

SESSION D'ÉVALUATION DU STOCK DE REQUIN-TAUPE COMMUN DE 2009

*(Copenhague, Danemark, 22-27 juin 2009)***1 Ouverture, adoption de l'ordre du jour et organisation des sessions**

La réunion a été ouverte par Dr Jim Ellis et Andrés Domingo, et les présidents ont souhaité la bienvenue aux participants du Groupe de travail. Helle Gjeding Jørgensen a souhaité la bienvenue au nom du Secrétariat du CIEM et Laurence Kell, au nom de l'ICCAT, a remercié le CIEM pour organiser cette réunion conjointe CIEM/ICCAT. Les Présidents ont rappelé les termes de référence de la réunion et ont présenté le contexte du processus. Après avoir ouvert la réunion, l'ordre du jour a été examiné et adopté (**Appendice 1**). La Liste des participants est incluse à l'**Appendice 2**. La Liste des documents présentés à la réunion figure en **Appendice 3**.

Les participants suivants ont assumé la tâche de rapporteurs pour les diverses parties du rapport :

<i>Section</i>	<i>Rapporteurs</i>
1	L. Kell
2	S. Campana, S. Mc Cully, S. Fowler, E. Cortés
3	E. Cortés, E. Babcock, S. Campana, L. Kell
4	G. Scott
5, 6, 8,	J. Ellis et A. Domingo
7	V. Restrepo

2 Actualisation des données aux fins de l'évaluation**2.1 Structure des stocks et paramètres du cycle vital**

La question de la structure des stocks et des paramètres du cycle vital a été traitée dans les documents suivants présentés: SCRS/2009/188; SCRS/2009/089; SCRS/2009/090; SCRS/2009/092 et SCRS/2009/094. Certains de ces documents comportaient également des informations biologiques ou génétiques et des études de marquage, et sont décrits plus en détail dans les sections suivantes du présent rapport.

Le SCRS/2009/188 actualisait les résultats préliminaires du SCRS/2008/152, présentant des informations actualisées sur la pêcherie française ciblant le requin-taupe commun. Il incluait les paramètres biologiques, y compris le sex-ratio, la composition des captures, la taille à maturité, la composition alimentaire, le niveau trophique et les courbes de croissance du requin-taupe commun capturé dans le Golfe de Gascogne et la Mer Celtique. Les différences dans les paramètres de croissance notées entre cette étude et celle portant sur l'Atlantique Nord-Ouest étayaient l'hypothèse de deux stocks distincts dans l'Atlantique Nord.

Le document SCRS/2009/089 présentait de nouvelles données sur la composition des tailles, le sex-ratio et la distribution du requin-taupe commun, collectées par le programme d'observateurs de la flottille palangrière pélagique uruguayenne. Des données sur la taille à la maturité pour les mâles (longueur du ptérygopode par opposition à longueur à la fourche) ont été soumises. On a illustré une possible zone de nourricerie en haute mer dans l'océan, au large de l'Uruguay et au sud du Brésil, où des requins-taupes communs de 67-119 cm de longueur à la fourche ont été capturés au cours de l'été 2009.

Le document SCRS/2009/090 faisait état de données sur la structure génétique du requin-taupe commun dans l'Océan Atlantique sur la base de l'analyse de l'ADN mitochondrial de 53 spécimens, de l'Atlantique Nord (41°38'-41°50'N, 55°16'-55°74'W, n = 4) et de l'Atlantique Sud (39°26'-43°41'S, 00°05'-26°59'E, n = 49). Ces données étayaient l'opinion actuelle d'un flux génétique réduit entre les populations de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud. Bien que cette étude suggère que la population de l'Atlantique Sud pourrait être divisée en plus d'une sous-population, les données n'étaient pas suffisantes et de nouvelles recherches sont requises pour examiner la structure des stocks de l'hémisphère sud.

