

RAPPORT DE LA SESSION D’EVALUATION DES STOCKS DE REQUINS DE 2008

(Madrid, Espagne, 1-5 septembre 2008)

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

M. Driss Meski, Secrétaire exécutif de l’ICCAT, a ouvert la réunion et a souhaité la bienvenue aux participants.

La réunion a été présidée par Dr. Gerald Scott, Président du SCRS, pendant les deux premières sessions et par Dr. Andrés Domingo, Rapporteur du Groupe d’espèces des requins, pour le reste de la réunion. Dr. Scott a souhaité la bienvenue aux participants au Groupe de travail. Il a passé en revue les termes de référence de la réunion et a présenté le contexte par lequel les requins pélagiques avaient été inclus dans le cadre de l’ICCAT. Par ailleurs, Dr. Scott a exprimé sa satisfaction face au nombre étonnamment élevé de participants à la réunion.

Après l’ouverture de la réunion, l’ordre du jour a été révisé, modifié et adopté (**Appendice 1**). La liste des participants est jointe en tant qu’**Appendice 2**. La liste des documents présentés à la réunion est jointe en tant qu’**Appendice 3**.

Les participants suivants ont assumé la tâche de Rapporteurs pour diverses sections du rapport:

<i>Section</i>	<i>Rapporteurs</i>
1, 10, 11	P. Pallarés
2	C. Simpfendorfer et E. Cortés
3	J. Ellis et J. Mejuto
4	S. Clarke
5	V. Restrepo, F. Arocha et F. Hazin
6, 7, 8	B. Babcock, P. Apostolaki et K. Andrews
9	A. Domingo et E. Cortés

2. Examen des informations biologiques et évaluation des risques écologiques

2.1 Nouvelles informations biologiques

2.1.1 Requin peau bleue

Le document SCRS/2008/144 faisait état d’informations sur les aspects de la reproduction des requins peaux bleues femelles. Les données du programme d’observateurs de la flottille thonière de l’Uruguay relatives aux zones et saisons d’accouplement ont été présentées ainsi que les tailles des embryons. La structure des tailles des mâles et des femelles a été analysée et les répartitions spatiales ont été représentées.

2.1.2 Requin océanique

De nouvelles informations sur la biologie de la reproduction du requin océanique (*Carcharhinus longimanus*) ont été présentées sur la base d’un programme de recherches menées dans l’Océan Atlantique Equatorial Sud-Ouest (SCRS/2008/155). Cette région semble être une zone importante pour les juvéniles de cette espèce : 80,7% et 89,4% de mâles et de femelles, respectivement, étaient des juvéniles. La taille à la première maturité était estimée à 160-196 cm TL pour les mâles et 181-203 cm TL pour les femelles. La taille des portées de trois spécimens variait de 1 à 14. On a postulé que l’accouplement avait lieu aux alentours du mois de mars (automne austral) et la parturition 10 mois après environ, au mois de janvier. L’échantillonnage en cours vise à confirmer l’hypothèse émise sur les diverses phases du cycle de reproduction.

2.2 Organisation de la population de requins peaux bleus dans l’Atlantique Sud

Le SCRS/2008/144 faisait état d’informations sur l’organisation de la population de requin peau bleue dans l’Atlantique Sud, d’après les données d’observateurs embarquées sur la flottille uruguayenne. Ces données indiquaient un niveau d’organisation spatiale relativement élevé au sein de la population, souvent basé sur les sexes et les phases de reproduction. Les discussions qui ont suivi la présentation de ce document ont confirmé la complexe organisation de la population due à des schémas migratoires différents entre les sexes et les phases de

reproduction. Il a été suggéré qu'il pourrait exister une structure latitudinale au sein de la population. Il est nécessaire de procéder à de nouvelles recherches, à la compilation des données de tous les programmes d'observateurs disponibles dans l'Atlantique Sud et des données de marquage disponibles afin de mieux comprendre cette complexe organisation géographique ainsi que les schémas migratoires qui la déterminent.

2.3 Evaluation des risques écologiques

L'Évaluation des risques écologiques (ERA), également connue comme analyse de productivité et de susceptibilité (PSA), est devenu un outil habituel pour recueillir des informations sur les populations de requins sur lesquelles les données sont limitées. Cette approche ne remplace pas une évaluation du stock mais elle peut être utilisée pour aider à définir les mesures et les recommandations de gestion opportunes. Ce type d'analyse évalue généralement le risque basé sur deux facteurs: la productivité biologique et la susceptibilité à un type particulier de pêche. Deux documents présentaient les résultats de l'ERA pour les espèces de requins et de raies habituellement capturées dans les pêcheries palangrières pélagiques de l'Atlantique. Le premier document comportait une ERA quantitative de niveau 3, avec des données de susceptibilité à la pêche palangrière pélagique de diverses flottilles (SCRS/2008/138) ; le second (SCRS/2008/140) utilisait une mesure multidimensionnelle du risque qui ajoutait la position estimée du point d'inflexion de la courbe de croissance de la population (indice approchant pour le niveau de raréfaction auquel se produit la $PME-B_{PME}$) et l'évaluation de la Liste Rouge de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN) en ce qui concerne la productivité et la susceptibilité (surtout à partir des données des observateurs des Etats-Unis). Les deux évaluations utilisaient les mêmes données de productivité biologique, fondées sur les paramètres biologiques répertoriés au **Tableau 1**. Aucun document ne faisait état des résultats pour le requin crocodile, étant donné que l'on ne dispose pas de données suffisantes sur son cycle vital pour déterminer la productivité biologique. L'évaluation multidimensionnelle n'incluait pas non plus le requin marteau commun. Les données du cycle vital de la petite taupe n'étaient pas disponibles mais les paramètres du requin taupe bleue ont été utilisés en tant qu'indice approchant. Bien que l'ERA ne fournisse pas une mesure de l'état des espèces, l'inclusion dans l'ERA d'espèces pour lesquelles des évaluations des stocks sont disponibles (par exemple, le requin peau bleue et le requin taupe bleue dans ce cas) permet d'identifier le niveau de risque de surexploitation d'autres espèces en comparant leurs positions relatives sur les diagrammes de risques.

Les deux ERA donnent des estimations globales similaires du risque de surexploitation des espèces à l'étude (**Figure 1**). Les requins peaux bleus ou les pastenagues pélagiques étaient constamment les espèces présentant le niveau de risque le plus faible. Les requins marteaux halicornes présentaient aussi un niveau de risque plus faible. D'après les deux ERA, les espèces ayant les niveaux de risque les plus élevés étaient le renard à gros yeux, le requin taupe bleu, la petite taupe, le requin océanique et les requins soyeux. Le renard de mer et le requin taupe commun présentaient des niveaux de risque assez contradictoires entre les deux évaluations : l'ERA multidimensionnelle indiquait des niveaux de risque plus élevés (**Figure 1a**) alors que l'ERA bidimensionnelle indiquait des niveaux de risque plus faibles (**Figure 1b**). Etant donné que les mêmes valeurs de productivité biologique étaient utilisées dans les deux ERA, les différences dans les niveaux de risque pour ces deux espèces étaient dues aux différences dans les valeurs de susceptibilité. Ces valeurs dépendent fortement de la flottille (ou des flottilles) à partir desquelles les données d'observateurs étaient utilisées. L'analyse des données d'observateurs de six flottilles différentes, et d'une flottille combinée, montrait des différences relativement importantes dans le classement des risques (**Tableau 2**). Les différences entre les flottilles reflètent les différences dans les pratiques de pêche, les types d'engins, les marchés disponibles et/ou l'étendue géographique des pêcheries.

Les données relatives à la distribution de certaines espèces d'élasmobranches pélagiques dans l'Atlantique, sur la base des prospections des observateurs embarqués sur des navires uruguayens (SCRS/2008/143), révélaient des différences significatives avec les données des documents utilisés dans les évaluations des ERA actuelles. Ces différences étaient importantes pour certaines espèces, telles que le requin marteau halicorne et le requin marteau commun, qui sont traditionnellement connues comme plus présentes dans les eaux du plateau continental. De même, le renard de mer et le requin taupe commun sont plus abondants dans les mers du plateau et sont donc moins vulnérables aux pêcheries palangrières pélagiques. Ces nouvelles données, ainsi que d'autres similaires, devraient être utilisées afin d'améliorer les estimations de susceptibilité dans les ERA pour mieux refléter la distribution des espèces et des zones ou sites de forte abondance relative.

Les discussions qui ont suivi la présentation des résultats de l'ERA ont identifié le besoin de disposer d'informations représentatives et provenant de toutes les flottilles sur la susceptibilité des espèces ainsi que d'informations biologiques précises pour permettre l'estimation de la productivité. Il a également été noté que l'inclusion d'une gamme de taxons interagissant avec les pêcheries palangrière pélagiques seraient utiles à des

fins de comparaison. De plus, il a été signalé que les espèces qui se trouvent également dans les eaux du plateau continental et qui interagissent donc avec d'autres pêcheries pourraient être difficiles à représenter totalement dans les ERA. Compte tenu de la variabilité des valeurs de susceptibilité et de leur variation potentielle en fonction des flottilles considérées (ICCAT et non-ICCAT), le Groupe a conclu que l'utilisation de la productivité biologique seulement pourrait apporter plus d'informations par rapport aux risques relatifs imposés par toute la pêche. A cet effet, le **Tableau 3** répertorie le classement des espèces par valeur de productivité biologique (taux intrinsèque de croissance). Pour les espèces ayant des caractéristiques biologiques plus conservatrices et sur lesquelles on ne dispose pas de données suffisantes pour réaliser une évaluation des stocks, les valeurs de mortalité par pêche doivent se situer en-dessous du taux intrinsèque de croissance, qui est, dans ces cas-là, proche de zéro, si une approche de précaution de gestion est adoptée. Dans le cadre d'une approche de précaution de gestion, une augmentation des données pourrait donner lieu à des approches de gestion plus libérales afin d'atteindre le même objectif de conservation. Le Groupe a donc estimé qu'il était capital de disposer de davantage d'informations biologiques ainsi que de données sur les pêcheries en vue d'améliorer la compréhension de l'état de la plupart des espèces pélagiques.

Lors de l'élaboration de recommandations de gestion basées sur la productivité, les ERA ne donnent pas d'information sur les objectifs précis des stocks comme le font les évaluations des stocks. Par conséquent, les mesures de gestion devraient se concentrer sur la réduction de la mortalité par pêche (F), qui peut être obtenue par diverses méthodes, en fonction de la flottille, de l'espèce ou de la zone. Les types d'approche permettant d'obtenir une réduction de F incluent (mais sans s'y limiter): la remise à l'eau de spécimens vivants, des limites de taille, des fermetures temporelles ou de zone, une interdiction et [autres]. En raison des difficultés à mettre en œuvre les réductions de F (et étant donné que la Commission a déjà recommandé des réductions de F en encourageant la remise à l'eau de spécimens vivants et des programmes de recherche visant à une plus grande sélectivité des engins [Résolution 04-10 paragraphes 6 et 8]), et de la diversité des approches possibles, si la Commission met en œuvre une telle politique mais ne spécifie pas de mesure exacte, elle devrait donc demander aux Parties contractantes de faire un rapport sur les mesures prises et leur efficacité afin de pouvoir évaluer les bénéfices globaux pour ces stocks. Ceci pourrait inclure (mais sans s'y limiter) la soumission des données des programmes d'observateurs et les résultats des projets de recherche.

Compte tenu de la limitation des données disponibles sur les espèces de requins pour lesquelles l'ERA représente la meilleure évaluation disponible, le Groupe de travail n'a pas été en mesure d'évaluer les bénéfices potentiels de toutes les méthodes disponibles pour réduire la F. Toutefois, les données des programmes d'observateurs de deux Parties contractantes (Etats-Unis et Venezuela) (**Tableau 4**), présentées à la réunion, indiquent le niveau de réduction de F (par espèce) qui pourrait être obtenu si les spécimens qui étaient vivants lorsque l'engin était récupéré étaient remis à l'eau vivants (**Tableau 5**). Les données de ces deux pays représentent probablement les extrêmes d'un ensemble de conclusions : alors que les Etats-Unis (qui, à l'heure actuelle, remettent à l'eau de nombreux requins vivants) n'ont pu réduire la F qu'en quantités relativement restreintes, le Venezuela (qui, à l'heure actuelle, retient tous les requins) a pu obtenir de grandes réductions de F.

3. Examen des données de marquage et des coefficients de conversion (poids aileron-corps)

Le requin peau bleue est l'espèce de requin la mieux étudiée en termes d'études de marquage et les données comparables sont plus limitées pour les autres espèces. Des études de marquage bien conçues peuvent être très utiles et ces programmes devraient être encouragés pour d'autres espèces prioritaires. Le marquage conventionnel pourrait être particulièrement utile en matière d'évaluation des stocks car il fournit des informations rentables à court terme.

Le Groupe de travail a reçu une actualisation sur la situation des données de marquage du requin peau bleue de divers programmes de marquage et de remise à l'eau entrepris par divers membres de l'ICCAT.

Le SCRS/2008/130 présentait les données de la pêche récréative irlandaise de requin peau bleue. Ces données ont été soumises à l'ICCAT. Le jeu de données se composait de poissons marqués et/ou recapturés de 1970 à 2006. Depuis 1970, 16.804 requins ont été marqués et 789 marques ont été récupérées (4,7%). Les requins ont été marqués par les pêcheurs récréatifs pêchant dans les eaux côtières, généralement au cours de l'été lorsque les eaux sont >14°C. Comme précédemment noté dans des études scientifiques, les femelles prédominaient dans cette partie de l'Atlantique à cette époque de l'année. Des récupérations de marque ont été signalées par diverses pêcheries, y compris des pêcheries palangrières hauturières et des pêcheries au filet dérivant dans le Golfe de Gascogne. Aucune récupération n'a été signalée dans l'Atlantique Sud et une seule en Méditerranée, ce qui étaye l'hypothèse de l'existence d'un stock unique dans l'Atlantique Nord, distinct de celui de la Méditerranée. On a

constaté l'absence de récupérations dans l'Atlantique Centre Nord ; on se savait pas exactement s'il existait une explication biologique à cela et/ou s'il s'agissait plutôt de fortes différences entre les taux de déclaration des diverses flottilles opérant dans l'Atlantique Nord. Pendant la réunion, on a examiné plus en détail l'effort et les récupérations combinés de l'Irlande et des Etats-Unis dans les pêcheries de thonidés. De nouveaux travaux sur les taux de déclaration pourraient être entrepris, de même que des analyses combinées des études de marquage ICCAT/Etats-Unis/Irlande, et les résultats évalués par rapport à la répartition spatiale des principales flottilles. Le Groupe de travail recommande de lancer des expériences de marquage pour permettre d'estimer les taux de déclaration de marquage.

Les données irlandaises (SCRS/2008/130) n'indiquaient qu'une seule récupération en Méditerranée et aucune récupération au sud de l'équateur, ce qui coïncide avec Kohler *et al.* (1998), qui signalait très peu de récupérations à l'extérieur de l'Atlantique Nord. Toutefois, les deux jeux de données se basaient sur le marquage de requins bien au nord de l'équateur et il est donc impossible de savoir si les requins marqués plus près de l'équateur se déplacent de part et d'autre de celui-ci.

Les résultats récapitulatifs d'études de marquage japonaises ont également été présentés (SCRS/2008/151). Dans le cadre du programme d'observateurs japonais de l'Atlantique, 499 requins de six espèces différentes ont été remis à l'eau avec des marques apposées par des observateurs scientifiques depuis 2000. Le requin peau bleue était l'espèce prédominante, soit plus de 93% ($n = 462$), suivi du requin taupe commun (3%). 27 marques apposées sur des requins peaux bleus ont été retournées, avec un taux de récupération de 5,4%. Le temps en liberté le plus long était de 610 jours et la migration la plus longue d'environ 3.200 km, ce qui suggère une migration du requin peau bleue à grande échelle. L'ICCAT a récemment reçu une soumission partielle de ces données (seules les récupérations). Compte tenu de son importance pour les études de la mortalité par pêche à la palangre, le Secrétariat devrait demander au Japon de compléter le jeu de données de marquage (499 requins marqués).

Des analyses révisées des données de marquage figurant dans la base de données de l'ICCAT ont également été présentées. Ces données avaient été utilisées auparavant pour montrer les déplacements du stock de l'Atlantique Nord. La présentation a porté sur la modélisation des données de marquage afin d'étudier la mortalité par pêche, à l'aide d'un modèle de dynamique de population modifié d'après Hilborn (1990). Les données de marquage ont été attribuées à quatre régions, correspondant dans une grande mesure aux secteurs NW, NE, SW et SE de l'Atlantique Nord ; trois scénarios de perte de marques ont été pris en considération (0, 10 et 20%) et divers scénarios de taux de déclaration de marque ont été étudiés pour quatre des principales nations de pêche de la zone (Etats-Unis, Espagne, Japon et Venezuela). Les résultats préliminaires indiquaient que F était hétérogène ($<0,1$ dans les zones de l'ouest, et aux alentours de 0,2 dans l'Atlantique Est).

Le Groupe de travail s'est dit très satisfait de ces travaux et a encouragé de nouveaux développements de ce modèle, y compris des analyses de sensibilité des taux de déclaration. L'inclusion des données de marquage irlandaises, une plus grande complexité (composantes de taille et données spécifiques du sexe, par exemple), de nouvelles modélisations des séries temporelles d'effort et des études plus exhaustives sur les taux de déclaration par les différentes flottilles pourraient s'avérer utiles ; ces travaux pourraient, en outre, être menés par correspondance.

