Anonymous
SCRS/2020/073	Distribución de tallas de *Lamna nasus* en la pesquería española de palangre dirigida al pez espada	Mejuto J., Ramos-Cartelle A., García-Cortés B., and Fernández-Costa J.
SCRS/2020/084	Indicator analysis of porbeagle in the northwest Atlantic Ocean based on Japanese longline observer data	Semba Y., and Kai M.
SCRS/2020/090	Estimates of vital rates and population dynamics parameters of interest for porbeagle shark in the western North Atlantic and South Atlantic oceans	Cortés E., and Semba Y.
SCRS/2020/096	An incidental catch model for porbeagle assessment and status evaluation	Bowlby H.D., and Cortés E.
SCRS/2020/097	Size distribution of porbeagle shark in the North and South Atlantic using data from observer programs	Santos C.C., Forselledo R., Mas F., Cortés E., Carlson J., Bowlby H., Semba Y., Kerwath S., da Silva C., Parker D., Jagger C., Rosa D., Domingo A., and Coelho R.
SCRS/2020/099	Preliminary sustainability assessment for fishing effects (SAFE) of pelagic longline fisheries on porbeagle sharks and identification of f-based biological reference points	Cortés E., Bowlby H., Carlson J., Coelho R., Domingo A., Forselledo R., Jagger C., Mas F., Parker D., Santos C., Semba Y., Taylor N., and Zhang X.
SCRS/2020/100	Quantifying horizontal overlap between longline fleets and porbeagle distribution for ecological risk assessment	Bowlby H.D., Taylor N., and Carlson J.
SCRS/2020/105	Estimates of mortality rates from mean length in the fully selected size range for porbeagle	Babcock E.

SCRS/P/2020/034	Hooking mortality of porbeagle shark (*Lamna nasus*) in pelagic longline fisheries in the southwestern Atlantic Ocean	Federico Mas, Rodrigo Forselledo, Sebastián Jiménez & Andrés Domingo
SCRS/P/2020/035	Standardized CPUE of porbeagle shark (*Lamna nasus*) caught by the Uruguayan pelagic longline fleet in the southwestern Atlantic Ocean (1982-2012)	R. Forselledo, F. Mas, A. Domingo and S.D. Hoyle
SCRS/P/2020/036	The performance of input control options for the management of porbeagle shark - a management strategy evaluation approach.	Taylor N.G.
SCRS/P/2020/037	Fisheries independent abundance index for porbeagle	Bowlby H., Yin Y., Joyce W.
SCRS/P/2020/038	Estimates of vital rates, productivity, and other population dynamics parameters of interest for Porbeagle sharks	Cortes E. and Semba Y.

SCRS/P/2020/039	Preliminary Sustainability Assessment for Fishing Effects (SAFE) of pelagic longline fisheries on Porbeagle sharks and identification of F-based biological reference points	Cortés E, Bowlby H., Carlson J, Coelho R, Domingo A, Forselledo R, Jagger C, Mas F., Parker D, Santos C, Semba Y, Taylor N, and Zhang X
SCRS/P/2020/040	Study on the possibility of applying length-based models to estimate the reproductive potential of Porbeagle	Cardoso L.G.
SCRS/P/2020/041	An incidental catch model for porbeagle assessment and status evaluation	Bowlby H.D. and Cortés E.
SCRS/P/2020/042	Quantifying horizontal overlap between longline fleets and porbeagle distribution for ecological risk assessment.	Bowlby H.D., Taylor N., and Carlson J.

Appendix 4

SCRS Documents and Presentations abstracts as provided by the authors

SCRS/2020/073 A total of 5,136 size observations of porbeagle were recovered for the period 1987-2017. The GLM results explained very moderately the variability of the sizes considering three main factors, suggesting minor but significant differences in some cases especially for the year factor and non-significant differences in other factors depending on the analysis. The greatest differences in the standardized mean length between some zones were caused by some large fish of unidentified sex. The standardized mean length data for the northern zones showed stability throughout the time series, a very stable range of mean values and very few differences between sexes. The size distribution for northern areas indicated an FL-overall mean of 158 cm. The size showed a normal distribution confirming that a small fraction of individuals of this stock/s is available in the oceanic areas where the North Atlantic fleet is regularly fishing and the fishes are not fully recruited to those areas and /or this fishing gear up to 160 cm. The data suggests that some individuals could sporadically reach some intertropical areas of the Atlantic.