Le document SCRS/2009/092 a été présenté au Groupe de travail comme un « Rapport national commun sur le requin-taupe commun » résumant les pêcheries espagnoles les plus importantes au sein des zones de Convention

de l'ICCAT, du CIEM et de la NAFO, dans lesquelles un impact potentiel sur le requin-taube commun est prévisible d'après les zones de distribution de cette espèce et le chevauchement géographique avec les zones d'activité de certaines de ces flottilles. Aucune pêcherie dirigée sur cette espèce n'est développée par l'Espagne. Le requin-taube commun est une prise accessoire très rare dans les pêcheries de l'Espagne dans les zones de Convention du CIEM ou de la NAFO et le niveau de prise accessoire possible devrait être considéré comme nul ou négligeable. En outre, la pêcherie espagnole de palangre de surface ciblant l'espadon (*Xiphias gladius*) au sein de la zone de la Convention de l'ICCAT a capturé sporadiquement des requins-taupes communs en tant que prises accessoires peu courantes dans l'Atlantique Nord et Sud, les deux espèces de requins prédominantes étant le requin peau-bleue (*Prionace glauca*) et, dans une moindre mesure, le requin taube-bleue (*Isurus oxyrinchus*). Ce document résume certaines références scientifiques, anciennes et récentes, sur cette flottille espagnole et inclut des informations sur le requin-taube commun depuis le milieu des années 80 du siècle dernier en ce qui concerne les zones d'activité, le niveau des prises, les taux de captures, les tailles, les relations taille-poids, le sex-ratio par taille, la fréquence relative, etc. ainsi que des estimations de captures récentes et les tendances de la CPUE standardisée. Ce document résume aussi d'autres documents présentés au Groupe de travail (SCRS/2009/053, SCRS/2009/062 et SCRS/2009/087).

Le document SCRS/2009/094 présentait des informations sur les trajets migratoires, les zones de nourricerie potentielles, le comportement natatoire et les associations environnementales dans l'Atlantique Nord-Ouest. Des marques archives pop-up par satellite ont été apposées sur 20 requins-taupes communs en novembre 2006. Les requins, dix mâles et dix femelles, dont la longueur à la fourche allait de 128 à 154 cm, ont été marqués et remis à l'eau depuis un palangrier commercial pêchant sur la côte nord-ouest du Banc George, à environ 150 km à l'est de Cape Cod, MA. Sur la base des géopositions connues et calculées, le requin-taube commun présentait de vastes déplacements horizontaux et verticaux, en fonction des saisons, allant de 77 à 870 km, et depuis la surface jusqu'à 1.300 m de profondeur, respectivement. Tous les requins demeuraient dans l'Atlantique Nord-Ouest, du Golfe du Saint Laurent et de la côte de la Nouvelle Ecosse au Banc George et dans les eaux océaniques et du plateau, au sud de la Caroline du Nord. En général, la population semblait se concentrer en été et en automne, avec un rayonnement plus extensif en hiver et au printemps. Même si les requins se déplacent dans des températures oscillant entre 2 et 26°C, la plupart du temps (76%) a été passée dans des eaux entre 8 et 16°C. Pendant les mois de printemps et d'été, les requins étaient épipelagiques, nageant dans les 200 m supérieurs de la colonne d'eau. A la fin de l'automne et en hiver, certains requins-taupes communs (n=10) se déplaçaient à des profondeurs mésopélagiques (200-1.000 m). Les registres de température indiquent que ces poissons étaient probablement associés au Gulf Stream. Etant donné qu'aucun de ces poissons ne s'est déplacé dans l'Atlantique Nord-Est, ces travaux étayaient aussi l'hypothèse de l'existence de deux stocks pour l'Atlantique Nord.

2.2 Définition des stocks

La **Figure 1** représente des cartes de l'Atlantique Nord, avec les zones de délimitation de l'ICCAT, la NAFO et du CIEM. La **Figure 2** illustre la distribution du requin-taube commun dans l'Atlantique et d'autres océans.

2.2.1 Requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Ouest

Les requins-taupes communs de l'Atlantique Nord-Ouest se concentrent, dans une grande mesure, dans les eaux de la plate-forme continentale, ou dans les eaux adjacentes, d'Amérique du Nord. Les données des observateurs des flottilles canadiennes, américaines, espagnoles et islandaises indiquent que les requins-taupes communs sont présents en haute mer dans l'Atlantique Nord, au nord de 35°N, mais que la CPUE en haute mer est relativement faible. Les données de marquage conventionnel (~200 recaptures de trois études distinctes) indiquent que les requins-taupes communs de l'Atlantique Nord-Ouest sont de grands migrants au sein de leur zone de stock mais qu'ils n'entreprennent pas de migrations transatlantiques. Des résultats de marquage par satellite plus récents renforcent cette conclusion. Par conséquent, le sous-groupe de l'ICCAT a conclu qu'il existe un seul stock de requin-taube commun dans l'Atlantique Nord-Ouest, au nord de 35°N et à l'ouest de 42°W, ce qui correspond à peu près à la région ICCAT BIL94b et aux zones NAFO 0-6.