Il est recommandé de combiner les données de marquage américaines, européennes et autres aux fins d'un modèle d'évaluation des stocks intégré pour l'ensemble de l'Atlantique Nord. Toute nouvelle donnée ou les données non soumises devraient être transmises à l'ICCAT avant son utilisation dans la prochaine évaluation.

On a brièvement présenté les données de marquage maintenues à l'ICCAT, y compris les données de nouvelles études espagnoles et uruguayennes ainsi que les informations révisées des Etats-Unis récemment soumises (3.000 remises à l'eau supplémentaires) (**Tableau 6 ; Figures 2 et 3**). Les jeux de données combinés devraient être étudiés et comparés avec les cartes de répartition de l'effort des principales flottilles pour mieux mesurer l'absence apparente de récupérations dans l'Atlantique Centre Nord, comme décrit ci-dessus.

3.1 Identité du stock

Des discussions se sont aussi élevées quant aux limites méridionales des stocks de requins de l'Atlantique Nord, des explications suggérant d'utiliser soit l'équateur soit 5°N. Les données des études de marquage irlandaises faisaient état de récupérations entre l'équateur et 5°N, mais pas au sud de l'équateur. L'équateur a été utilisé comme limite méridionale dans certaines évaluations précédentes. Cependant, d'autres espèces de grands pélagiques, dont l'espadon, ont une limite méridionale établie à 5°N aux fins des évaluations (*cf.* par exemple,

Chow *et al.* 2007; Anon, 2007), et ces données ont été utilisées dans l'estimation des débarquements de requins. L'océanographie de la région donne également à penser que la limite pourrait être fixée à 5°N. La révision de près de 2.000 registres de récupérations de requins peaux bleues par la flottille palangrière espagnole dans l'Atlantique Nord et Sud (Mejuto et García-Cortés 2005), dans le cadre de divers programmes de marquage entrepris par plusieurs pays, a indiqué que près de 99% des requins peaux bleues marqués dans l'Atlantique Nord ont été recapturés au nord de 5°N et que seulement 1% environ des spécimens l'ont été dans des zones situées entre 5°N et 5°S. Il n'a pas été possible de définir l'étendue des déplacements Sud-Nord en raison du volume de données de marquage disponibles plus limité pour les régions de l'Atlantique Sud.

Compte tenu de cette information et d'autres facteurs, tels que l'estimation des prises de requins basées sur les prises de thonidés en utilisant la limite 5°N, le Groupe de travail a recommandé de séparer les stocks de requins peaux bleues et taupes bleues de l'Atlantique Nord et Sud à la latitude 5°N. Il a également recommandé de séparer les stocks de requin taupe commun en Est et Ouest, en raison de sa plus forte abondance dans les eaux du plateau. Le Groupe de travail a aussi recommandé d'étudier l'implication de ce postulat sur la standardisation de la CPUE des requins pour les flottilles qui n'utilisent pas le même critère de délimitation.

En ce qui concerne les zones relevant de la FAO, les limites méridionales sont situées le long de 5°N (depuis l'Amérique du sud jusqu'à 40°W), 0° (entre 20-40°W) et le long de 6°S (depuis 20°W jusqu'à la côte africaine).

4. Examen des statistiques de pêche: données de prise et d'effort, y compris fréquences de tailles et tendances des pêcheries

4.1 Présentation des documents sur les prises et discussion

La question des statistiques de capture a été abordée dans les documents suivants: SCRS/2008/045, 134, 139, 145, 146, 147, 148, 150, 152, 153, 156, et 158. Certains de ces documents présentaient également les taux de capture ou des informations biologiques et sont détaillés dans les sections ci-après du présent rapport.

Le SCRS/2008/134 décrivait les statistiques de capture des requins pélagiques capturés par les pêcheries françaises dans l'Atlantique et la Méditerranée. Une série temporelle de statistiques des débarquements commerciaux nationaux, les données des livres de bord et des informations biologiques sur l'échantillonnage des prises du commerce et de la recherche ont été réunies pour évaluer l'état de cinq espèces de requins pélagiques capturées par les pêcheries nationales françaises. D'après les statistiques officielles, les niveaux moyens de capture de ces cinq dernières années pour le requin taupe commun (*Lamna nasus*), le requin peau bleue (*Prionace glauca*), les renards (*Alopias vulpinus* et *A. superciliosus*) et le requin pèlerin (*Cetorhinus maximus*) se situaient à environ 270 t, 96 t, 7,5 t et moins de 1 t, respectivement. Il est toutefois probable que de grandes quantités de requins rejetés n'aient pas été enregistrées. Les données biologiques font généralement défaut pour les espèces de requins pélagiques capturées par les flottilles nationales.

Il a été noté dans les discussions que certaines données présentées différaient de celles soumises par la France à l'ICCAT. Il a été demandé aux délégués français de transmettre, à l'ICCAT, toutes les données des prises françaises, sous forme électronique, dans les plus brefs délais possibles. Des questions ont été posées sur le ratio de capture déclaré par espèce, qui montrait que le requin taupe commun était capturé en plus grand nombre que le requin peau bleue. La discussion a expliqué que les fortes prises de requin taupe commun déclarées reflétaient le fait que cette espèce était une espèce cible et que les prises déclarées de requin peau bleue étaient considérées comme plus faibles en raison des rejets en mer, ou étant donné que les pêcheurs qui ciblent le requin taupe commun essaient d'éviter les lieux de pêche qui enregistrent des taux de capture de requin peau bleue élevés. En réponse à une question quant au nombre apparemment plus élevé de femelles capturées, l'auteur a prévenu que compte tenu du faible nombre d'échantillons disponibles jusqu'ici, les résultats devaient être considérés comme préliminaires. Des clarifications ont également été sollicitées quant à savoir si les données représentaient les prises (y compris les rejets) ou les débarquements. Les discussions ont ensuite porté sur les exigences en matière de déclaration des données à l'ICCAT (*cf.* Section 4.2).

Le SCRS/2008/139 décrivait une méthodologie visant à estimer les prises de requins dans l'Atlantique réalisées par toutes les flottilles, sur la base d'une caractérisation du commerce mondial d'ailerons en l'an 2000, y compris le nombre et la biomasse par espèce de requins. Les estimations basées sur le commerce de Hong Kong pour 2000 ont été mises à l'échelle aux valeurs mondiales annuelles pour 1980-2006 à l'aide des quantités d'importations observées à Hong-Kong ainsi que d'une approximation de la proportion de Hong-Kong dans le commerce mondial de chaque année. Les chiffres du commerce mondial d'ailerons en résultant pour chaque

année ont ensuite été mis à l'échelle aux valeurs spécifiques de l'Atlantique avec trois facteurs différents : (1) la zone de distribution des requins pélagiques dans l'Atlantique par rapport à leur distribution mondiale ; (2) les prises de thonidés et d'istiophoridés dans l'Atlantique par rapport aux prises mondiales de thonidés et d'istiophoridés ; et (3) l'effort palangrier dans l'Atlantique par rapport à l'effort palangrier mondial. Il a été noté que l'on ne prenait pas en considération la mortalité qui ne produit pas d'ailerons pour le commerce international (par exemple, les rejets entiers de spécimens morts, la mortalité après remise à l'eau ou les ailerons prélevés mais non commercialisés au niveau international). Alors que la ponction totale pourrait être supérieure aux estimations basées sur le commerce d'ailerons, il est donc peu probable que la ponction totale soit inférieure aux estimations basées sur le commerce d'ailerons.

Une clarification a été demandée en ce qui concerne l'unité d'effort utilisée dans les estimations de capture pondérées à l'effort et les ratios de carcasse-ailerons appliqués. L'auteur a expliqué que l'unité d'effort était les hameçons de palangre et que l'on avait utilisé les ratios de taille d'ailerons-taille du corps ainsi que les ratios de taille du corps-poids du corps plutôt que les ratios de carcasse-ailerons. Il a été convenu que la tendance à la hausse dans le temps qui se dégageait des résultats reflétait probablement l'augmentation de l'utilisation des ailerons de requins dans les années 1990. Pour cette raison, les estimations ont été considérées plus utiles comme estimations minimales de la mortalité, de telle sorte que toutes les estimations de capture en-dessous de ces niveaux seraient remises en question. Le Secrétariat de l'ICCAT a indiqué que les chiffres d'effort pour l'Atlantique avaient été révisés depuis l'élaboration du document. L'auteur a décidé de recalculer les estimations avec les nouvelles données d'effort pour l'Atlantique.

Le SCRS/2008/145 incluait des données sur les prises de requin peau bleue et de requin taupe bleue de 1994 à 2007 réalisées par les palangriers pélagiques mexicains ciblant l'albacore (*Thunnus albacares*) dans le Golfe du Mexique. Par rapport aux autres flottilles palangrières, la prise accessoire de requins de cette flottille est très faible, soit 5% seulement de la capture. Ces prises se répartissent dans l'ensemble du Golfe du Mexique, reflétant la vaste distribution de la flottille ciblant l'albacore.

Des informations sur les méthodes d'identification des espèces ont été demandées, le document utilisant, en effet, le terme "*tintorera*" pour se référer à la fois au *Galeocerdo cuvier* et au *Prionace glauca*. Il a été expliqué que les observateurs sont en mesure d'établir une distinction entre les deux espèces et de les enregistrer de façon séparée. Il a aussi été expliqué qu'alors que certaines observations de taille ont été estimées, la proportion des tailles qui sont estimées par opposition aux tailles qui sont mesurées est en diminution, à mesure que la formation des observateurs s'améliore. En réponse à une question relative aux très faibles prises de requins peaux bleues déclarées, il a été expliqué que depuis que la pêche ne s'utilise plus de bas de ligne en acier, 4-5% des hameçons sont perdus avant le retrait du câble, ce qui est probablement dû au fait que les requins mordent les bas de ligne. Il a été signalé que cette pêche dispose d'une couverture par les observateurs de 100% et que les observateurs ont pris note des morsures. Certaines données incluses dans le document différaient de celles précédemment remises par le Mexique à l'ICCAT. Les auteurs ont été priés de soumettre des données actualisées, sous forme électronique, dans les plus brefs délais possibles.

Le SCRS/2008/146 incluait les chiffres de capture et la composition spécifique de la pêche côtière artisanale de requins dans les eaux côtières du Golfe de Mexique, en portant l'accent sur les prises de requins peaux bleues et de requins taupes bleues. Les données de la composition spécifique pour la zone du Golfe du Mexique, aux alentours de Veracruz, ont été présentées car cet état mexicain affichait les plus fortes prises de requins taupes bleues. Le pourcentage de capture de cette espèce ne s'élevait toutefois qu'à près de 0,15%. Il a été souligné que cette pêche artisanale ne capturait pas de requin peau bleue.

Le SCRS/2008/147 et le SCRS/2008/148, qui incluaient les données de capture des pêcheries canadiennes, ont été présentés au nom de leurs auteurs. Le SCRS/2008/147 comportait les données relatives aux prises de requin peau bleue réalisées par la pêche de canne et moulinet de thon rouge et la pêche palangrière pélagique ciblant l'espadon et les thonidés. Aucune de ces pêcheries ne cible les requins et le prélèvement des ailerons est interdit dans cette région depuis 1994. Les importantes prises de requin peau bleue dans les eaux canadiennes ne sont déclarées que par les navires canadiens, féroïens et japonais, ces deux derniers opérant dans le cadre d'une couverture par les observateurs de 100%. Les prises accessoires totales de requin peau bleue se sont élevées, en moyenne, à 2.000 t par an, ces dernières années ; les débarquements et les rejets morts ont atteint, en moyenne, près de 1.000 t par an depuis 2002. En ce qui concerne les rejets de requin peau bleue, le document indiquait que 60% des spécimens sont vivants après remise à l'eau dans la pêche palangrière et que la survie serait de l'ordre de 80% pour la pêche de canne et moulinet, car les requins ne restent pas accrochés aussi longtemps à la ligne dans cette pêche. Le SCRS/2008/148 présentait des données similaires pour le requin taupe bleue. Il n'existe pas de pêche dirigée sur le requin taupe bleue, et la plupart des prises sont des prises accessoires

effectuées par les pêcheries palangrières pélagiques ciblant l'espadon. Les données des observateurs ont confirmé que la plupart des requins taupes bleues capturés par les navires étrangers et nationaux sont retenus à bord. La prise observée entre 1990 et 1999 a atteint, en moyenne, 20 t par an, la plupart de celle-ci étant attribuée aux navires japonais. Depuis 1999, la quasi-totalité de la prise observée était réalisée par les navires canadiens, avec des prises se situant récemment à 60-80 t, en moyenne, par an.

Il a été signalé que les données de capture de requin taupe bleue présentées dans le second document coïncidaient généralement avec les données de capture soumises par le Canada à l'ICCAT mais ceci n'était pas le cas des données de capture de requin peau bleue présentées dans le premier document. La différence pourrait être due à l'inclusion de la mortalité due aux rejets morts dans les données de capture du premier document. Il a été demandé aux scientifiques canadiens de confirmer, dès que possible, les données de capture canadiennes qui figurent dans la base de données de l'ICCAT.

Le SCRS/2008/150 faisait état des données de capture de la flottille palangrière japonaise dans l'Atlantique. Les prises de requin peau bleue et de requin taupe bleue réalisées par la pêcherie palangrière japonaise de thonidés dans l'Atlantique Nord et Sud ont été estimées à l'aide des données des livres de bord spécifiques aux espèces, de 1994 à 2006, filtrées avec un taux de déclaration de 80%. Les estimations des prises ont été obtenues en calculant la CPUE pour sept strates, en multipliant la CPUE par l'effort puis en convertissant le poids du produit en poids vif. Les prises annuelles de requin peau bleue dans toute la région ont été estimées s'élever à 112.000-359.000 (moyenne de 230.000) en nombre et à 2.900-9.700 t (moyenne de 5.900 t) en poids. Les prises de requin taupe bleue ont été estimées s'élever à 3.400-13.900 (moyenne de 6.700) en nombre et à 120-640 t (moyenne de 270 t) en poids. Même si on observe des tendances à la baisse dans le nombre de prises et le poids de ces deux espèces jusqu'en 2002, des rétablissements postérieurs ont été constatés. Etant donné que les prises estimées étaient considérablement plus élevées que les débarquements déclarés, il a été postulé que la différence reflétait les rejets en mer : en effet, la plupart des requins pélagiques sont vivants lorsqu'ils sont hissés à bord et la majorité des rejets sont donc des remises à l'eau de spécimens vivants. On pense cependant que les débarquements sont sous-déclarés et que les chiffres de rejet/remise à l'eau sont probablement surestimés.

Des questions ont été posées sur le postulat selon lequel les requins qui sont vivants lorsqu'ils sont hissés à bord du navire sont également vivants lorsqu'ils sont remis à l'eau car les pêcheurs japonais coupent souvent l'hameçon du requin afin de préserver l'engin de pêche. Il a été noté que des études approfondies sur cette question sont indispensables. En attendant, il a été suggéré d'appliquer le postulat d'une mortalité de 100% pour tous les requins déclarés comme capturés, en tant qu'analyse de sensibilité.

Le SCRS/2008/152 donnait les résultats préliminaires d'un programme de recherche consacré aux requins taupes communs capturés par une pêcherie française dans l'Atlantique Nord-Est qui cible cette espèce depuis les années 1960. Cette pêcherie est de nature saisonnière, traditionnelle, et utilise la palangre dérivante. Les débarquements ont présenté une tendance à la baisse ces 15 dernières années et la proportion de requin taupe commun pesant moins de 50 kg a augmenté. Au mois de décembre 2007, un Total des prises admissibles a été instauré sur la base de l'avis scientifique international qui exprimait des préoccupations quant au cycle vital du requin taupe commun et du manque d'informations fiables disponibles. En 2008, un programme de recherche mené en coopération (EPPARTIY) a été lancé par le Comité National des Pêches Maritimes et des Elevages Marins (CNPMM), l'Association pour l'Etude et la Conservation des Sélaciens (APECS) et le secteur commercial français. Ce programme de recherche compilera les informations biologiques et les données sur les prises, d'après les données des observateurs et des débarquements. Le document comportait, en outre, des propositions de gestion préliminaires pour cette pêcherie, y compris des tailles minimales et des fermetures de zone.

En réponse à une question relative à la localisation des prises de requins taupes communs de plus petite taille, il a été expliqué que ces prises avaient lieu dans les Divisions 7G et 7H de l'ICES. L'auteur a expliqué qu'en raison de données limitées disponibles dans le cadre de ce programme de recherche, il n'a pas été possible de déterminer si des changements s'étaient récemment produits dans les stratégies de ciblage. Il a aussi précisé que les mesures de la longueur courbée à la fourche étaient actuellement collectées. L'attention a été attirée sur les différences entre les statistiques de capture présentées dans le document et celles figurant dans la base de données de l'ICCAT. Il a donc été demandé à l'auteur de fournir toutes les données actualisées à l'ICCAT, sous forme électronique, dans les plus brefs délais possibles.

Le SCRS/2008/153 fournissait des données sur les ratios de prises accessoires de requins par rapport aux espèces cibles enregistrées par les observateurs de 2002 à 2006. Ces données ont été utilisées pour estimer les prises historiques de requins peaux bleues et de requins taupes bleus de la pêcherie palangrière du Taipei chinois dans l'Atlantique. Ces espèces sont les espèces dominantes dans les prises accessoires de l'Atlantique Nord et Sud. Il

a été expliqué que la prise accessoire de requins dans les zones tropicales était plus élevée que dans les zones tempérées. La prise accessoire de requins en poids allait de 1.601 t en 1984 à 12.872 t en 1996 dans l'Atlantique Sud et de 196 t en 1989 à 3.066 t en 1994 dans l'Atlantique Nord. Ces résultats, qui se basent sur un nombre limité d'enregistrements par les observateurs, sont donc préliminaires. De plus grandes recherches doivent être effectuées à ce titre.