SCRS/2020/084 This document presents indicator analysis, a review of the results for the annual change of abundance index and body size of porbeagle (*Lamna nasus*) caught in the northwest Atlantic Ocean based on Japanese longline observer data between 2000 and 2018, to examine the trends of abundance after implementing the management measure. Due to the low spatiotemporal coverage of the catch data, the modeling approach for the standardization of CPUE (catch number per 1,000 hooks) was limited in terms of the explanatory variables used. The estimated annual trend of abundance was close to that of nominal CPUE and stable between 2000 and 2014 at a low level of < 1.0 catch number per 1,000 hooks, but it showed an increasing trend from 2014 to 2018. Body size in the dataset used for the standardization showed that juvenile dominated in both sexes, but annual trend was observed during the period. In relation to the trend of the abundance index, median and mean body length became smaller (<1m PCL) in recent years with increasing CPUE, compared to those in the preceding years. The sex ratio was generally even and the adult ratio was lower than 5% in most years, except for few years in both sexes. Although these trends were obtained based on limited area and thus careful consideration is necessary, a series of results may suggest the possibility of an increasing trend of abundance and young individuals since the mid-2010s.

SCRS/2020/090 Vital rates and population dynamics parameters for potential use as inputs in stock assessment models were updated for the western North Atlantic Ocean population of porbeagle shark and computed for the South Atlantic Ocean based on published biological information. Population dynamics parameters included maximum population growth rate (rmax), generation time (A), steepness of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship (h), position of the inflection point of population growth curves (R), and spawning potential ratio at maximum excess recruitment (SPRMER). We used multiple methods to compute rmax: four age-aggregated methods and two age-structured methods. Additionally, we used a Leslie matrix approach to incorporate uncertainty in growth parameters, maturity ogive, natural mortality, and lifespan. Productivity (rmax) for the western North Atlantic assuming an equally probable 1- or 2-year breeding frequency was 0.045-0.068 yr-1for the six deterministic methods. For the stochastic Leslie matrix, mean values were: rmax = 0.059 yr-1(approximate 95% CIs=0.037 – 0.081), h = 0.45 (0.31 – 0.59), R = 0.60 (0.54 – 0.70), A = 20.1 years (17.3 – 21.3), and SPRMER = 0.56 (0.41– 0.74). The South Atlantic was more data deficient and we had to use life history data from the South Pacific. The stochastic Leslie matrix resulted in very low or implausible values of productivity and other population parameters for all breeding frequency scenarios, especially for the assumption of long breeding frequency and even for the annual reproductive cycle some estimated parameters were out of bounds. Based on this we recommend using results of the deterministic scenario with an annual reproductive cycle and longevity obtained through bomb radiocarbon (65 years), which yields rmax = 0.059 yr-1, h = 0.45, and SPRMER = 0.55.

SCRS/2020/096 Fisheries landings and associated biological data collection for porbeagle shark (Lamna nasus) declined substantially following CITES Appendix II trade restrictions in 2013. This document describes a new stock assessment method that can be used when length-frequency data and CPUE series are not available or reliable to index changes in abundance. The Incidental Catch Model (ICM) is based on the same general premise as data-poor, length-based assessments, in that it uses life history information and equilibrium assumptions to

derive a theoretical age-structured population in the absence of fishing. In the ICM, the effect of historical fishing pressure on productivity is taken into account prior to evaluating fishery removals and abundance relative to reference points. The northwest Atlantic stock was used to demonstrate the method, which can be easily adapted to assess stocks in the northeast and South Atlantic by changing life history inputs.

SCRS/2020/097 Information on size and sex distribution of porbeagle sharks collected by fishery observers from several longline fleets in the Atlantic (EU-Portugal, Canada, Japan, Namibia, South Africa, Uruguay and the USA) were analyzed. Datasets included information on the geographic location, size and sex of the specimens. A total of 26,404 porbeagle shark records collected between 1992 and 2019 were compiled, with the sizes ranging from 45 to 285 cm FL (fork length). The distributional patterns presented in this study provide a better understanding of different aspects of the porbeagle shark distribution in the Atlantic and can be used in the 2020 ICCAT POR stock assessment.