2.2.2 Requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Est

Le sous-groupe de l'ICCAT a considéré qu'il existe un seul stock de requin-taube commun dans l'Atlantique Nord-Est, occupant toute la zone du CIEM (sous-zones I-XIV). Ce stock s'étend de la Mer de Barents à l'Afrique Nord-Ouest. Aux fins de gestion, la limite sud du stock est située à 36°N et la limite ouest à 42°W. Etant donné que l'abondance du requin-taube commun semble faible dans l'Atlantique central, la région ICCAT BIL94b est une approximation raisonnable de la zone du stock de requin-taube commun de l'Atlantique Nord-

Est. Des études de marquage historiques et des études de marquage par satellite récentes indiquent qu'un très faible nombre de requins-taupes communs (voire aucun) n'entreprend de traversées transatlantiques.

2.2.3 Requin-taupe commun de l'Atlantique Sud-Ouest

Le Groupe a étudié la distribution du stock de requin-taupe commun dans l'Atlantique Sud-Ouest, au sud de 25°S et à l'ouest de 20°W. Il a été suggéré que cette répartition pourrait inclure des eaux du Pacifique Sud-Est mais des données plus robustes sont requises pour confirmer cet élément, susceptible d'avoir des implications directes sur la gestion de ce stock.

2.2.4 Requin-taupe commun de l'Atlantique Sud-Est

Le Groupe a étudié la distribution du stock de requin-taupe commun dans l'Atlantique Sud-Est, au sud de 25°S et à l'est de 20°W. Il a été suggéré que cette répartition pourrait inclure des eaux du Pacifique Sud-Ouest mais des données plus robustes sont requises pour confirmer cet élément, susceptible d'avoir des implications directes sur la gestion de ce stock.

2.2.5 Information provenant d'autres publications

Les documents SCRS/2001/085 et SCRS/2005/095 apportaient des informations sur la distribution dans l'hémisphère Nord et sur les prises réalisées en haute mer.

2.3 Résumé des paramètres du cycle vital

On connaît raisonnablement bien les paramètres du cycle vital du requin-taupe commun des stocks de l'Atlantique Nord-Ouest et du Pacifique Sud, mais on a moins d'informations sur le stock de l'Atlantique Nord-Est, et encore moins de données sur le stock de l'Atlantique Sud. Certains paramètres biologiques (croissance, par exemple) sont très différents entre l'Atlantique Nord-Ouest et le Pacifique Sud, ce qui indique que certains paramètres, au moins, ne sont pas universels entre les stocks, même si d'autres paramètres (fécondité, par exemple) sont similaires. Le **Tableau 1** récapitule les informations disponibles relatives au cycle vital.

Les informations disponibles suggèrent que les caractéristiques du cycle vital du requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Est sont quelque peu similaires à celles de l'Atlantique Nord-Ouest, bien que les taux de croissance dans l'Atlantique Nord-Est soient plus faibles que ceux de l'Atlantique Nord-Ouest. Aucune information n'est pratiquement disponible sur le requin-taupe commun de l'Atlantique Sud. Toutefois, étant donné que la distribution du requin-taupe commun de l'Atlantique Sud semble être continue autour de la pointe de l'Amérique du Sud et de l'Afrique du Sud, il est probable que les paramètres de l'Atlantique Sud soient plus semblables à ceux du Pacifique Sud qu'à ceux de l'Atlantique Nord.

2.4 Estimations des prises

2.4.1 Aperçu des débarquements nationaux

Les registres de captures disponibles dans la base de données de la Tâche I de l'ICCAT (au 12 juin 2009, **Tableau 2, Figure 3**) ont été révisés et considérés comme généralement incomplets, surtout pour les pêcheries de l'Atlantique Sud. Les informations issues de diverses sources de documents, et mises à la disposition des scientifiques nationaux présents à la réunion, ont été comparées aux registres de la Tâche I et incluses dans une compilation des captures aux fins de la réalisation de l'évaluation. Des efforts ont été réalisés en vue d'estimer les prises des flottilles palangrières ne soumettant pas de données à l'aide des données des observateurs, lorsque celles-ci étaient disponibles. L'approche utilisée est discutée en détail dans les paragraphes suivants.