La méthodologie utilisée pour calculer les prises de requins a été expliquée plus en détail au cours de la discussion. Les données d'observateurs de 107 sorties en mer réalisées entre 2002 et 2006 ont été utilisées pour développer un ratio de prise de requins par rapport à la prise de thonidés et estimer la proportion de la prise de requins attribuée au requin peau bleue et au requin taupe bleue pour chacune des cinq zones. Ces ratios et les proportions ont ensuite été appliqués aux prises de thonidés enregistrées dans les livres de bord de 1981 à 2006 pour obtenir les chiffres de capture estimés pour les requins. Bien que l'on estime que les livres de bord non-ajustés sous-déclarent les requins, lorsque aucune prise de thonidés n'était enregistrée, les ratios et les proportions n'étaient pas été appliqués et les données des livres de bord non-ajustés étaient utilisées pour les requins. Le Groupe de travail a noté qu'alors que l'approche était novatrice, elle impliquait que le principal postulat sur la composition spécifique n'ait pas changé dans le temps.

Le SCRS/2008/156, qui compilait les données préliminaires d'observateurs chinois, a été présenté au nom des auteurs. Ce document faisait état des données d'observateurs sur les requins capturés par deux palangriers chinois pêchant dans la zone de 5-12°N entre le Nord-Est de l'Amérique du sud et l'Afrique occidentale. Les enregistrements des observateurs couvraient la période comprise entre décembre 2007 et avril 2008. Huit espèces de requins ont été enregistrées, dont le requin peau bleue, soit 76,2% des requins observés en poids. Ce document incluait aussi des informations sur la CPUE mensuelle des requins, ainsi que les sex-ratios et les fréquences de tailles pour le requin peau bleue et le requin taupe bleue.

Les participants ont reconnu la contribution de ces données à l'atelier. Il est prévu que la Chine soumette ces informations au format ICCAT aux fins de leur inclusion dans la base de données de l'ICCAT.

Le SCRS/2008/045 présentait tous les niveaux de prise accessoire par espèce débarquée par la flottille palangrière de surface espagnole ciblant l'espadon (*Xiphias gladius*) dans l'Atlantique et la Méditerranée de 1997 à 2006. Il avait été présenté auparavant au Groupe de travail sur les istiophoridés. La plupart des informations fournies portaient sur la prise accessoire de requins car les requins étaient les espèces de prises accessoires les plus courantes. Les estimations précédentes ont été actualisées sur la base des données de 2005 et 2006, issues des estimations des prises accessoires de 21 taxons de requins. En 2005-2006, les deux espèces les plus courantes dans la prise, *Prionace glauca* et *Isurus oxyrinchus*, représentaient en moyenne 94,2% et 96,1%, respectivement, des débarquements totaux de l'Atlantique et de la Méditerranée en poids. En 2005-2006, les espèces supposées constituer de la prise accessoire représentaient un grand volume des débarquements totaux en poids des zones de l'Atlantique : grands requins pélagiques, 67,4% ; thonidés, 2,2% ; istiophoridés 1,2% et autres espèces 0,9%. En revanche, en Méditerranée, la prise accessoire déclarée ne représentait que près de 7,0% des débarquements totaux en poids : grands requins pélagiques, 4,6% ; thonidés 1,6% ; autres espèces, 1,3% et istiophoridés près de 0%. *Prionace glauca* et *Isurus oxyrinchus* étaient les espèces les plus importantes dans le groupe des grands requins pélagiques, représentant, respectivement, 88,2% et 9,5% de la prise dans l'Atlantique, chiffres très similaires aux niveaux observés dans d'autres océans. Ces espèces représentaient respectivement, 77,3% et 6,0% du groupe des grands requins pélagiques en Méditerranée.

L'auteur a expliqué que les données ombrées du Tableau 2 du document correspondaient aux données révisées. Tout comme dans d'autres documents, il a été noté que les données du document ne coïncidaient pas exactement aux données officielles soumises auparavant par l'Espagne à la base de données de l'ICCAT et il a donc été demandé à l'auteur de collaborer avec le Secrétariat afin de transmettre toutes les données disponibles actualisées, dès que possible. En réponse à une question quant à savoir si les rejets de requin peau bleue étaient inclus dans les chiffres de capture, l'auteur a expliqué que depuis 1997 le niveau de rejets de requins peaux bleus s'était réduit à près de zéro et que les taux de rejets de requin taupe bleue s'était toujours situé à près de zéro. Suite à une question quant à savoir s'il pourrait y avoir d'autres prises accessoires de requins dans d'autres pêcheries espagnoles, l'auteur a indiqué qu'alors qu'il pourrait y avoir des prises mineures de grands requins pélagiques réalisées par d'autres types d'engins non liés aux pêcheries de thonidés, tels que les chaluts dans la zone relevant de l'ICES, les chiffres présentés devraient représenter presque tous les requins capturés dans les zones océaniques liés aux pêcheries de thonidés et d'espèces apparentées. Quant à savoir si les requins sont des espèces cibles, l'auteur a signalé les difficultés associées à la détermination des critères de ciblage d'après les types d'information généralement disponibles dans les livres de bord de la plupart des flottilles. Des informations complémentaires sur cette question sont incluses dans le SCRS/2008/129.

Le SCRS/2008/158 décrivait la flottille palangrière de surface de l'Union Européenne opérant dans l'Océan Atlantique, et il compilait les données détaillées d'Eurostat sur les prises de requins réalisées par les flottilles de l'UE dans l'Atlantique. Une flottille de 158 palangriers de plus de 24 mètres (correspondant à l'Espagne, au Portugal, à Chypre, à Malte et au Royaume-Uni) est enregistrée auprès de l'ICCAT aux fins de la pêche de thonidés, d'espèces apparentées et d'istiophoridés. Les prises combinées de requins peaux bleues et de requins taupes bleues des flottilles palangrières de surface de l'Espagne et du Portugal représentaient, respectivement, 69% et 72% de la prise totale. 47 palangriers de surface de l'UE, mesurant entre 20 et 24 mètres, sont en activité cette année mais ne sont pas inclus dans la liste ICCAT des navires autorisés. Il est probable que ces navires ne déclarent pas leurs prises à l'ICCAT et pourraient donc être une source de prises non-déclarées. La comparaison des données de l'ICCAT et d'Eurostat met en évidence des prises de requins de l'Atlantique parfois sous-déclarées. Par exemple, en 2006, 19 Etats membres de l'UE ont déclaré, à Eurostat, des données de prises de requins de l'Atlantique par espèce alors que six états membres seulement ont déclaré des données, parfois non ventilées par espèce, à l'ICCAT en 2006. Les prises totales de requins de l'Atlantique en 2006, déclarées à Eurostat, se sont élevées à 52.019 t et à 42.361 t pour celles déclarées à l'ICCAT pour la même année.

Lors de la discussion sur le dernier document, le Groupe a fait part de ses préoccupations quant au calcul de la prise totale moyenne par navire pour l'Espagne, le Portugal et le Royaume Uni en divisant la prise totale par le nombre de navires autorisés à pêcher par l'ICCAT. Etant donné que le nombre de navires autorisés à pêcher pourrait ne pas refléter exactement le nombre de navires pêchant réellement activement dans l'Atlantique, ce facteur en lui-même pourrait expliquer la vaste gamme des prises moyennes calculées. Il a été suggéré que l'utilisation des données d'effort, dans la mesure où elles sont disponibles au moment de l'analyse, plutôt que du nombre de navires, serait une meilleure base aux fins de comparaison. Des préoccupations ont aussi été exprimées en ce qui concerne l'utilisation des données d'Eurostat en raison de différences dans la façon dont elles sont compilées par rapport aux données de l'ICCAT. Certaines des différences potentielles identifiées consistaient en des normes différentes pour l'identification des espèces, l'inclusion de requins non-pélagiques dans Eurostat, des coefficients de conversion divergents ainsi que des différences dans le degré d'examen scientifique des données avant leur soumission. Il a toutefois été convenu que les données d'Eurostat seraient examinées en détail par rapport à la base de données de l'ICCAT afin de combler, de la forme appropriée, toutes les lacunes de données identifiées dans la base de données de l'ICCAT (cf. Section 4.2).

4.2 Présentation des données sur les prises de la base de données ICCAT et d'autres bases de données

4.2.1 Exigences en matière de déclaration des prises de requins à l'ICCAT

Comme introduction à la présentation des données incluses dans les bases de données de la Tâche I et de la Tâche II de l'ICCAT, les exigences en matière de déclaration des données sur les requins à l'ICCAT ont été discutées. Certains participants ont indiqué qu'alors que l'ICCAT requiert la soumission des données sur les ponctions totales de requins, certaines données transmises semblent ne refléter que les requins débarqués et/ou capturés par des pêcheries ciblant les thonidés et les espèces apparentées. D'autres participants ont indiqué que la Commission n'avait pas clairement défini les exigences en matière de déclaration. Ces différences d'interprétation des exigences en matière de déclaration peuvent contribuer à la sous-déclaration des prises de requins dans la base de données de l'ICCAT ainsi qu'à des divergences entre les données de capture de requins de l'ICCAT et d'autres bases de données sur les pêcheries.

Le Secrétariat a rappelé que, de 1995 à 2004, trois Résolutions concernant les requins, la *Résolution de l'ICCAT concernant une coopération avec l'Organisation des Nations-Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO) pour l'étude de l'état des stocks de requins et de leur capture accidentelle* [Rés. 95-02], la *Résolution de l'ICCAT sur les requins atlantiques* [Rés. 01-11] et la *Résolution de l'ICCAT sur la pêcherie de requins* [Rés. 03-10], avaient été adoptées par l'ICCAT. Bien que les deux dernières résolutions incluent des références à la soumission des statistiques, elles ne spécifient pas les procédures de déclaration. La *Recommandation de l'ICCAT concernant la conservation des requins capturés en association avec les pêcheries gérées par l'ICCAT* [Rec. 04-10] stipule que: "Les Parties contractantes et les Parties, Entités ou Entités de pêche non-contractantes coopérantes (CPC) devront déclarer, chaque année, les données de Tâche I et de Tâche II pour les prises de requins, conformément aux procédures de soumission de données de l'ICCAT, y compris les données historiques disponibles". Le dernier paragraphe limite l'application de la recommandation « ne s'applique qu'aux requins capturés en association avec les pêcheries gérées par l'ICCAT. ». Même si des recommandations supplémentaires, telles que la *Recommandation supplémentaire de l'ICCAT concernant les requins* [Rec. 07-06], évoquent également la soumission des statistiques, il n'y a pas d'interprétation commune sur le fait de savoir si ces exigences s'appliquent aux pêcheries ne relevant pas de l'ICCAT.

Il a été noté qu'en vertu de l'Article 13 du Règlement de l'ICCAT, le Groupe de travail sur les requins et le SCRS avaient recommandé, et que la Commission avait par la suite convenu, qu'aux fins des évaluations des stocks, de tenir compte de la mortalité par pêche totale des stocks de requins d'intérêt pour l'ICCAT, ce qui inclut, mais sans s'y limiter, le requin peau bleue, le requin taupe bleue et le requin taupe commun. Il est donc fondamental que les CPC soumettent les données sur le niveau total de capture, les caractéristiques de tailles et les statistiques de prise-effort pour toute la gamme d'engins ayant un impact sur ces espèces dans la zone de la Convention. Il a également été fait observer que cette communication pourrait nécessiter la combinaison de plusieurs sources de données, des livres de bord, du marché et des observateurs.

Compte tenu de cette situation et d'une apparente confusion, il a été décidé que de nouvelles clarifications étaient requises en ce qui concerne les exigences en matière de déclaration sur les requins. Il a été recommandé d'expliquer plus en détail les procédures de déclaration des données sur les espèces prioritaires identifiées par le SCRS, et de les communiquer aux CPC, afin de renforcer les exigences de soumission des données sur les ponctions totales de requins. Les données devraient être soumises pour les prises de requins prioritaires, qu'il s'agisse d'espèces cibles ou de prises accessoires, de spécimens rejetés ou non, et que la flottille cible, ou non, des thonidés ou des espèces apparentées. Cette question devrait être renvoyée au Sous-comité des Statistiques de l'ICCAT aux fins d'une nouvelle action, y compris des contacts avec d'autres Groupes de travail de l'ICCAT confrontés au même problème. En vue d'éviter une duplication inutile de l'effort, il conviendra d'améliorer la coordination de la soumission des données entre l'ICCAT et d'autres organisations qui collectent les données sur les pêches.

Compte tenu de l'importance de la question du ciblage pour les données de capture et les taux de capture, il a été décidé de réitérer l'avis formulé par d'autres Groupes d'espèces, selon lequel il faut accorder la priorité aux recherches sur les techniques d'analyse des données visant à tenir compte des stratégies de ciblage.

4.2.2 Résumé des données figurant dans la base de données de Tâche I et de Tâche II de l'ICCAT

Le Secrétariat de l'ICCAT a présenté un résumé sur la situation des données figurant dans la base de données de la Tâche I en ce qui concerne la série de capture nominale (Tâche I) de requin peau bleue (*Prionace glauca*, BSH) et de requin taupe bleue (*Isurus oxyrinchus*, SMA). Depuis la réunion de préparation des données sur les requins, tenue en 2007 en Uruguay, seule la série temporelle de la palangre japonaise pour la période 1994-2006 est disponible pour ces deux espèces. La plupart des pays ayant déclaré des données de la Tâche I ont révisé les prises préliminaires de la Tâche I pour la période la plus récente (2005-2007). Ces révisions ont été acceptées par le Groupe de travail.

Il a ensuite été décidé d'actualiser les données de capture de la Tâche I avec de nouvelles informations apportées par les scientifiques présents et celles disponibles de divers documents scientifiques présentés lors de la réunion et de les utiliser comme données préliminaires en attendant leur soumission officielle :

- SCRS/2008/147: les données de capture globales canadiennes de BSH (tous engins combinés) de 1986 à 2006 ont remplacé toute la série de capture de Tâche I du Canada ;
- SCRS/2008/045: les données de capture de palangre de surface de Tâche I de l'Espagne (BSH, SMA et autres requins) ont été utilisées (changements uniquement pour les années 2003, 2005 et 2006) pour remplacer les chiffres de requins non classifiés en 2005 et 2006 ;
- SCRS/2008/134: les données de capture totales de la France (BSH et POR) ont été utilisées pour compléter la série temporelle de la France (1999, 2003, 2006) ;
- Les prises révisées de la palangre uruguayenne de la Tâche I (BSH pour 1981 à 2006; SMA pour 1992 à 2006) ont remplacé la série actuelle de Tâche I.

Malgré les récentes actualisations, les chiffres totaux ne sont pas très différents.

En outre, le Groupe de travail a décidé de reclasser la totalité des prises historiques de la Tâche I des requins taupes non classés (MAK) en requin taupe bleue (SMA). Ceci affecte particulièrement les prises historiques des Etats-Unis (1982 à 2000), pour lesquelles il n'existait pas de série de SMA ainsi que de faibles quantités de prises des années récentes du Belize, du Brésil, du Canada, du Panama, des Philippines, de la Fédération de Russie et de Trinidad et Tobago. Certaines prises d'autres requins figurant dans la base de données de l'ICCAT sont enregistrées comme requins non classifiés ; il pourrait donc s'avérer nécessaire de développer des méthodes pour ventiler ces données. Il convient de faire preuve de prudence afin d'éviter la double comptabilisation si les prises de requins non identifiés, déclarés au cours des années antérieures, sont converties en prises spécifiques aux espèces.

Bien que l'on ne procède actuellement pas à la comparaison de la base de données ICCAT et d'autres bases de données, il a été indiqué qu'il pourrait être utile de la comparer avec celles de l'ICES, d'Eurostat et éventuellement de la FAO, en vue d'identifier des lacunes dans la base de données de l'ICCAT. Si des données d'autres sources sont rajoutées à la base de données de l'ICCAT pour combler les lacunes, un système d'identification d'origine des données, mis en place depuis l'an 2000, pourrait documenter la source de ces données.

Le Secrétariat de l'ICCAT a présenté la base de données de la Tâche II et le catalogue des requins. Il a été fait observer qu'il était nécessaire de relier l'information sur l'effort avec les données de capture de la Tâche II et de réaliser une vérification croisée entre les données de la Tâche I et de la Tâche II. Il a également été noté que certaines prises "de requins taupes non identifiés" de pays autres que les Etats-Unis sont encore incluses dans la base de données de la Tâche II. Les données correspondant à la composition par taille et à la taille et effort sont rares, par exemples les tailles de requin taupe commun ne sont communiquées que par les Etats-Unis, mais des efforts seront réalisés à l'avenir afin de récupérer les données historiques disponibles pour les années antérieures à 2000. Il a été décidé d'accorder la priorité aux travaux visant à améliorer le contenu de la base de données de la Tâche II, notamment en ce qui concerne les données de capture et de taux de capture.

4.3 Comparaison entre la base de données de Tâche I de l'ICCAT et d'autres bases de données pertinentes

La discussion postérieure qui a porté sur les différences entre les bases de données de l'ICCAT et d'Eurostat, ainsi que sur les données d'AZTI, s'est basée sur la présentation d'une feuille de calcul montrant une comparaison par espèce et pays, et des diagrammes de ces données. Ces comparaisons ont indiqué que pour le requin peau bleue et le requin taupe bleu, la base de données de l'ICCAT n'a apparemment pas de valeurs manquantes ou potentiellement sous-déclarées. En fait, dans de nombreux cas, les valeurs de la base de données de l'ICCAT se sont avérées supérieures aux valeurs d'Eurostat. En ce qui concerne les points soulevés durant les présentations, bien qu'il existe des différences dans les prises déclarées par la France et l'Irlande pour le requin peau bleue (aucun requin taupe bleu n'a été déclarée par ces deux Parties) à l'ICCAT et à Eurostat, la plupart des prises déclarées sont cohérentes. Les divergences dans les deux bases de données pour ces pays, en 2006, pourraient être dues, en partie, ou même totalement, à des décalages dans la déclaration des prises récentes auprès de l'ICCAT.