SCRS/2020/099 A Sustainability Assessment for Fishing Effects (SAFE) was conducted for the porbeagle shark in the North and South Atlantic oceans. The SAFE approach is a quantitative assessment that computes a proxy for fishing mortality rate as the product of four susceptibility components: availability of the species to the fleets, encounterability of the gear given the species vertical distribution, gear selectivity, and post-capture mortality. The information used to compute the four components came from several sources: observer programs from several ICCAT fleets (capture location, size, status, and disposition of observed animals, vertical distribution of the gear), archival tags from various ongoing projects (distribution, vertical habitat use, and post-release mortality), and ICCAT catch and effort data. The product of these four components was used to compute a harvest rate that can be expressed as F (instantaneous fishing mortality rate) and compared to a value of FMSY obtained based on productivity values derived exclusively from life history data. Results suggest that the porbeagle in the North and South Atlantic are not undergoing overfishing.

SCRS/2020/100 The Sustainability Assessment for Fishing Effects (SAFE) ecological risk assessment was updated by the Sharks Species Group for the 2020 assessment of porbeagle shark (*Lamna nasus*). This paper describes how distribution information for the northern and southern stocks was evaluated relative to fishing effort to determine the extent of geographical overlap (i.e. availability) of porbeagle to commercial fishing activity. Availability was calculated as the amount of the porbeagle distribution (5x5 degree resolution) used by the fishery divided by the total area of the porbeagle distribution in the North or South Atlantic. For comparison, the proportion of fishing effort that overlaps with porbeagle relative to the total amount of fishing effort was also calculated in the North and South Atlantic

SCRS/2020/105 The method of Beverton and Holt was used to estimate fishing mortality rates from mean lengths of fully selected porbeagle sharks in each year for the northwest, southwest, and southeast stocks. Confidence intervals were calculated by bootstrapping the length data and drawing values of the parameters from a multivariate normal distribution. The analysis was conducted first with all the length data combined for each stock and then by fleet within each stock. Fishing mortality rates were estimated to be higher than M and declining in the northwest Atlantic, high and variable in the southeast Atlantic, and low in the northeast Atlantic. These results imply that the length distributions in the northwest and southeast are consistent with a population experiencing overfishing, while the southwest is not experiencing overfishing. However, since this method makes an equilibrium assumption, the results reflect historical overfishing more than current fishing mortality rates.

SCRS/P/2020/034. In the frame of the Shark Research and Data Collection Program (SRDCP), and the upcoming Porbeagle shark (*Lamna nasus*) stock assessment, this document has the main objective of presenting new information related to hooking mortality of the species in the southwest Atlantic Ocean. To this end, data gathered by the Uruguayan National Observer Program onboard longline fishing vessels as well as data from Uruguay's research vessel were used. Data from fishing vessels came from two fleets, namely the Uruguayan longline fleet (2003-2012) and the Japanese longline fleet which operated within the Uruguayan EZZ in 2009-2011 and during 2013. A General Additive Mixed Model (GAMM) with a binomial distribution was adjusted considering biological, environmental, and operational covariates. The final model also included the Vessel ID as random factor. Covariates considered included size (fork length), sex, mean sea surface temperature, gear type (deep: Japanese vessels; shallow: Uruguayan vessels including the research vessel) and soak time. Results

showed a significant effect of size and sex, albeit the interaction between these terms was not significant. Porbeagle hooking mortality was higher in males but also in larger individuals compared to smaller ones. Mean sea surface temperature had a positive effect on hooking mortality. Gear type was also found to have a significant effect with higher mortality rates in shallow longline sets compared to deep ones. It is suggested that the longer branch-lines used by the Japanese fleet (40-45 m) may allow the specimens to swim more freely, whereas the Uruguayan shorter branch-lines (10-16 m) might restrict their movement and therefore their ventilation capacity. Given that the porbeagle is a highly active and metabolically demanding species, this restriction in movement might result in higher rates of mortality. Soke time was also considered as a covariate in the model but it rendered inconsistent results, probably because it does not fully reflect the time elapsed between hooking and gear retrieval. In addition, sharks caught in the same fishing set would have the same soak time which may confound the real effect of the variable. Possible solutions for this issue in future works are discussed, including the use of hook timers or temperature depth recorders attached to the branch-lines.