La plupart des principales divergences observées entre les bases de données de l'ICCAT et d'Eurostat étaient associées aux requins taupes communs. Il a été suggéré que les prises de requin taupe communs déclarées par le Danemark à Eurostat avant le début des années 1970 pourraient représenter des prises de requin taupe commun réalisées au large de l'Islande. En ce qui concerne la raison des divergences constatées entre les données sur le requin taupe commun déclarées par l'Irlande à Eurostat et à l'ICCAT, il a été noté que le requin taupe commun capturé par la pêche de démersaux au chalut serait déclaré par l'Irlande à l'ICES plutôt qu'à l'ICCAT. Il a de nouveau été affirmé que toutes les prises de requins devaient être déclarées à l'ICCAT.

Il a été admis qu'étant donné que l'ICCAT n'avait commencé à solliciter des données sur les requins qu'à partir du milieu des années 1990, les données de l'ICCAT sur les prises de requins réalisées avant cette période étaient moins fiables que les données plus récentes et qu'une récupération des données historiques pourrait être nécessaire. Ces efforts devraient s'inscrire dans le cadre d'un processus dynamique qui continuera pendant un certain temps mais des mesures plus immédiates pourraient être prises afin de s'assurer que les meilleures données disponibles sont utilisées dans les évaluations des stocks de l'ICCAT. Les efforts récemment déployés par les membres en vue d'actualiser leurs données nationales ont été reconnus comme étant une partie très importante de ce processus. On a étudié la possibilité de combler les lacunes identifiées dans la base de données de l'ICCAT en utilisant d'autres jeux de données, tels qu'Eurostat.

Même si les différences entre la base de données de Tâche I de l'ICCAT et la base de données d'Eurostat semblaient être minimales pour les évaluations de requin peau bleue et de requin taupe bleu prévues pour cette réunion, il a été décidé d'examiner comment les données de capture qui pourraient être utilisées dans l'évaluation réalisée à cette réunion changeraient si les données d'Eurostat étaient incluses dans le cadre de divers scénarios. On a signalé qu'il n'existait pas d'information sur le type d'engin responsable des prises de requins dans la base de données d'Eurostat et ceci pourrait avoir des implications pour la définition des sélectivités spécifiques des engins aux fins de la modélisation de l'évaluation des stocks.

Le Secrétariat de l'ICCAT a collecté et consigné ces informations, comme le montre le **Tableau 7a**. Au total, 385 t de requin peau bleue et 2 t de requin taupe bleu ont été rajoutées à la base de données de la Tâche I, (**Tableau 7b**).

On a conclu que l'examen des données de capture de requins de l'ICCAT par rapport à celles d'Eurostat, entrepris à la suite d'une recommandation de la réunion de préparation des données pour les requins de 2007 (Anon. 2008), ne donnait lieu qu'à des changements mineurs aux séries de capture de requins peau bleue et taupe bleue. Des différences plus importantes dans les séries de capture pourraient se produire pour d'autres espèces, telles que le requin taupe commun, qui ne sont pas évaluées quantitativement à l'heure actuelle. Il a été décidé que, même si une vérification croisée des bases de données de Tâche I et de Tâche II serait utile pour l'identification d'autres valeurs de capture éventuellement manquantes, ce travail ne pouvait pas être accompli lors de la réunion et devrait être réalisé ultérieurement.

4.4 Données de capture à utiliser dans l'évaluation du requin peau bleue et du requin taupe bleue

Afin de permettre la séparation des prises totales dans l'Atlantique en deux unités de gestion distinctes (au nord de 5°N et au sud de 5°N) un ajustement a été réalisé aux zones de la Tâche I (c'est-à-dire ATL, ATMED, EST, OUEST) lequel n'a pas automatiquement permis cette séparation. Les prises des Etats-Unis, ainsi que les prises de l'Est du Portugal et des Pays-Bas, ont été attribuées à l'unité de gestion du Nord. Pour les prises de la Chine et du Taïpei chinois, les statistiques de prise et d'effort du Taïpei chinois (stratifiées en carrés de 5x5° et mois, avec des prises positives de BSH et de SMA) ont été utilisées pour ventiler les prises totales dans l'Atlantique en unités de gestion Nord et Sud.

Etant donné que l'on sait que les prises déclarées à l'ICCAT au fil du temps ne représentent qu'une partie des prises totales des espèces présentant un intérêt pour l'ICCAT, les Groupes de travail précédents ont eu recours à diverses méthodes pour estimer une série temporelle de capture, basée sur le ratio de prises de thonidés par rapport à celles de requins dans les pêcheries où des informations fiables étaient disponibles. Le **Tableau 8a** représente les estimations qui utilisent la méthode du Groupe d'espèces sur les requins de 2004, fondées sur les ratios de prises de thonidés-requins des flottilles pour lesquelles cette information était disponible, et actualisées jusqu'en 2006 ; elles doivent être considérées comme prudentes puisqu'elles ne représentent pas les prises réalisées par tous les types d'engins ayant un impact sur ces espèces.

Des estimations alternatives ou minimales des prises de requins, calculées d'après les données du commerce d'ailerons ont de nouveau été présentées au Groupe aux fins d'examen, après avoir révisé les estimations de capture pondérées à l'effort pour refléter les dernières données d'effort disponibles à l'ICCAT. Ce nouveau calcul a rendu les estimations de capture pondérées à l'effort plus similaires aux estimations de capture pondérées à la zone. Les estimations des années les plus récentes (2004-2006) n'affichaient plus de forte tendance à la baisse. Les estimations réalisées à partir des données du commerce d'ailerons pondérées à la capture n'ont pas été prises en compte, étant donné qu'il n'est pas judicieux de postuler un rapport constant entre les prises de requins et de thonidés au cours de la série. Les séries de capture pondérées à l'effort ont été préférées aux deux autres séries car la séparation des estimations entre des composantes de l'Atlantique Nord et Sud pourrait être facilement réalisée en utilisant le ratio de l'effort palangrier de chaque zone, tel que disponible dans les bases de données de l'ICCAT (**Tableau 8b**). Il a toutefois été noté que l'utilisation du ratio de l'effort palangrier pour l'Atlantique Nord par opposition à l'Atlantique Sud pour séparer les estimations du commerce d'ailerons de requins implique que ces estimations reflètent surtout des prises palangrières mais elles pourraient, en fait, inclure d'autres types d'engins. Les estimations du commerce d'ailerons étant considérées comme une estimation minimale, il a été décidé qu'une série de capture supplémentaire serait élaborée pour le requin peau bleue et le requin taupe bleue en utilisant l'estimation la plus élevée basée sur le commerce d'ailerons et l'estimation alternative de l'ICCAT sur les captures. La **Figure 4** représente ces séries d'estimations alternatives des captures, c'est-à-dire celles basées sur la sélection des estimations les plus élevées obtenues du commerce d'ailerons et l'estimation alternative de captures de l'ICCAT, basée sur les ratios de capture de thonidés.

La mortalité par pêche déclarée pour le requin peau bleue par hameçon mouillé varie considérablement entre les flottilles pour lesquelles on dispose d'informations sur la prise et l'effort. La pêcherie palangrière espagnole affiche la production par hameçon la plus élevée, en moyenne, avec des niveaux relativement similaires dans l'Atlantique Nord et Sud (**Figure 5**). En général, les taux espagnols sont 10 fois plus élevés que ceux d'autres flottilles pour lesquelles il existe des informations, bien que dans l'Atlantique Sud, les palangriers de la Namibie et du Belize affichent des niveaux similaires, ou plus élevés que la production par hameçon espagnole. Il pourrait exister de nombreuses raisons possibles à ces différences, notamment le lieu et la modalité de pêche, mais la déclaration inexacte pourrait aussi expliquer en partie ces divergences.

Le Groupe de travail a soumis l'hypothèse que certaines différences pourraient s'expliquer par la répartition géographique de l'effort de pêche, surtout la latitude de la pêche, avec des taux de capture plus élevés aux latitudes plus élevées. Afin de tester cette hypothèse, on a étudié la distribution cumulée des hameçons nominaux

mouillés, estimés pour les principales flottilles palangrières opérant dans l'Atlantique Nord et Sud de 1997 à 2007. Alors qu'il existe des distributions différentes de la densité des hameçons par flottille (**Figure 6**), ces différences n'étaient pas suffisantes en elles-mêmes pour expliquer les chiffres de production de requin peau bleue par hameçon, notés ci-dessus. A titre d'exemple, dans l'Atlantique Sud, la distribution cumulée des hameçons par latitude était similaire entre les flottilles espagnoles, japonaises et du Taïpei chinois (**Figure 6**), alors que les valeurs de production de requin peau bleue par hameçon étaient 10 fois plus élevées pour la flottille espagnole.

L'effet du ciblage a également fait l'objet de recherches afin de résoudre la question « Est-ce que des taux de capture de requin peau bleue 10 fois plus élevés peuvent s'expliquer par la modalité de pêche ? ». Les informations du Brésil sur le taux de capture spécifique aux opérations de pêche par groupes d'espèces ciblées ou par type de flottille ont été comparées (**Figure 7**). Il est évident qu'une différence de plus de 10 fois dans les taux de capture de requin peau bleue est observée dans les flottilles "ciblant" différentes espèces, avec les taux les plus élevés observés pour les navires ciblant l'espadon. En outre, lorsque ces mêmes données sont stratifiées par flottille, il semble que les flottilles brésiliennes et espagnoles affrétées, ciblant principalement l'espadon, avaient des taux de capture bien plus élevés que les flottilles affrétées qui ciblent surtout le germon ou l'albacore (par ex. TAI, SVT, **Figure 7**).

Des questions ont été posées quant aux fortes similarités dans les CPUE obtenues en divisant les prises estimées avec le ratio de capture de thonidés dans l'Atlantique Nord et Sud par l'effort respectif dans chaque zone entre 1997 et 2006. Il a été expliqué que ce résultat était un peu prévisible car la prise de requins (calculée d'après la prise de thonidés) et la série de données d'effort proviennent des déclarations de capture des mêmes flottilles principales pour les principales espèces de thonidés. On a réitéré le manque de fiabilité de la tendance affichée par la série basée sur le commerce d'ailerons, en raison de la sous-estimation dans la première partie de la série. Il a été toutefois signalé que cette série en elle-même n'était pas utilisée dans la modélisation de l'évaluation des stocks. On a conclu qu'il n'était pas possible, à ce stade, de comprendre la cause des différences constatées dans les captures et les taux de capture dans l'Atlantique Nord et Sud et que cela constituerait forcément une source d'incertitude dans l'évaluation.

5. Indices d'abondance relative et autres indicateurs des pêches

5.1 Information présentée dans les documents du SCRS

Le document SCRS/2008/095 présentait les indices d'abondance du requin peau bleue développés d'après le Programme d'observateurs de la pêcherie palangrière pélagique vénézuélienne (VPLOP) pour la période 1994-2007, couvrant en moyenne 12,7% des sorties en mer de la flottille. Ces indices ont été calculés en utilisant un modèle linéaire généralisé mixte dans le cadre d'une approche de modèle delta-lognormal. On a utilisé, dans l'analyse, la catégorie du navire et les navires individuels. Les navires individuels ont été analysés avec des mesures répétées de plusieurs modèles GLM (utilisés uniquement dans les opérations de pêche positives), en postulant une matrice de variance-covariance autorégressive (AR1) et de variance-covariance de type « *Compound symmetry* » (CS). Le principal objectif visait à évaluer si la variance au sein des navires était cohérente ; les résultats ont suggéré qu'au sein des navires, la variabilité des taux de capture était inférieure au regroupement par classes de tailles et que des navires de taille moyenne/inférieure présentaient des taux de capture de requin peau bleue plus élevés dans la pêcherie palangrière pélagique du Venezuela. Cependant, le modèle de catégorie de taille des navires obtenait un meilleur ajustement que les modèles de mesures répétées CS ou AR1. Les séries de CPUE standardisée montraient que l'abondance relative du requin peau bleue augmentait dans la première partie de la série (1994-98) suivie d'un déclin de 1998 à 2006 avec la valeur la plus faible enregistrée en 2005, et une légère reprise la dernière année de la série.

Le document SCRS/2008/129 faisait état des données de capture par unité d'effort standardisée de la palangre espagnole, obtenues pour le requin taupe bleue et le requin peau bleue avec des procédures de modèle linéaire généralisé (GLM) de 7.511 à 11.244 enregistrements de sorties en mer pour le requin peau bleue et le requin taupe bleue en 1997-2007 et 1990-2007, respectivement. Les principaux facteurs utilisés pour la modélisation étaient l'année, la zone, le trimestre, l'engin et le ratio entre les prises d'espadon et de requin peau bleue. Les modèles importants expliquaient près de 80% et 40% de la variabilité de la CPUE pour ces deux espèces, respectivement. Comme pour l'espadon de l'Atlantique, une large fraction de la variabilité de la CPUE du requin peau bleue a été attribuée au ratio entre les deux espèces prédominantes dans la capture. D'autres facteurs moins importants ont aussi été identifiés comme étant significatifs pour cette espèce. La zone a été identifiée comme le facteur le plus important expliquant la variabilité de la CPUE du requin taupe bleue. Les résultats obtenus

montrent des tendances de CPUE assez stables pour les deux espèces durant les périodes respectives examinées. On a constaté une diminution modérée de la CPUE du requin taupe bleue de l'Atlantique Nord durant la période initiale 1990-1995, lorsque l'activité palangrière la plus forte a été obtenue dans la pêcherie d'espadon de l'Atlantique Nord, ainsi qu'une certaine stabilité par la suite.

Le document SCRS/2008/130 présentait deux séries de CPUE nominale du requin peau bleue de la pêcherie récréative irlandaise. La première se basait sur une prospection des prises récréatives (nombres de requins) et représentait la moyenne du nombre de pêcheurs à la ligne par jour au cours d'une année donnée. Ce jeu de données incluait à la fois la pêche ciblant les requins et la pêche en général. Afin d'obtenir une représentation plus adéquate de la pêcherie, on a sélectionné un sous-jeu de 10 navires ayant les mêmes capitaines, les mêmes spécifications techniques et les mêmes schémas de pêche. Les capitaines des navires avaient pêché de façon continue pendant la période 1989-2005. La CPUE a été exprimée comme le nombre de requins peaux bleus par jour de pêche de requins pour les 10 stations de pêche, sur les côtes sud, ouest et nord de l'Irlande. Ceux-ci correspondaient à une étendue spatiale de deux carrés de 5° ICCAT. Les deux séries irlandaises montraient les mêmes valeurs maximales en 1990, 1993, 1996 et 1997 avec un déclin depuis 1997 jusqu'à des niveaux bien inférieurs à ceux de la période précédente. Une légère amélioration a été constatée en 2005-2007, mais la CPUE totale est bien inférieure dans la période récente. Des tendances à la baisse semblables ont également été signalées depuis le milieu des années 1990 d'après les données des pêcheries du Venezuela (SCRS/2008/095), de la côte mi-orientale des Etats-Unis (SCRS/2008/136) et du programme d'observateurs des Etats-Unis (SCRS/2008/137), mais non des pêcheries de thon rouge ni de thon obèse/espadon du Canada (SCRS/2008/147). Les données de la pêcherie palangrière japonaise ciblant les thonidés affichaient une valeur maximale similaire aux données irlandaises à partir du milieu des années 1990 (SCRS/2008/149), même si une légère augmentation s'était produite plus tôt que dans les données irlandaises. Une standardisation de ces données a été réalisée pendant la réunion et est jointe à l'**Appendice 4**.

Le document SCRS/2008/132 incluait les données de capture standardisées de la flottille nationale palangrière brésilienne et des navires affrétés. Bien que ces flottilles pêchent dans les mêmes zones, elles ne ciblent probablement pas les mêmes espèces. Les taux de capture d'une espèce donnée pourraient donc montrer une tendance temporelle différente selon la flottille (nationale ou affrétée). Les taux de capture standardisés du requin peau bleue capturé de 2000 à 2006 par les navires nationaux et affrétés de l'Espagne ont été comparés. Afin de calculer les indices standardisés, le document analysait les données de prise/effort de Tâche II en utilisant des distributions gamma et binomiales pour modéliser les taux de capture positifs et la proportion des captures positives, respectivement. Les facteurs inclus dans les modèles étaient l'année, le trimestre et la zone. Les taux de capture des navires nationaux et affrétés montraient des tendances temporelles contradictoires, probablement dues à différentes stratégies de pêche adoptées par ces deux flottilles. Le document concluait que les taux de capture standardisés des données de la Tâche II ne sont pas utiles en tant qu'indices de l'abondance relative et que ce problème était exacerbé car les stratégies de pêche ne peuvent pas être déduites de ces données pour les inclure dans le processus de standardisation.

Le document SCRS/2008/136 actualisait les analyses précédentes (SCRS/2007/071), qui développaient les indices d'abondance du requin taupe non classifié (*Isurus spp.*) et du requin peau bleue au large de la côte des Etats-Unis de la Virginie jusqu'au Massachusetts, à l'aide des données obtenues lors d'entretiens maintenus avec des pêcheurs à la ligne et moulinet en 1986-2007. Des sous-jeux de données ont été analysés pour évaluer l'impact de divers facteurs (mois, zone pêchée, type de bateau - privé ou affrété-, type d'entretien réalisé -au port ou par téléphone- et modalité de pêche) sur la capture par unité d'effort. Les taux de capture standardisés ont été estimés par des modèles linéaires généralisés en appliquant des postulats de distribution d'erreur delta-Poisson. Une approche pas à pas a été utilisée pour quantifier l'importance relative des principaux facteurs expliquant la variance dans les taux de capture des calculs précédents pour les indices de ces données (2005 et 2006). La série de CPUE standardisée pour le requin peau bleue présentait une tendance à la hausse à partir du début de la série temporelle, atteignant un maximum en 1996, suivie d'une tendance générale à la baisse jusqu'en 2006, laquelle s'est inversée en 2007. La série de CPUE standardisée estimée pour le requin taupe suivait le même schéma, avec la valeur maximale observée en 1998.

Le document SCRS/2008/137 actualisait les indices d'abondance développés pour le requin peau bleue et le requin taupe (*Isurus spp.*) provenant de deux sources commerciales : le programme de livres de bord de la palangre pélagique des Etats-Unis (1986-2007) et le programme d'observateurs de la palangre pélagique des Etats-Unis (1992-2007). Les indices ont été calculés en utilisant une approche delta-lognormal à deux phases qui traitait séparément la proportion d'opérations de pêche positives et la CPUE des captures positives. Les indices standardisés avec des intervalles de confiance de 95% ont été communiqués. Pour le requin peau bleue, la série temporelle des livres de bord affichait une tendance à la baisse marquée, avec des indications d'un récent

rétablissement potentiel, mais la série temporelle des observateurs ne dégagait pas de tendance nette. Pour les requins taupes, la série temporelle des livres de bord et la série temporelle des observateurs présentaient une forme concave, sans déclin depuis 1992, et avec une tendance à la hausse depuis la fin des années 1990.

Le document SCRS/2008/141 présentait les indices standardisés actualisés de la capture par unité d'effort (CPUE) du requin peau bleue capturé par la flottille palangrière uruguayenne. Les indices ont été obtenus par des Modèles linéaires généralisés (GLM) avec une approche delta-lognormale. Les données en nombre et poids de poissons capturés provenaient des livres de bord de la flottille palangrière uruguayenne ayant opéré dans l'Océan Atlantique Sud entre 1992 et 2007. La CPUE standardisée affichait des tendances similaires dans les deux cas (pour la CPUE calculée en nombre et en poids) avec une tendance relativement stable les dix dernières années, et un rétablissement constaté dans les taux de capture au cours de la dernière année de la série.

Le document SCRS/2008/142 incluait les indices standardisés actualisés de la capture par unité d'effort (CPUE) du requin taupe bleue capturé par la flottille palangrière uruguayenne. Les indices ont été obtenus par des Modèles linéaires généralisés (GLM) avec une approche delta-lognormale. Les données en nombre et poids de poissons capturés provenaient des livres de bord de la flottille palangrière uruguayenne ayant opéré dans l'Océan Atlantique Sud entre 1982 et 2007. La CPUE standardisée affichait des tendances similaires dans les deux cas (pour la CPUE calculée en nombre et en poids) avec une tendance stable les dernières années, et un rétablissement mineur au cours de la dernière année de la série à l'étude.

Le document SCRS/2008/147 indiquait qu'il n'existait pas de pêcherie dirigée sur le requin peau bleue dans les eaux canadiennes et que presque tous les requins peaux bleues capturés en tant que prise accessoire dans les pêcheries palangrières pélagiques étaient rejetés morts ou vivants en mer. Les observateurs ont réalisé de nombreuses mesures et la prise accessoire totale des navires observés et non-observés a donc pu être estimée depuis 1986. Deux indices d'abondance ont été développés d'après les taux de capture standardisés de requin peau bleue dans les pêcheries palangrières de thonidés et d'espadon. Bien que les deux indices d'abondance ne coïncident pas complètement, aucun d'entre eux ne montrait un déclin de l'abondance nette depuis 1996. Le document indiquait que ces modèles montraient à la fois une forte interaction et une relation entre les facteurs année et navire, ce qui pouvait éventuellement déséquilibrer les séries de taux de capture. Toutefois, il n'existe pas de preuve que l'abondance du requin peau bleue ait diminuée dans les eaux canadiennes de l'Atlantique ces dernières années. Le Groupe de travail a également noté que des informations détaillées concernant les ajustements du modèle faisaient défaut dans ce document, lesquelles auraient permis une discussion détaillée sur l'utilité de ces indices aux fins d'évaluations du stock.

Le document SCRS/2008/148 faisait état de l'information sur les taux de capture de requins taupes bleues. Les prises annuelles réalisées dans les eaux canadiennes étaient en moyenne de 60-80 t par an. Les prises canadiennes représentaient donc une petite partie de toute la population de l'Atlantique Nord. La série de taux de capture standardisée a été développée sur la base des flottilles thonières étrangères pêchant dans les eaux canadiennes et de la flottille canadienne ciblant l'espadon. Aucune tendance cohérente de l'abondance ne se dégagait depuis 1996, d'après l'analyse des taux de capture standardisés. Le Groupe de travail a également noté que des informations détaillées concernant les ajustements du modèle faisaient défaut dans ce document, lesquelles auraient permis une discussion détaillée sur l'utilité de ces indices aux fins d'évaluations du stock.

Le document SCRS/2008/149 incluait les CPUE standardisées actualisées pour le requin peau bleue et le requin taupe bleue capturés par la pêcherie palangrière japonaise ciblant les thonidés dans l'Atlantique. Les indices ont été estimés en utilisant les données filtrées des livres de bord de 1971 à 2006 pour le requin peau bleue, et de 1994 à 2006 pour le requin taupe bleue, dont les taux de déclaration s'élevaient à plus de 80%. La CPUE du requin peau bleue affichait certaines fluctuations ainsi que des tendances relativement stables pendant les trois décennies pour les hypothèses du stock Nord, Sud et de l'ensemble de l'Atlantique. La CPUE du requin taupe bleue dégagait une tendance descendante jusqu'en 2001, suivie d'un rétablissement jusqu'au niveau atteint au début.

Le document SCRS/2008/153 présentait la prise accessoire historique de requins (1981-2006) de la pêcherie palangrière du Taïpei chinois dans l'Atlantique. La prise accessoire historique de requins a été estimée sur la base des ratios de prise accessoire de requins par rapport à l'espèce cible enregistrée par les observateurs de 2002 à 2006. Un GLM incluant les principaux effets de l'année, du trimestre, de la zone et des interactions dans le cadre du postulat d'une structure d'erreur lognormale a été utilisé pour la standardisation de la CPUE nominale pour 1981-1994, et le modèle incluant un facteur supplémentaire, la configuration de l'engin (palangre de fond par opposition à palangre normale), a été appliqué pour 1995-2006. Les CPUE nominales du requin peau bleue à la fois dans l'Atlantique Sud et Nord fluctuaient et se réduisaient considérablement dans la standardisation de la

CPUE. Toutefois, des tendances stables de la CPUE ont été constatées pour le requin taupe bleue à la fois dans l'Atlantique Sud et Nord. Les résultats de cette étude basée sur les enregistrements à court terme des observateurs sont préliminaires et des recherches plus approfondies sont nécessaires.

Le document SCRS/2008/154 fournissait des données de prise et d'effort pour le requin peau bleue et le requin taupe bleue de la flottille palangrière brésilienne ciblant les thonidés (flottille nationale et affrétée ; 60.645 opérations), ayant opéré dans l'Atlantique Sud-Ouest de 1978 à 2007 (30 ans). La CPUE de ces deux espèces a été standardisée par GLM, avec trois approches différentes: i) une structure d'erreur binomiale négative (lien logarithme); ii) le modèle delta-lognormal traditionnel, postulant une distribution d'erreur binomiale pour la proportion d'opérations positives, et une distribution d'erreur gaussienne pour les prises positives de requin peau bleue et de requin taupe bleue; et iii) la distribution Tweedie, récemment proposée aux fins de l'ajustement des modèles avec une forte proportion de zéros (Shono, 2008). Les indices standardisés du requin peau bleue présentaient une tendance relativement stable de 1978 à 1995. À partir de 1995, une tendance à la hausse se dégage toutefois avec une forte augmentation entre 2000 et 2002, jusqu'à une valeur maximale en 2007. Tout comme pour le requin peau bleue, la CPUE standardisée du requin taupe bleue était relativement stable jusqu'au milieu des années 1990, augmentant au cours des dernières années. On a discuté de l'utilisation d'une analyse par regroupement pour identifier l'espèce cible, l'incluant comme facteur dans les modèles GLM. On a proposé une analyse à plusieurs variables comme méthode alternative visant à résoudre la forte corrélation apparente entre les prises de requin peau bleue et d'espadon. On a reconnu que la stratégie de ciblage avait une grande influence sur la variabilité de la CPUE et qu'il était donc urgent de mener des études plus exhaustives sur des moyens plus précis d'inclure cette influence dans le processus de standardisation de la CPUE. Dans ce contexte, il a été reconnu que, compte tenu des changements de plus en plus fréquents de ciblage des espèces/configuration des engins lors de la même sortie de pêche, il est de plus en plus difficile de définir l'espèce cible d'une opération de pêche palangrière particulière. On a donc souligné que, dans la mesure du possible, les données par opération de pêche devraient être utilisées afin de générer des séries de CPUE standardisées, au lieu de données regroupées.

5.2 Information provenant d'autres publications

Le Groupe a discuté de l'indice d'abondance relative du requin peau bleue dans l'Atlantique Nord-Ouest estimé par Aires-da-Silva *et al.* (2008). Le Groupe a noté que cet indice, qui commence en 1957, pourrait être utile pour procéder au suivi de la taille de la population à partir du début des pêcheries palangrières dans l'Atlantique. Cependant, certaines préoccupations ont été exprimées quant au fait que de nombreuses données du début de la période provenaient de campagnes de recherche qui n'étaient pas nécessairement conçues pour suivre l'abondance des requins. Il a également été fait observer que pour la dernière partie de la série, l'indice contenait parfois les mêmes données que celles utilisées dans le SCRS/2008/137 et que l'indice de la dernière partie serait préférable pour cette période temporelle, en raison de sa couverture spatiale plus étendue.

Le Groupe a également discuté du document de Ferretti *et al.* (2008) qui étudiait un ensemble de jeux de données en Méditerranée. Le Groupe estimait que les analyses du document de différents jeux de données faisaient l'objet des mêmes critiques que celles exprimées par Polacheck (2006) quant au document de Myer et Worm (2003) portant sur le déclin mondial des populations de thonidés, d'après l'ajustement des modèles du déclin exponentiel aux données de CPUE. Le Groupe a aussi noté que les données originales utilisées par Ferretti *et al.* (2008) n'étaient pas disponibles dans le document pour permettre l'application de méthodes de standardisation adéquates durant la réunion. La révision de certains jeux de données utilisés dans les analyses indique une interprétation inappropriée de l'information originale.

5.3 Indices à utiliser dans l'évaluation

Les **Tableaux 9-12** montrent les divers indices mis à la disposition du Groupe de travail.

Au cours de la discussion visant à déterminer quels indices devaient être utilisés pour les évaluations de requin peau bleue et de requin taupe bleue, les participants ont généralement convenu qu'il serait préférable d'utiliser les indices de pêcheries ayant une distribution océanique correspondant à la distribution de ces espèces. Par ailleurs, il a également été fait remarquer que certains indices côtiers de la frange de répartitions des espèces pourraient aussi contenir des informations. Le Groupe de travail a décidé de pondérer les divers indices par les proportions de captures relatives, comme cela avait été réalisé dans l'évaluation de 2004, ainsi que par la zone couverte par chaque pêche.

Les séries suivantes ont été utilisées pour les quatre évaluations du cas de base: (1) BSH de l'Atlantique Nord:

livres de bord des Etats-Unis (USLL-log), palangre japonaise (JLL-N), pêche récréative irlandaise (Ire), première partie de la période temporelle des Etats-Unis (valeurs pour 1957-1985 provenant de Aires da Silva, 2008; Usold), palangre vénézuélienne (VenLL), palangre espagnole (SpLL-N) ; (2) BSH de l'Atlantique Sud: palangre japonaise (JLL-S), palangre espagnole (SpLL-S), palangre uruguayenne (UrLL), palangre brésilienne (BrLL) ; (3) SMA de l'Atlantique Nord: livres de bord des Etats-Unis (USLL-log), palangre japonaise (JLL-N), palangre espagnole (SpLL-N) ; (4) SMA de l'Atlantique Sud: palangre uruguayenne (UrLL), palangre japonaise (JLL-S), palangre brésilienne (BrLL), palangre espagnole (SpLL-S).

Des changements majeurs ont été apportés au choix et à la disponibilité des indices pour cette évaluation par rapport à l'évaluation de 2004, notamment :

- Un indice palangrier espagnol a été mis à la disposition du Groupe pour les quatre stocks évalués ;
- Un indice historique (depuis 1957) est devenu disponible pour le requin peau bleue dans l'Atlantique Nord ;
- Un indice a été inclus pour le requin peau bleue dans l'Atlantique Nord de la pêche récréative irlandaise ;
- La série d'indice palangrier du Japon a été raccourcie ;
- L'indice palangrier du Taïpei chinois n'a pas été utilisé dans cette évaluation en raison des doutes exprimés par le Groupe sur la composition spécifique historique postulée (cf. Section 4.1) ;
- Les tendances estimées dans plusieurs séries ont considérablement changé, probablement à la suite de la modélisation des stratégies de ciblage.

5.4 Indices combinés

Le Groupe de travail a décidé de produire des indices combinés en tant qu'indicateurs globaux. Les indices ont été combinés au moyen d'un GLM (avec une distribution normale) avec deux choix de pondération: par zone pêchée et par capture. Les pondérations ont été mises à l'échelle afin de rajouter 1,0 à chaque année (**Tableaux 13 et 14**). Afin de calculer la zone, les données de 5x5° sur les hameçons de palangre, élaborées par le Sous-comité des Ecosystèmes de 2008, ont été utilisées avec les deux exceptions suivantes : on a postulé deux rectangles pour les pêcheries récréatives irlandaises, et on a postulé que les pêcheries palangrières uruguayennes couvraient un tiers de la zone couverte par les pêcheries palangrières brésiennes.

Les indices combinés sont donnés au **Tableau 15** et représentés à la **Figure 8**. Le choix de pondération a un faible impact sur les indices combinés estimés, sauf sur celui du requin taupe bleue de l'Atlantique Sud.

6. Méthodes et autres données pertinentes pour l'évaluation

6.1 Modèle de production excédentaire de type bayésien (BSP)

Le document SCRS/2008/135 présentait un modèle de production excédentaire de type bayésien (BSP), similaire à celui utilisé dans l'évaluation de 2004. Comme cela avait été demandé par le Groupe de travail sur les requins en 2007, la nouvelle version du logiciel peut utiliser l'effort en vue de prévoir les prises réalisées au cours des premières années de la pêche avant que les prises ne soient déclarées par toutes les flottilles. Les données de capture ont été utilisées pour les années les plus récentes lorsqu'elles ont été considérées comme fiables. Cette combinaison d'ajustement aux captures et d'ajustement à l'effort permet d'appliquer le modèle à tout l'historique de la pêche. Avec les données disponibles avant la réunion, le modèle d'ajustement à l'effort a fourni des résultats et des diagnostics raisonnables. Pour le requin peau bleue de l'Atlantique Nord, il a été nécessaire d'accroître la pondération des données de capture par rapport aux données de CPUE pour obtenir un bon ajustement entre les prises observées et les prises prévues d'après l'effort. Les auteurs ont prévenu que les prises prévues d'après l'effort ne seraient pas appropriées si la capturabilité avait changé dans le temps, par exemple, si les prises relatives réalisées par les flottilles ayant des capturabilités différentes avaient changé.

Le modèle BSP a été appliqué aux scénarios du modèle décrits au **Tableau 16** pour le requin peau bleue et le requin taupe bleue de l'Atlantique Nord et Sud. Le cas de base pour les quatre populations avait une date de début correspondant à la première année où des données de capture ou de CPUE étaient disponibles. On a attribué une distribution a priori non-informative (uniforme) entre 0,2 et 1,1 au ratio de biomasse initiale (B_0/K). Dans le cas de base, la distribution a priori de K était uniforme pour $\log(K)$, avec des valeurs minimales et maximales ajustées si nécessaire afin que les conditions de limitation n'influencent pas la distribution a posteriori. La distribution a priori de r était lognormale, avec une moyenne de 0,014 et un logarithme des déviations standard de 0,28 pour le requin taupe bleue, et une moyenne de 0,301 et un logarithme des déviations standard de 0,099 pour le requin peau bleue (SCRS/2008/138). On a postulé B_{PME}/K à 0,5 pour tous les scénarios

du cas de base.

Les indices utilisés dans les scénarios du modèle du cas de base sont décrits aux **Tableaux 9-12**. Les cas de base pondéraient les indices de chaque année par la zone géographique relative couverte par les séries de cette année (**Tableau 13**). Pour le requin peau bleue de l'Atlantique Nord, les données de CPUE étaient disponibles à partir de 1957, mais les données de capture n'étaient pas disponibles jusqu'en 1971. Nous avons donc estimé les prises de 1958 à 1970 d'après l'effort palangrier (**Tableau 17**), en utilisant la méthode décrite dans le SCRS/2008/135. On a estimé la capturabilité ($catq$), en reliant les prises observées avec les prises estimées, à partir de l'effort, en utilisant les données de prise et d'effort de 1971 à 2007 inclus et on a attribué une distribution a priori de $\log(catq)$ uniforme.