SCRS/P/2020/035 corresponds to a paper presented to the WCPFC (Forselledo *et al* 2017) as part of the 2017 Southern Hemisphere Porbeagle Shark Stock Status Assessment. The document presents a standardized CPUE of porbeagle shark caught by Uruguayan longliners in the southwest Atlantic Ocean between 1982 and 2012 based on data from logbooks. The Uruguayan tuna fleet started its activities in 1981 and can be divided into two well-defined periods regarding vessels, type of gear and target species characteristics. In the first period (1982-1992), the fleet was comprised mainly of large freezer vessels with Japanese-style longlines. During the second period (1993-2012) most of the fleet was replaced by smaller size fresh fishing vessels operating mainly with American-style longlines and a few operating with Spanish-style longlines. Vessels in the later period set their fishing gears at shallower depths. Given the change in the fleet, standardization analyses were performed using Generalized Additive Mixed Models as a whole (1982-2012) and as two periods: 1982-1992 and 1993-2012. Finally, the split two-period standardization was selected and presented. Results of the GAMM models show the important effect of *Sea Surface Temperature* (SST), as well as *Latitude,* on porbeagle catches. Standardized CPUE values increase over most of the first part of the time series, when catch rates are higher. In the second part of the time series, after the fleet changed its fishing gear from a Japanese-style to an American-style longline, catch rates are in general much lower. The substantial changes in catch rate after the transformation of the fleet from Japanese style to American-style longlines are independent of *SST* and *Latitude*, suggesting that fishing method factors such as set depth or bait type may affect porbeagle catch rates.

SCRS/P/2020/036 showed the result of a set of MSE simulations on the performance of a series of alternative management procedures that could be used for the assessment and management of porbeagle shark. The approach was to develop operating models based on CPUE series from the 2008 porbeagle assessment, updated task I catch data, and Task 2 size composition information. Model conditioning and closed-loop simulation were developed using the R package MSEtool. The simulations illustrate the performance of a variety of input and output controls for porbeagle shark. Additional development will involve adding fleet structure, updated catch series, and adding implementation error. While some preliminary simulation results for a Porbeagle MSE were presented, the main intent of the MSE (section 3.4) was not to draw any specific conclusions and management procedure performance at this point, but rather to demonstrate that analyzing the performance of management procedures was feasible for porbeagle and that there may be some effective input/out control options for management of porbeagle.

SCRS/P/2020/037 A summary of the preliminary results and analyses of the Canadian fishery-independent longline survey (2007, 2009, 2017) was presented. Although this fixed-station survey was standardized to the extent possible, environmental changes at individual stations likely influenced catch rates of porbeagle. A spatially-implicit hurdle model that incorporated environmental effects suggested that porbeagle distribution has become more diffuse (less concentrated along the shelf edge) and that abundance has declined from 2007 to 2017. The strong abundance decline is counter to predictions from fishery assessment models and CPUE indices from catch data. Variability in catch rates was unacceptably high from this fixed-station design and catches may have been related to a predictor variable that was not considered. These results were not intended to inform the abundance trajectory in the northwest Atlantic for the current assessment. They were provided as an example of why a survey may not index abundance for a pelagic shark like porbeagle.

SCRS/P/2020/038 corresponds to document SCRS/2020/090.

SCRS/P/2020/039 corresponds to document SCRS/2020/099.

SCRS/P/2020/040 The study on the possibility of applying length-based models to estimate the reproductive potential of porbeagle was defined at the Reproductive workshop that was held in Faro, February 2020, after a testing application of a framework, called FishPath (FP). This framework was used in order to contribute to the discussions about what kind of method could be used to assess the species taking into account the lack of data necessary to apply traditional stock assessment methods. FP is a decision support system that, in addition to other possibilities, allows users to characterize a fishery with respect to data and biological/life-history attributes available to identify the most appropriate assessment models. After this application, the group realized that most of the methods suggested by FP were already been considered. But, the Length Based Spawning Potential Ratio (LB_SPR) became another option. This model compares a modeled virginal length composition, and the length composition observed from the catches and, by difference, estimates the available SPR in the stock. It allows for the setting of the reproductive output of mature individuals as constant and independent of size, making it possible to be applied for sharks. At that time, the main challenge was to include dome-shape selectivity to the existing Length Based Spawning Potential Ratio (LBSPR) model, which assumes logistic selectivity. This issue was resolved by a tool launched in May 2020 by Jason Cope (NWSFC – NOAA, USA) which made it possible to include dome-shape selectivity into length based SPR assessment (Stock Synthesis data-limited tool). Before the first model runs, an exploration of the available size data for female porbeagle was performed, splitting the data by stock, fleet, and year, using only years with more than 70 measured individuals. However, this exploration revealed that the catches were composed mainly by immature individuals as can be seen in the figures of document SCRS/P/2020/040. The lack of representativeness of mature females prevents the use of the LBSPR to assess the stock status since this model requires a representative size composition from the mature portion of the stock.

SCRS/P/2020/041 corresponds to document SCRS/2020/096.

SCRS/P/2020/042 corresponds to document SCRS/2020/100.