Les séries de données de capture du cas de base étaient les prises totales estimées d'après le ratio de thonidés-requin taureau bleue de l'Atlantique Nord et Sud (**Tableau 8a**). Pour le requin peau bleue, la prise du cas de base de chaque année était égale à la valeur maximum de la prise estimée d'après le ratio de thonidés et la prise estimée d'après les données du commerce d'ailerons (**Tableaux 8a, 8b**). A partir du milieu des années 1990, les prises étaient bien plus élevées dans le scénario de ratio d'ailerons que dans le scénario de ratio de thonidés (**Figure 4**).

Plusieurs analyses de sensibilité (**Tableau 16**) ont été menées pour évaluer l'impact de toutes ces valeurs d'entrée sur les résultats du modèle. Elles incluaient l'effet de séries additionnelles de données de CPUE ou du retrait d'une série de CPUE chaque fois, d'une pondération égale des points de données de CPUE, de la pondération de chaque série par la capture relative plutôt que par la zone couverte (**Tableau 14**) et d'envisager une distribution a priori de K uniforme, et de doubler $\log SD$ dans la distribution a priori de r . Pour certains scénarios, nous avons commencé la série temporelle en 1950 plutôt qu'à la première année de données et nous avons utilisé l'effort pour estimer les prises jusqu'à ce que les données de capture ne soient disponibles (1971 ou 1997). Pour les scénarios du modèle commençant en 1950, nous avons utilisé une distribution a priori lognormale informative pour le ratio de la biomasse initiale (B_{1950}/K) avec une moyenne de 1,0 et un logarithme des déviations standard de 0,20. Pour les requins peaux bleues, nous avons également réalisé une analyse de sensibilité des captures en utilisant les séries estimées à partir du ratio de capture de thonidés plutôt que les captures maximales estimées d'après les données du commerce d'ailerons utilisant le ratio de capture. Pour les requins taupes bleues, nous avons aussi envisagé une analyse de sensibilité dans laquelle le point d'inflexion de la courbe de croissance de la population a été établi à 0,84K (valeur trouvée dans la modélisation démographique décrite dans le SCRS/2008/140). Pour les scénarios du modèle dans lesquels des indices supplémentaires de CPUE étaient utilisés, les valeurs des données ont été pondérées à la zone couverte par chaque série, tout comme dans le cas de base, et le nombre de carrés de 5x5° supposés être couverts par chaque série additionnelle était de 5 pour US-LPS et US-MRFSS, et de 1 pour US-tourn.

L'algorithme de *Sampling Importance Resampling* (SIR) a été utilisé pour calculer les distributions a posteriori, en utilisant les distributions a priori comme fonction d'importance.

6.2 Modèle de production structuré par âge (ASPM)

Requin peau bleue de l'Atlantique Nord

Le modèle structuré par âge présenté dans le SCRS/2008/131 a été appliqué aux données du requin peau bleue de l'Atlantique Nord. Le **Tableau 18** présente les valeurs des paramètres d'entrée du modèle. Le modèle requiert les informations liées à la sélectivité de chacune des pêcheries pour lesquelles on dispose d'informations relatives à l'exploitation. Le **Tableau 19** répertorie les sélectivités utilisées pour les flottilles capturant des requins peaux bleues dans l'Atlantique Nord. Les données de capture utilisées étaient la valeur maximale estimée d'après le ratio de thonidés et la valeur maximale estimée d'après le commerce d'ailerons (**Tableaux 8a et 8b**). Six séries de CPUE étaient disponibles pour ce stock (décrites au **Tableau 9**), ainsi qu'une série de CPUE qui était la combinaison des six séries de CPUE (**Tableau 15**). Chaque point de chaque série de CPUE était caractérisé par une pondération (**Tableau 13**), qui a été utilisée pour pondérer chaque contribution du point à la vraisemblance utilisée par le modèle afin de trouver la combinaison de valeurs la plus plausible pour les paramètres estimés.

Un scénario a été exécuté en utilisant les six séries de CPUE avec une pondération égale (SCÉNARIO A), avec une pondération inverse (zone) (SCÉNARIO B) et un troisième utilisant les séries de CPUE combinées (SCÉNARIO C).

Requin taupe bleue de l'Atlantique Nord

Le modèle structuré par âge a aussi été appliqué aux données du requin taupe bleue de l'Atlantique Nord. Le **Tableau 18** présente les valeurs des paramètres d'entrée du modèle. Le **Tableau 19** répertorie les sélectivités utilisées pour les flottilles capturant des requins taupes bleues dans l'Atlantique Nord. Les données de capture utilisées étaient la valeur maximale estimée d'après le ratio de thonidés et la valeur maximale estimée d'après le commerce d'ailerons (**Tableaux 8a et 8.b**). Trois séries de CPUE étaient disponibles pour ce stock (décrites au **Tableau 11**) ainsi qu'une série de CPUE qui était la combinaison des trois séries de CPUE (**Tableau 15**). Comme pour la série du requin peau bleue, chaque point de chaque série de CPUE était caractérisé par une pondération.

Un scénario a été réalisé en utilisant les trois séries de CPUE avec une pondération inverse (zone) (SCÉNARIO D) et une pondération égale (SCÉNARIO E). Le modèle n'a pas été exécuté pour les séries combinées de CPUE.

6.3 Modèle de production structuré par âge sans capture

Le modèle sans capture (SCRS/2004/110) a été appliqué aux stocks de requin peau bleue de l'Atlantique Nord et Sud ainsi qu'au stock de requin taupe bleue de l'Atlantique Nord. Les participants à la réunion ont sollicité plusieurs scénarios, lesquels sont répertoriés au **Tableau 20**. Le **Tableau 21** fait état des postulats biologiques et des sélectivités.

Le modèle est décrit exhaustivement dans Porch *et al.* (SCRS/2004/110). En général, le modèle sans capture est un modèle de production structuré par âge qui dérive toutes les informations des pêcheries à partir des CPUE plutôt que d'une combinaison de prises et de CPUE. Le modèle fournit des points de référence de gestion mais ne peut pas estimer de scénarios de capture ou d'estimations de production.

7. Résultats de l'état du stock

7.1 Modèle de production excédentaire de type bayésien (BSP)

Tous les scénarios du modèle, à l'exception de deux, coïncidaient sur la distribution à postériori avec de bons diagnostics de la convergence du modèle, même si tous les modèles n'ajustaient pas correctement les indices de CPUE (**Tableaux 22-25**). L'analyse de sensibilité pour le requin peau bleue de l'Atlantique Nord avec des séries de CPUE supplémentaires (SCÉNARIO B, requin peau bleu Nord), et l'analyse de sensibilité pour le requin peau bleue de l'Atlantique Nord avec une distribution a priori de K uniforme (SCÉNARIO M, requin peau bleu Nord) ne convergeaient pas.

Pour le cas de base du requin peau bleue de l'Atlantique Nord (SCÉNARIO D, requin peau bleu Nord, **Figure 9**, **Tableau 22**), les six séries de CPUE étaient assez variables et n'étaient pas cohérentes entre elles. Par conséquent, les données n'étaient pas informatives, et les distributions a posteriori étaient très similaires aux distributions a priori. Malgré l'augmentation des prises dans l'historique de la pêche, la trajectoire de la biomasse estimée était assez stable avec une raréfaction actuelle de B_{2008}/B_{PME} de 1,87 (CV=0,13), et la mortalité par pêche actuelle était faible, avec F_{2008}/F_{PME} moyen = 0,17 (CV=2,57). La capacité de transport estimée (K) était élevée, de telle sorte que F restait faible même lorsque les prises augmentaient (de 25.000 à 62.000 t) au cours de la série temporelle. Toutes les analyses de sensibilité (**Tableau 22**, **Figure 10**) coïncidaient sur le fait que l'abondance de la population était probablement supérieure à B_{PME} et que la mortalité par pêche était probablement inférieure à F_{PME} . La seule analyse de sensibilité qui montrait une raréfaction au niveau de B_{PME} environ était la série avec une pondération égale (SCÉNARIO O, **Tableau 16**). Le Groupe de travail a considéré que la pondération égale n'était pas appropriée, étant donné que l'une des séries de CPUE provenait d'une petite pêche locale (pêche récréative irlandaise) au bord de la zone de distribution des requins peaux bleues, alors que les autres étaient plus générales et qu'elles avaient plus de chance de suivre la trajectoire de l'abondance totale. L'analyse de sensibilité avec une plus forte variance de la distribution a priori de r présentait un état de la population similaire, même si la distribution a posteriori de r était plus variable (**Figure 11**).

Pour le requin peau bleue de l'Atlantique Sud, les indices d'abondance étaient également variables et incohérents, de telle sorte que les distributions a posteriori de r et de K étaient très similaires aux distributions a priori (**Figure 12**). Le modèle estimait une valeur de K très élevée et le Groupe a noté qu'il n'existait pas de raison biologique pour que la capacité de transport dans l'Atlantique Sud soit plus élevée que dans l'Atlantique Nord. Étant donné que K était élevée, F restait faible même lorsque les prises augmentaient à partir de 1971

(passant de 5.000 à 57.000 t). Le modèle du cas de base montrait une raréfaction actuelle de B_{2008}/B_{PME} de 1,95 (CV=0,06) et la mortalité par pêche actuelle était faible avec F_{2008}/F_{PME} moyenne de 0,04 (CV=2,74). Les résultats de toutes les analyses de sensibilité étaient presque identiques (**Figure 10**).

Pour le requin taupe bleue de l'Atlantique Nord, les données étaient plus informatives et les distributions a posteriori de r et de K étaient donc considérablement différentes des distributions a priori (**Figure 13**). Le modèle estimait des mortalités par pêche supérieures à F_{PME} pour la plupart de la série temporelle, donnant lieu au déclin de la biomasse. La raréfaction actuelle était estimée comme $B_{2008}/B_{PME} = 0,95$ (CV=0,45) et la mortalité par pêche actuelle était élevée avec F_{2008}/F_{PME} moyenne de 3,77 (CV=1,09). Toutes les analyses de sensibilité, à l'exception de deux, coïncidaient sur le fait que la biomasse actuelle se situait à près de 50% de K et que la mortalité par pêche était plusieurs fois F_{PME} . Le cas basé sur les prises estimées d'après l'effort jusqu'en 1997 (SCENARIO J, requin taupe Nord, **Tableau 24, Figure 14**) donnait une biomasse relative plus élevée et le cas basé sur B_{PME}/K établi à 0,84 (SCENARIO K, requin taupe Nord) donnait une biomasse actuelle bien inférieure à B_{PME} .

Pour le requin taupe bleue de l'Atlantique Nord, malgré les différents historiques des trois pêcheries, les trois indices d'abondance étaient cohérents, affichant tous une tendance à la baisse dans les années 1980 et 1990, suivie d'une augmentation dans la décennie actuelle. Afin de déterminer si le stock de requins taupes pouvait augmenter aussi rapidement, nous avons projeté la population dans 30 ans en utilisant le modèle du cas de base (requin taupe Nord, SCENARIO D) avec une mortalité par pêche égale à 0, F_{PME} ou le taux de mortalité par pêche actuel ($F=3,77 * F_{PME}$). Les projections montraient, que même en l'absence d'activité de pêche, compte tenu de la valeur d'entrée de r , la population ne pouvait augmenter que de 6% dans chaque décennie (**Tableau 26, Figure 15**). La tendance à la hausse des indices d'abondance ne peut donc pas s'expliquer par la productivité de la population. Le Groupe a considéré que les informations biologiques utilisées pour calculer la distribution a priori de r étaient bien estimées, et l'estimation de r était donc plus crédible que les tendances de la CPUE des pêcheries, qui pourraient être biaisées par les changements de capturabilité dans le temps. Le Groupe a discuté, sans atteindre de consensus, des autres causes possibles de l'augmentation des tendances de l'abondance. Les déclarations des prises spécifiques aux espèces ont pu augmenter, notamment pour la série palangrière qui se base sur les livres de bord et non sur les données d'observateurs scientifiques. Des changements de capturabilité ont pu survenir, en raison d'une contraction de la zone de distribution de la population. Des changements ont également pu se produire en ce qui concerne la distribution spatiale, l'espèce cible, les profondeurs de pêche ou l'engin de pêche utilisé par les trois flottilles. La population pourrait être ouverte, avec une migration d'autres régions, expliquant cette augmentation. Le nombre croissant de réglementations entraînant une diminution des captures d'espèces de thonidés pourrait expliquer l'augmentation des taux de déclaration des prises de requins taupes bleues.

Pour le requin taupe bleue de l'Atlantique Sud, les distributions a posteriori et a priori de r et K étaient similaires mais pas identiques (**Tableau 25, Figure 16**). La K estimée se situait à 1.097.719.940 t, plus de 2.000 fois la valeur calculée dans l'Atlantique Nord, ce qui ne semble pas plausible. Au vu de la biomasse estimée très élevée, la mortalité par pêche était très faible, même lorsque les prises continuaient à augmenter. La raréfaction actuelle était estimée comme $B_{2008}/B_{PME} = 1,27$ (CV=0,33) et la mortalité par pêche actuelle était faible avec F_{2008}/F_{PME} moyenne de 0,21 (CV=3,19). Les analyses de sensibilité ont toutes conclu que la biomasse actuelle était supérieure à B_{PME} et que la mortalité par pêche était bien inférieure à F_{PME} , sauf dans le cas où B_{PME}/K était établi comme égal à 0,84 (requin taupe Sud, SCENARIO K), déduisant que B était inférieure à B_{PME} .

7.2 Modèle de production structuré par âge (ASPM)

Requin peau bleue de l'Atlantique Nord

Le modèle ne convergait pas dans le cadre du SCENARIO B, et les résultats de ce scénario ne sont donc pas présentés. Les **Figures 17 et 18** représentent les prévisions du modèle pour la taille du stock dans le cadre des SCENARIOS A et C au mode des pdf (fonction de densité de probabilité) a posteriori conjointes. L'ajustement du modèle aux séries de CPUE pour les valeurs modales des paramètres estimés est présenté à la **Figure 19** pour le scénario A et à la **Figure 20** pour le scénario C. Les prévisions du modèle pour certains paramètres clefs estimés figurent au **Tableau 27**.

Les **Figures 21 et 22** présentent, respectivement, les pdf a posteriori pour la survie des juvéniles et pour la biomasse vierge pour le SCENARIO A. La pdf a posteriori pour la survie des juvéniles est très similaire à la pdf a priori. La pdf a priori pour la biomasse vierge assignait des valeurs élevées à un petit nombre de valeurs de biomasse mais indiquait aussi que la gamme des valeurs plausibles de ce paramètre était très vaste (« long tail »).

Ceci est probablement dû au fait qu'il n'existe pas suffisamment d'informations dans les données pour permettre au modèle de fournir une gamme de valeurs plausibles plus étroite que celle avec laquelle nous avons commencé et donc de fournir une estimation plus précise de la biomasse du stock. La pdf a posteriori pour la taille relative actuelle du stock privilégie deux jeux de valeurs (**Figure 23**) : un aux alentours de 0,3 et l'autre aux alentours de 0,95, le dernier ayant reçu la probabilité la plus élevée.

Requin taupe bleue de l'Atlantique Nord

Le modèle convergait dans le cadre des deux scénarios. Les **Figures 24** et **25** représentent les prévisions du modèle pour la taille du stock au mode des pdf a posteriori conjointes. Les **Figures 26** et **27** présentent l'ajustement du modèle aux séries de CPUE pour les valeurs modales des paramètres estimés. Les prévisions du modèle pour certains paramètres clefs estimés figurent au **Tableau 28**.

Les **Figures 28** et **29** présentent les pdf a posteriori pour la biomasse vierge et la survie des juvéniles pour le SCENARIO D. La pdf a posteriori pour la survie des juvéniles est légèrement différente de la pdf a priori. Comme pour le requin peau bleue, la pdf a priori de la biomasse vierge assignait une forte probabilité à un petit nombre de valeurs de biomasse mais continuait à assigner une faible probabilité à une vaste gamme de valeurs (« long tail »). Comme montré au **Tableau 28**, les prévisions du modèle pour l'état actuel relatif du stock couvrent une vaste gamme de valeurs allant de 0,45 (mode pour le SCENARIO D) à 0,73 (valeur moyenne pour le SCENARIO D).

7.3 Modèle de production structuré par âge sans capture

Requin peau bleue de l'Atlantique Nord

Le modèle ne convergait pas lorsque les six séries de taux de capture de base étaient utilisées. Le modèle a ensuite été ajusté à une série de CPUE à la fois (USLL-log ou JLL-N) et à un indice combiné. Une sélectivité combinée a été calculée pour représenter les sélectivités combinées des pêcheries représentées dans l'indice combiné. De plus, divers niveaux de raréfaction initiale ont été pris en considération : 0%, 10% et 20% à la fin de la période historique (1956-1970 sauf indication contraire). Les scénarios du modèle n'utilisaient pas les données d'effort, mais on a plutôt estimé une F constante pour la période historique et une F moyenne avec des dérivations annuelles pour la période moderne. Les quatre modèles présentés ici étaient les seuls qui convergèrent dans le temps limité disponible durant la réunion. Pour le modèle basé sur un postulat de raréfaction de 20% en 1971, l'estimation de la biomasse du stock reproducteur actuelle (SSB) s'élevait à 83,1% du niveau vierge, ce qui est plus élevé que la SSB_{PME} estimée (**Tableau 29**). Le taux actuel de mortalité par pêche ($F_{actuelle}$) était estimé à 0,0203, ce qui est supérieur à F_{PME} (**Tableau 29**). Les estimations d' α , du taux de reproduction maximum au cours de la vie et de la mortalité naturelle sont très proches du mode de leurs distributions a priori, suggérant qu'il existe très peu d'informations à partir desquelles il est possible d'estimer ces paramètres. La **Figure 30** illustre les ajustements à l'indice combiné pour les trois scénarios de raréfaction. Les diagnostics (AIC, AICc et valeur de fonction objective) et les diagrammes suggèrent que le modèle ajuste correctement 10% de la raréfaction historique et de la raréfaction vierge. La **Figure 31** inclut la tendance relative de la SSB pour les trois scénarios. Les estimations du modèle de $F_{actuelle}$, F_{PME} , et SSB_{actuel}/SSB_{PME} sont assez stables entre les modèles et le postulat de raréfaction historique en 1971 affecte surtout l'estimation du modèle du taux de mortalité par pêche historique (F_{hist}).

Requin peau bleue de l'Atlantique Sud

Le modèle ne convergait pas avec tous les indices de base. L'indice combiné a été utilisé pour exécuter un seul scénario, dans des conditions vierges jusqu'en 1971. Une sélectivité combinée supplémentaire a été calculée et incluse pour les pêcheries de requin peau bleue de l'Atlantique sud. Les résultats sont similaires aux calculs pour le Nord (ajustement à l'indice, **Figure 32**), en ce qu'il n'y a pas d'indication d'un stock surpêché ou d'existence d'une surpêche. La SSB se situe à 86,1% des niveaux vierges (**Figure 33**), et les paramètres de mortalité naturelle suivaient de près les spécifications des distributions a priori. Il y avait suffisamment d'informations dans les valeurs pour que la valeur α dévie considérablement des valeurs spécifiées dans les distributions a priori.

Requin taupe bleue de l'Atlantique Nord

Aux fins de cohérence, on a tenté de développer un scénario initial incluant tous les indices de base. Le modèle ne convergait pas, étant donné qu'il n'y avait pas suffisamment de données pour calculer les estimations des

paramètres. Par conséquent, le scénario d'indice combiné pour l'Atlantique Nord a été utilisé comme cas de base (**Tableau 30, Figure 34a**). Ce scénario estimait une raréfaction relative de 72,8% des conditions vierges (**Figure 35a**). De même, il n'y avait pas suffisamment d'information dans les données pour estimer des valeurs de M et α différentes des moyennes des distributions a priori spécifiées. La mortalité par pêche actuelle a été estimée à 48,2% du niveau permettant au stock d'atteindre la PME. Compte tenu des résultats, ce modèle n'estime pas la surpêche de ce stock ou son statut surpêché. Le second scénario était une légère modification du scénario du cas de base. Etant donné qu'il y avait trop peu de données pour estimer les paramètres lorsque le modèle a démarré en 1956, le scénario suivant a été élaboré. Les trois indices suggérés ont été inclus (ULL-log, JLL-N et SpLL-N) en utilisant une sélectivité combinée calculée d'après les trois séries de taux de capture. Le modèle a été commencé à partir de 1971, en postulant des conditions vierges avec une raréfaction graduelle jusqu'à la première année de données, 1986. Ce modèle estime une situation plus pessimiste que l'autre scénario pour le requin taupe de l'Atlantique Nord. La raréfaction relative est de 56,3% des conditions vierges (**Tableau 30, Figure 34b, Figure 35b**), et la mortalité par pêche actuelle est de 69,8% du niveau nécessaire pour que le stock atteigne la PME. Alors que l'estimation de la mortalité naturelle est similaire au mode de distribution a priori, la valeur α diverge considérablement (2,49 par opposition au mode de la distribution a priori de 1,49).

7.4 Résumé de l'état du stock

Bien que les données disponibles pour réaliser des évaluations des stocks se soient améliorées en termes de qualité et de quantité par rapport à celles disponibles en 2004, elles apportent toujours peu d'information, et ne fournissent pas d'indicateur cohérent pour informer les modèles. A moins que ces questions et d'autres encore ne soient résolues, l'évaluation de l'état des stocks de ces espèces, et d'autres espèces, continuera à être très incertaine.

Requin peau bleue

Pour les stocks de requin peau bleue de l'Atlantique Nord et Sud, la biomasse est estimée se situer au-dessus de la biomasse correspondant à la PME. Comme cela était le cas dans l'évaluation des stocks de 2004, dans de nombreux scénarios du modèle (utilisant les modèles de production excédentaire, les modèles structurés par âge et les modèles sans capture), l'état des stocks semblait être proche des niveaux de biomasse non exploitée et les taux de mortalité par pêche se situaient bien en-dessous des niveaux correspondant à la PME. Même si les résultats de tous les modèles utilisés dépendaient des postulats formulés (par exemple, estimations de l'effort et des prises historiques, rapport entre les taux de capture et l'abondance, état initial du stock dans les années 1950 et divers paramètres du cycle vital), la plupart des modèles coïncidaient sur le fait que les stocks de requin peau bleue dans l'Atlantique ne sont pas surpêchés et que la surpêche ne se produit pas. Il n'a pas été possible de réaliser une évaluation exhaustive de la sensibilité des résultats aux postulats pendant l'évaluation en utilisant toutes les approches de modélisation.

Requin taupe bleue

Les estimations de l'état du stock de requin taupe bleue de l'Atlantique Nord obtenues avec les différentes approches de modélisation étaient bien plus variables que pour le requin peau bleue. Pour l'Atlantique Nord, de nombreux résultats des modèles indiquaient une raréfaction du stock de près de 50% de la biomasse vierge (niveau des années 1950) et des niveaux de F supérieurs à ceux correspondant à la PME, alors que d'autres estimaient des niveaux de raréfaction considérablement inférieurs et aucune surpêche. A la lumière des informations biologiques indiquant que le point auquel B_{PME} est atteint, en ce qui concerne la capacité de transport, se produit à des niveaux plus élevés que pour le stock de requin peau bleue et de nombreux autres stocks de téléostéens, il existe une probabilité non-négligeable que le stock de requin taupe bleue de l'Atlantique Nord se situe en-dessous de la biomasse correspondant à la PME et au-dessus du taux de mortalité par pêche associé à la PME. Le Comité est parvenu à une conclusion similaire en 2004, et les récentes données biologiques montrent une productivité de cette espèce inférieure à ce qui avait été estimé auparavant. Une seule approche de modélisation a pu être appliquée au stock de requin taupe bleue de l'Atlantique Sud, laquelle a donné lieu à une estimation de la biomasse non-exploitée peu vraisemblable d'un point de vue biologique. Nous ne sommes donc pas en mesure de tirer de conclusions sur l'état de ce stock.

La **Figure 36** illustre les résultats de l'état du stock (raréfactions en ce qui concerne la biomasse vierge et F/F_{PME}) des scénarios de base d'après les modèles de production excédentaire et sans capture, et les modèles de production structurés par âge. La bande représente une gamme de niveaux de biomasse auxquels il est prévu que la PME soit atteinte d'après des considérations biologiques (SCRS/2008/140). Tout point sur la gauche ou à l'intérieur de cette bande indique un stock potentiellement surpêché ; tout points au-dessus de la ligne

horizontale indique une surpêche.

Requin taupe commun

Le SCRS n'a pas encore réalisé d'évaluation du requin taupe commun.

Le requin taupe commun dans l'Atlantique est principalement capturé dans les pêcheries qui ne ciblent pas les thonidés et les espèces apparentées, et il est ciblé par plusieurs pêcheries de l'Atlantique Nord et Sud. Aux fins de l'analyse, dans l'Atlantique, le requin taupe commun est considéré comme composé de 4 stocks: Nord-Ouest, Nord-Est, Sud-Ouest et Sud-Est. Le **Tableau 31** présente les informations de capture disponibles.

Des scientifiques canadiens ont récemment réalisé une évaluation de l'état du stock du requin taupe commun dans l'Atlantique Nord-Ouest (Gibson et Campana 2005), qui indiquait que le stock s'était raréfié à des niveaux se situant bien en-dessous de B_{PME} vers 2004 et que le rétablissement aux niveaux de la PME pourrait nécessiter plus de 30 ans si la mortalité par pêche était complètement éliminée, et de l'ordre de 100 ans si les captures annuelles se limitaient à 2% de la biomasse pouvant être pêchée par an, compte tenu du niveau de raréfaction et du faible taux intrinsèque de croissance du stock. De récentes informations issues du suivi des pêcheries suggèrent que les taux de capture pourraient avoir dépassé ce niveau et pourraient donc entraîner un nouveau déclin du stock.

Des évaluations similaires n'ont pas encore été réalisées pour les autres stocks, compte tenu des limitations de données. L'ICES a entrepris des compilations de données et a soumis un avis à la CE en ce qui concerne le stock de requin taupe commun du Nord-Est, en raison de l'existence de pêcheries historiques ciblant cette espèce. Il est nécessaire d'entreprendre des compilations de données semblables pour les stocks de requin taupe commun de l'hémisphère Sud. Une réunion intersession conjointe ICCAT-ICES est proposée pour 2009 en vue d'évaluer plus exhaustivement le stock de requin taupe commun, conformément à la *Recommandation supplémentaire de l'ICCAT concernant les requins* [Rec 07-06]. Etant donné que le requin taupe commun est surtout capturé dans des pêcheries ne ciblant pas les thonidés, la présence d'experts scientifiques d'autres ORGP à l'évaluation proposée serait d'autant plus bénéfique.

Le Groupe de travail sur les Elasmobranches (WGEF) de l'ICES a présenté des études et une compilation de données pour le requin taupe commun de l'Atlantique Nord-Est durant la réunion. Les prises de 1973-2007 ont été actualisées même si ces données sont considérées comme étant des sous-estimations. Les lacunes de données potentielles devraient être comblées avant la prochaine réunion d'évaluation. Les données de la pêcherie dirigée de requin taupe commun de la France ont été présentées (SCRS/2008/152) et actualisées. Ces données seront soumises au Rapport du WGEF de 2008.

Etant donné que le stock de requin taupe commun de l'Atlantique Nord-Est se concentre dans les eaux boréales et tempérée sur le plateau continental et le long de celui-ci, les prises de ce stock sont pour la plupart réalisées dans les pêcheries de la zone relevant de l'ICES. Au vu du déclin des débarquements de requin taupe commun, notamment dans les parties septentrionales de la zone relevant de l'ICES, et en raison des caractéristiques biologiques du requin taupe commun, l'ICES (2006) a averti que "*Aucune pêche ciblant le requin taupe commun ne devrait être autorisée compte tenu de son cycle vital et de sa vulnérabilité à la pêche. En outre, des mesures devraient être prises en vue d'éviter la prise accessoire de requin taupe commun dans les pêcheries ciblant d'autres espèces, et en particulier dans les zones septentrionales faisant l'objet de raréfaction*". La **Figure 37** illustre le degré de chevauchement entre la distribution géographique du requin taupe commun et celle de l'effort de pêche exercé par les principales flottilles palangrières pélagiques opérant dans l'Océan Atlantique.

8. Recommandations

8.1 Recherche et statistiques

Le Groupe recommande de séparer les stocks de requins peaux bleues et de requins taupes communs en Nord et Sud, à partir de 5°N de latitude, et de séparer également le stock de requin taupe commun en Est et Ouest.

Le Groupe considère qu'il est essentiel d'interagir avec les autres groupes du SCRS afin de comparer les méthodes d'évaluation (ERA) et de déterminer comment les lacunes de données et les problèmes similaires sont résolus, en vue de mettre en application les efforts réalisés par les autres groupes.

Le Groupe considère qu'il est important de développer des projets de recherche au niveau régional permettant d'accroître rapidement les connaissances disponibles sur les requins pélagiques et que ce groupe d'espèces dispose d'un financement spécifique.

Le Groupe recommande que la Commission demande aux Parties contractantes d'entreprendre des recherches sur tous les requins capturés à la palangre pélagique, en donnant la priorité aux espèces ayant une vulnérabilité biologique connue (renard à gros yeux, petite taupe), un déclin de la population connu (requin taupe commun) et les populations de l'Atlantique sur lesquelles les données biologiques sont limitées (requin crocodile, requin marteau commun, pastenague). Ceci devrait inclure des programmes d'observateurs en vue de documenter la fréquence et le sort de la capture, et collecter des données biologiques et d'autres informations pertinentes.

Il a été demandé avec insistance aux scientifiques d'étudier les aspects techniques et opérationnels des flottilles susceptibles de réduire la prise accidentelle de requins.

Le Groupe estime qu'il est nécessaire de prendre en considération les espèces cibles dans le processus de standardisation de la CPUE.

Il a également été recommandé que le Groupe de travail de l'ICCAT sur le marquage poursuive ses travaux pour générer un réseau mondial permettant de centraliser toutes les informations de marquage.

8.2 Gestion

Des mesures de gestion de précaution devraient être envisagées pour les stocks ayant la plus grande vulnérabilité biologique, objet de préoccupations de conservation, et sur lesquels il existe très peu de données. Dans l'idéal, les mesures de gestion devraient être spécifiques aux espèces mais dans la plupart des cas, seule l'information générique est fournie. Le **Tableau 3** fournit un classement, basé sur la productivité des espèces pour les espèces prioritaires. Des mesures spécifiques aux flottilles pourraient aussi être nécessaires. De plus, certaines espèces sont aussi capturées dans des pêcheries ne relevant pas de l'ICCAT et des mesures de gestion doivent aussi être adoptées pour toute la zone de distribution des espèces. Par ailleurs, l'efficacité des mesures de gestion potentielles discutées ci-après dépend, dans une grande mesure, de la survie des rejets. Si des mesures de gestion ne sont pas mises en œuvre, on ne pourra pas éviter la surpêche.

Des mesures visant à interdire la capture de certaines espèces faisant l'objet de préoccupations ont été utilisées dans plusieurs pêcheries. Ces mesures pourraient bénéficier aux espèces qui ne sont que rarement présentes dans la région, et pour lesquelles il n'y a pas de site connu de forte abondance. La remise à l'eau obligatoire de certaines espèces éviterait que des pêcheries ciblant ces espèces ne se développent et aiderait à les protéger. Cependant, pour les espèces qui sont plus difficiles à identifier, des problèmes d'identification erronée et /ou de fausse déclaration pourraient se poser. S'agissant des espèces telles que le renard à gros yeux, qui a probablement la productivité la plus faible de toutes les espèces de requins, qui est mal connue, dont les données de prise et d'effort ne sont presque pas déclarées, qui est facilement reconnaissable, généralement capturée en faibles quantités et qui pourrait avoir une forte survie après rejet, ces mesures de précaution pourraient être efficaces aux fins de conservation. En revanche, certains membres du genre *Carcharhinus* peuvent être difficiles à identifier au niveau des espèces et l'application de la remise à l'eau obligatoire de ces espèces pourrait être plus problématique. L'efficacité de la remise à l'eau obligatoire d'espèces interdites ou la remise à l'eau obligatoire uniquement des spécimens vivants pourrait dépendre du degré d'application.

Pour certains requins pélagiques, la réduction de la mortalité par pêche des juvéniles et/ou de la composante de femelles matures du stock bénéficierait à la population, et pourrait être considérée comme mesures de précaution. Si les lieux de nourricerie et/ou de petits juvéniles sont bien connus, et qu'ils se trouvent dans des zones hétérogènes, des mesures spatio-temporelles techniques pourraient donc être envisagées. Pour les stocks pour lesquels ces phases sont plus dispersées ou des localisations de zones importantes ne sont pas connues, les limites de taille pourraient donc empêcher les pêcheries d'exploiter ces phases du cycle vital. Des tailles de débarquement minimales permettraient de protéger les juvéniles, même si d'autres mesures techniques pourraient être une alternative à la protection des juvéniles. Ces questions devraient être étudiées aux fins d'efficacité et être mises en œuvre. Si les taux d'exploitation de la composante des femelles matures du stock font l'objet de préoccupations, et que l'on sait qu'elles se regroupent, une taille de débarquement maximale pourrait donc être envisagée pour réduire la mortalité par pêche de la partie reproductrice de la population. Une nouvelle fois, s'il existe des données sur la distribution spatio-temporelle de ces composantes du stock, les autres mesures techniques pourraient donc être plus adéquates.

9. Autres questions

Aucune autre question n'a été traitée par le Groupe de travail.

10. Adoption du rapport et clôture

Le Rapport a été adopté par correspondance.

Le Président a remercié les participants et le Secrétariat pour tout le travail réalisé.

La réunion a été levée.

Références

- ANON. 2007. Report of the 2006 ICCAT Workshop on Swordfish Stock Structure. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 61: 1-23.
- ANON. 2008. Report of the 2007 Data Preparatory Meeting of the Shark Species Group. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 62(5): 1325-1404.
- AIRES-DA-SILVA A.M, J.J. Hoey, and V.F. Gallucci. 2008. A historical index of abundance for the blue shark (*Prionace glauca*) in the western North Atlantic. Fisheries Research 92: 41-52.
- CHOW, S., S. Clarke, M. Nakadate, and M. Okazaki. 2007. Boundary between the north and south Atlantic populations of the swordfish (*Xiphias gladius*) inferred by a single nucleotide polymorphism at calmodulin gene intron. *Marine Biology* 152: 87-93.
- FERRETTI, F., R.A. Myers, F. Serena, and H.K. Lotze. 2008. Loss of large predatory sharks from the Mediterranean Sea. *Conservation Biology*.
- GIBSON, A.J.F. and S.E. Campana. 2005. Status and recovery potential of porbeagle shark in the northwest Atlantic. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/053.
- KOHLER, N.E., J.G. Casey, P.A. and Turner. 1998. NMFS cooperative shark tagging program, 1962-1993: An atlas of shark tag and recapture data. Marine Fisheries Review, no 60, National Marine Fisheries Service, 86 pp.
- MEJUTO, J. and B. García-Cortés. Reproductive and distribution parameters of the blue shark (*Prionace glauca*), on the basis of on-board observations at sea in the Atlantic, Indian and Pacific Oceans. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 58(3): 951-973.
- MYERS, R.A. and B. Worm. 2003. "Rapid worldwide depletion of predatory fish communities," *Nature*, Vol. 423.
- NAFO. 2008. Scientific Council Meeting NAFO SCS Doc. 08/1.
- POLACHECK, T. 2006. "Tuna longline catch rates in the Indian Ocean: did industrial fishing result in a 90% rapid decline in the abundance of large predatory species?" *Marine Policy*, 30: 470-482.
- SHONO, H. 2008. Application of the Tweedie distribution to zero-catch data in CPUE analysis. Fish. Res., doi:10.1016/j.fishres. 2008.03.006.

TABLEAUX

Tableau 1. Variables du cycle vital et paramètres de population utilisés dans l'évaluation des risques écologiques. Les codes à 3 lettres suivant les noms des espèces sont les codes ICCAT. S_0 , survie de la classe d'âge 0+ ; S_{1+} , gamme de survie de toutes les classes d'âge suivantes ; T, temps de génération ; R_0 , taux de reproduction net ; r, taux intrinsèque de croissance de la population. D'après SCRS/2008/140 et SCRS/2008/138.

Tableau 2. Valeurs de classement de susceptibilité (A) et de vulnérabilité (B; le nombre plus petit est le plus risqué) pour 11 espèces d'élaémobranches pélagiques par flottille. D'après SCRS/2008/138.

Tableau 3. Valeurs de productivité classées de la plus faible à la plus élevée.

Tableau 4. Etat (proportion de spécimens vivants après récupération de l'engin) et rejet (proportion de spécimens remis à l'eau vivants) d'espèces d'élaémobranches pélagiques, par nation, basés sur les programmes d'observateurs scientifiques. L'information sur l'état n'était disponible que de deux Parties contractantes.

Tableau 5. Changement proportionnel de la mortalité par pêche (F) pouvant être obtenu par la remise à l'eau de requins vivants pour deux flottilles, sur la base des données d'observateurs. La réduction de F a été calculée en soustrayant la proportion actuellement remise à l'eau (rejet vivant du Tableau 2.4) de la proportion vivante après récupération de l'engin (état du Tableau 2.4) et en divisant par les spécimens qui pourraient être potentiellement remis à l'eau vivant (c'est-à-dire état).

Tableau 6. Ratios de rétablissement des principales espèces de requins par source d'information (généralement nation de marquage).

Tableau 7a. Changements à la base de données de la Tâche I de l'ICCAT à la suite d'une comparaison avec les bases de données d'Eurostat.

Tableau 7b. Prises de requins peaux bleues et taupes bleues dans la base de données de la Tâche I de l'ICCAT.

Tableau 8a. Séries de capture de requins peaux bleues et taupes bleues (t) résultant de l'application de la méthode d'estimation des prises au moyen des données de Tâche I de l'ICCAT et du ratio de prises de thonidés-requins. La séparation en unités de gestion Nord et Sud a été réalisée en utilisant les ratios d'effort palangrier de la base de données de la Tâche I de l'ICCAT.

Tableau 8b. Estimations totales basées sur le commerce d'ailerons de requins (t) pour l'Atlantique, basées sur les médianes résultant de la méthode des captures pondérées à l'effort, décrite dans le SCRS/2008/139 et divisées en unités de gestion Nord et Sud d'après l'effort de la base de données de la Tâche I de l'ICCAT.

Tableau 9. Données de capture par unité d'effort pour le requin peau bleue (Nord), telles que figurant dans les documents du SCRS (*autres sources).

Tableau 10. Données de capture par unité d'effort pour le requin peau bleue (Sud), telles que figurant dans les documents du SCRS (*autres sources).

Tableau 11. Données de capture par unité d'effort pour le requin taupe bleue (Nord), telles que figurant dans les documents du SCRS.

Tableau 12. Données de capture par unité d'effort pour le requin taupe bleue (Sud), telles que figurant dans les documents du SCRS.

Tableau 13. Pondérations basées sur la zone relative pêchée utilisée pour la pondération de divers indices de CPUE.

Tableau 14. Pondérations basées sur la capture relative utilisée pour la pondération de divers indices de CPUE.

Tableau 15. Indices d'abondance combinés pour le requin peau bleue et le requin taupe bleu dans l'Atlantique Nord et Sud. Les indices ont été développés en établissant la moyenne de divers indices de CPUE avec une pondération de la capture ou une pondération de la zone.

Tableau 16. Indices de CPUE utilisés, méthodes utilisées pour pondérer les données de CPUE, année de début de la pêche, séries de capture, variations des distributions a priori, première année des données de capture et point d'inflexion de la courbe de production pour les scénarios du modèle BSP. Le cas de base est indiqué par une “*”.

Tableau 17. Effort, en milliers d'hameçons.

Tableau 18. Valeurs d'entrée pour le modèle de production structuré par âge.

Tableau 19. Paramètres de sélectivité pour les flottilles qui capturent du requin peau bleue et du requin taupe

bleu utilisés dans le modèle de production structuré par âge.

Tableau 20. Scénarios requis par le Groupe de travail au début de la réunion d'évaluation.

Tableau 21. Valeurs d'entrée du modèle de production structuré par âge sans capture.

Tableau 22. Valeurs et CV prévus des paramètres estimés des scénarios du modèle BSP pour le requin peau bleue de l'Atlantique Nord, comme décrits au Tableau 17.

Tableau 23. Valeurs et CV prévus des paramètres estimés des scénarios du modèle BSP pour le requin peau bleue de l'Atlantique Sud, comme décrits au Tableau 16.

Tableau 24. Valeurs et CV prévus des paramètres estimés des scénarios du modèle BSP pour le requin taupe bleu de l'Atlantique Nord, comme décrits au Tableau 16.

Tableau 25. Valeurs et CV prévus des paramètres estimés des scénarios du modèle BSP pour le requin taupe bleu de l'Atlantique Sud, comme décrits au Tableau 16.

Tableau 26. Tableau de décision pour le cas de base du requin taupe bleu de l'Atlantique Nord (scénario d requin peau bleue du Nord). B_{fin} est la biomasse dans le temps. P est la probabilité. E est la valeur escomptée.

Tableau 27. Résultats du modèle pour le requin peau bleue de l'Atlantique Nord.

Tableau 28. Résultats du modèle pour le requin taupe bleu de l'Atlantique Nord.

Tableau 29. Estimations du modèle sans capture du requin peau bleue (CV). F_{modern} se réfère à la mortalité par pêche de la première année pour laquelle des données sont disponibles ; F_{hist} se réfère à la mortalité par pêche de la première année du scénario du modèle.

Tableau 30. Estimations du modèle sans capture du requin taupe bleu (CV). F_{modern} se réfère à la mortalité par pêche de la première année pour laquelle des données sont disponibles ; F_{hist} se réfère à la mortalité par pêche de la première année du scénario du modèle.

Tableau 31. Prises estimées (t) de requin taupe commun déclarées à l'ICCAT.

FIGURES

Figure 1. (A) Résultats de l'ERA multidimensionnelle du SRCS/2008/140 ; le niveau de risque augmente du coin inférieur gauche jusqu'au coin supérieur droit. (B) Résultats de l'ERA du SCRS/2008/138 pour toutes les flottilles avec des données d'observateurs disponibles; le niveau de risque augmente du coin inférieur gauche jusqu'au coin supérieur droit.

Figure 2. Informations de marquage sur les requins peaux bleues, maintenues au Secrétariat de l'ICCAT.

Figure 3. Informations de marquage sur les requins peaux bleues des Etats-Unis.

Figure 4. Séries de capture des requins peaux bleues et taupes bleues dans l'Atlantique Nord et Sud, 1971-2006, utilisées dans les scénarios de modélisation du BSP. Une série est basée sur l'expansion des prises de la base de données de Tâche I de l'ICCAT en utilisant les ratios de prises de thonidés-requins ("Ratio d'expansion"), et l'autre série se base sur la valeur maximum de ces estimations et des estimations basées sur le commerce des ailerons de requins ("Max"). Les hameçons de palangre mouillés par an dans l'Atlantique Nord et Sud, 1950-2006, sont également affichés sur chaque diagramme.

Figure 5. BSH t sur l'échelle logarithmique par hameçon déclaré pour les différentes flottilles qui opèrent dans l'Atlantique Nord (en haut) et dans l'Atlantique Sud (en bas), en indiquant les différences spécifiques aux flottilles d'un ordre de grandeur particulier ou supérieures aux taux de capture nominale du requin peau bleue de certaines flottilles.

Figure 6. Proportion cumulée de l'effort pêché en 1997-2007 par latitude (axe des x) pour les flottilles indiquées dans l'Atlantique Nord (en haut) et Sud (en bas).

Figure 7. Comparaison des taux de capture nominale du requin peau bleue des flottilles nationales et affrétées du Brésil, en nombre de poissons par 100 hameçons, basée sur les données des livres de bord par opération de pêche, en fonction du ciblage (groupe, panneau supérieur) et flottille (panneau inférieur).

Figure 8. Indices d'abondance combinés pour le requin peau bleue et taupe bleue.

Figure 9. Résultats du modèle BSP pour le cas de base du requin peau bleue de l'Atlantique Nord (scénario d): (a) distribution a priori et a posteriori de r , (b) distribution a priori et a posteriori de K , (c) projections de la biomasse du mode de distribution a posteriori et séries de CPUE en unités de biomasse (1.000 t), (d) prises observées et prévues (1.000 t), (e) médiane et intervalles de crédibilité de 80% pour B/B_{PME} , (f) médianes et C. I. de 80% pour F/F_{PME} , (g) distribution a posteriori de B_{2008}/B_{PME} et (h) distribution a posteriori de F_{2008}/F_{PME} .

Figure 10. Valeurs attendues du taux de mortalité par pêche et de la biomasse actuelle (2008) par rapport aux valeurs de PME calculées d'après les analyses de sensibilité du modèle BSP décrites aux Tableaux 16, 22 et 23.

Figure 11. Résultats du modèle BSP pour les analyses de sensibilité du requin peau bleue de l'Atlantique Nord (scénario "I") avec une distribution a priori plus diffuse pour r : (a) distribution a priori et a posteriori de r , (b) distribution a priori et a posteriori de K , (c) projections de la biomasse du mode de distribution a posteriori et séries de CPUE en unités de biomasse (1.000 t), (d) prises observées et prévues (1.000 t), (e) médiane et intervalles de crédibilité de 80% pour B/B_{PME} , (f) médiane et C. I. de 80% pour F/F_{PME} .

Figure 12. Résultats du modèle BSP pour le cas de base du requin peau bleue de l'Atlantique Sud (scénario d): (a) distribution a priori et a posteriori de r , (b) distribution a priori et a posteriori de K , (c) projections de la biomasse du mode de distribution a posteriori et séries de CPUE en unités de biomasse (1.000 t), (d) prises observées (1.000 t), (e) médiane et intervalles de crédibilité de 80% pour B/B_{PME} , (f) médiane et C. I. de 80% pour F/F_{PME} , (g) distribution a posteriori de B_{2008}/B_{PME} et (h) distribution a posteriori de F_{2008}/F_{PME} .

Figure 13. Résultats du modèle BSP pour le cas de base du requin taupe bleue de l'Atlantique Nord (scénario d): (a) distribution a priori et a posteriori de r , (b) distribution a priori et a posteriori de K , (c) projections de la biomasse du mode de distribution a posteriori et séries de CPUE en unités de biomasse (1.000 t), (d) prises observées (1.000 t), (e) médiane et intervalles de crédibilité de 80% pour B/B_{PME} , (f) médiane et C. I. de 80% pour F/F_{PME} , (g) distribution a posteriori de B_{2008}/B_{PME} et (h) distribution a posteriori de F_{2008}/F_{PME} .

Figure 14. Taux de mortalité par pêche, biomasse actuelle (2008) et biomasse par rapport aux niveaux de la PME, pour les scénarios décrits aux Tableaux 16, 24 et 25 pour le requin taupe bleue.

Figure 15. Biomasse projetée du cas de base du requin taupe bleue de l'Atlantique Nord, sans activité de pêche après 2008. La tendance de la biomasse jusqu'en 2008 est la même qu'à la Figure 13.

Figure 16. Résultats du modèle BSP du cas de base du requin taupe bleue de l'Atlantique Sud (scénario c): (a) distribution a priori et a posteriori de r , (b) distribution a priori et a posteriori de K , (c) projections de la biomasse du mode de distribution a posteriori et séries de CPUE en unités de biomasse (1.000 t), (d) prises observées (1.000 t), (e) médiane et intervalles de crédibilité de 80% pour B/B_{PME} , (f) médiane et C. I. de 80% pour F/F_{PME} , (g) distribution a posteriori de B_{2008}/B_{PME} et (h) distribution a posteriori de F_{2008}/F_{PME} .

Figure 17. Prédications du modèle de la taille du stock du requin peau bleue de l'Atlantique Nord pour les valeurs des paramètres estimées au mode des pdf a posteriori conjointes (scénario A).

Figure 18. Prédications du modèle de la taille du stock du requin peau bleue de l'Atlantique Nord pour les valeurs des paramètres estimées au mode des pdf a posteriori conjointes (scénario C).

Figure 19. Ajustement du modèle aux CPUE du requin peau bleue de l'Atlantique Nord pour les valeurs des paramètres estimés au mode des pdf a posteriori conjointes (scénario A). Losanges: points de CPUE, Carrés reliés par une ligne : prédiction du modèle pour la taille du stock exploité.

Figure 20. Ajustement du modèle aux CPUE du requin peau bleue de l'Atlantique Nord pour les valeurs des paramètres estimés au mode des pdf a posteriori conjointes (scénario C). Losanges: points de CPUE, Carrés reliés par une ligne : prédiction du modèle pour la taille du stock exploité.

Figure 21. Pdf a posteriori pour la survie des juvéniles pour le scénario A (requin peau bleue de l'Atlantique Nord).

Figure 22. Pdf a posteriori pour la biomasse vierge (kg) pour le scénario A (requin peau bleue de l'Atlantique Nord).

Figure 23. Pdf a posteriori pour la taille relative du stock pour le scénario A (requin peau bleue de l'Atlantique Nord).

Figure 24. Prédications du modèle de la taille du stock du requin taupe bleue de l'Atlantique Nord pour les valeurs des paramètres estimées au mode des pdf a posteriori conjointes (scénario D).

Figure 25. Prédications du modèle de la taille du stock du requin taupe bleue de l'Atlantique Nord pour les valeurs des paramètres estimées au mode des pdf a posteriori conjointes (scénario E).

Figure 26. Ajustement du modèle aux CPUE du requin taupe bleue de l'Atlantique Nord pour les valeurs des

paramètres estimés au mode des pdf a posteriori conjointes (scénario D). Carrés: points de CPUE, losanges reliés par une ligne : prédiction du modèle pour la taille du stock exploité.

Figure 27. Ajustement du modèle aux CPUE du requin taupe bleue de l'Atlantique Nord pour les valeurs des paramètres estimés au mode des pdf a posteriori conjointes (scénario E). Carrés: points de CPUE, losanges reliés par une ligne : prédiction du modèle pour la taille du stock exploité.

Figure 28. Pdf a posteriori pour la biomasse vierge pour le scénario D (requin taupe bleue de l'Atlantique Nord).

Figure 29. Pdf a posteriori pour la survie des juvéniles pour le scénario D (requin taupe bleue de l'Atlantique Nord).

Figure 30. Ajustement à l'indice combiné et à l'indice de raréfaction historique, basé sur les scénarios de raréfaction a) 20%, b) 10%, et c) conditions vierges en 1971 pour le requin peau bleue de l'Atlantique Nord. La ligne pleine est l'ajustement à l'indice combiné et la ligne pointillée est l'ajustement à l'indice de raréfaction historique.

Figure 31. Diagrammes de la SSB relative pour les trois scénarios de raréfaction, a) 20%, b) 10%, et c) conditions vierges en 1971 pour le requin peau bleue de l'Atlantique Nord.

Figure 32. Ajustement à l'indice combiné et à l'indice de raréfaction historique (conditions vierges en 1971) pour le requin peau bleue de l'Atlantique Sud. La ligne pleine est l'ajustement à l'indice combiné et la ligne pointillée est l'ajustement à l'indice de raréfaction historique.

Figure 33. Raréfaction relative du stock de requin peau bleue de l'Atlantique Sud.

Figure 34. a) Ajustement à l'indice combiné et à l'indice de raréfaction historique du requin taupe bleue de l'Atlantique Nord. b) Ajustement du modèle aux indices du cas de base avec une ligne temporelle tronquée (le modèle commence en 1971 plutôt qu'en 1956). La ligne pleine est l'ajustement à l'indice combiné et la ligne pointillée est l'ajustement à l'indice de raréfaction historique.

Figure 35. Raréfaction relative calculée en utilisant a) l'ajustement du modèle à l'indice combiné et à l'indice de raréfaction historique pour le requin taupe de l'Atlantique Nord, ou b) l'ajustement du modèle aux indices du cas de base avec une ligne temporelle tronquée (Le modèle commence en 1971 plutôt qu'en 1956).

Figure 36. Diagrammes de phases résumant les résultats des scénarios de base pour le requin peau bleue (BSH) et le requin taupe bleue (SMA). BSP = modèle de production excédentaire de type bayésien ; CFASPM = modèle de production structuré par âge sans capture.

Figure 37. Répartition du requin taupe commun dans l'Atlantique et d'autres océans (d'après l'évaluation des espèces marines mondiales/IUCN), par rapport à la distribution de l'effort de pêche à la palangre pélagique estimé (hameçons mouillés de 1950-2006 par carrés de 5x5°) dans la zone de la Convention.

APPENDICES

Appendice 1. Ordre du jour

Appendice 2. Liste des participants

Appendice 3. Liste des documents

Appendice 4. Capture par unité d'effort standardisée du requin peau bleue capturé par la flottille récréative irlandaise