Le Groupe de travail a examiné la séparation des stocks Nord-Est et Nord-Ouest du requin-taupe commun à 40°W de longitude et la séparation des stocks Sud-Est et Sud-Ouest à 20°W de longitude. Les prises déclarées et estimées pour la flottille espagnole de palangriers, incluses dans le SCRS/2009/087, représentaient la série temporelle de 1950-2008 des estimations de captures de requin-taupe commun de l'hémisphère nord pour cette flottille. Ces estimations ont été séparées entre les zones de stock Nord-Ouest et Nord-Est, proportionnellement à la distribution des hameçons pêchés par la flottille espagnole, en fonction de la base de données des séries temporelles d'hameçons maintenue à l'ICCAT, qui fournit l'effort palangrier nominal (hameçons pêchés), estimé par mois et à une résolution spatiale de 5x5. Une séparation similaire a été réalisée pour les prises

déclarées d'autres flottilles qui avaient communiqué des prises de la zone de pêche de l'Atlantique Nord-Ouest Centre dans la Tâche I.

2.4.2 Informations sur les rejets

On ne disposait pas de données suffisantes mais, étant donné que le requin-taube commun est une espèce de grande valeur, il est très improbable que de grands nombres soient rejetés. La survie après rejet n'est pas connue pour les requins-taubes communs capturés à la palangre (qui pourraient être nombreux) ni pour les requins-taubes communs capturés dans d'autres pêcheries sur le plateau continental.

2.4.3 Qualité des données de capture

Les données de capture sont considérées comme relativement complètes pour l'Atlantique Nord-Ouest, même s'il est à noter que les débarquements sont estimés pour certaines flottilles hauturières. Bien qu'il existe une longue série temporelle pour les données de débarquements dans l'Atlantique Nord-Est, certains états européens disposent de registres incomplets sur le requin-taube commun (ou ils les ont déclaré en tant que requins génériques). Même si les données de capture sont considérées comme des sous-estimations, elles concernent surtout des nations ne capturant que de faibles quantités de cette espèce, et des données sont disponibles pour les principales nations de pêche.

Les données de capture pour les stocks de l'Atlantique Sud sont incomplètes, étant donné que le(les) stock(s) pourrai(en)t s'étendre dans le Pacifique Sud-Est et l'Océan Indien Sud-Ouest.

2.4.4 Aperçu des données manquantes et méthodes d'estimation des prises

Le SCRS/2009/062 présentait un aperçu des récentes statistiques de la FAO sur le requin-taube commun et étudiait leur rapport avec la prise déclarée de requin taube-bleu *Isurus oxyrinchus*, en établissant un ratio entre les deux espèces. Les données donnent à penser qu'il pourrait y avoir des incohérences entre les statistiques déclarées pour ces deux espèces dans la série temporelle, soulignant le besoin de maintenir une bonne coordination entre les ORGP et la FAO et d'établir des programmes visant à la diffusion de l'information spécifique, à l'attention des différents pays, pour améliorer les statistiques sur ces espèces.

Le SCRS/2009/087 présentait la série historique de captures du requin-taube commun de la flottille espagnole de palangre de surface ciblant l'espadon dans l'Atlantique Nord pour la période 1950-2008, reconstruite en utilisant diverses sources d'informations, telles que les études précédentes réalisées par les auteurs et les données de la Tâche I disponibles dans la base de données de l'ICCAT, en tenant toujours compte du ratio entre le requin-taube commun et l'espèce ciblée. Une tendance à la hausse se dégageait de 1950 à 1989, suivie d'une tendance à la baisse avec de fortes variations d'une année sur l'autre jusqu'à la fin de la période.

Les estimations de la prise potentielle de requin-taube commun de diverses flottilles palangrières qui pêchaient dans des zones où la présence de requin-taube commun était connue se basaient sur la prise observée de requin-taube commun par rapport à la prise de thonidés et d'espadon, en suivant les approches précédemment adoptées pour l'estimation des prises de requins peau bleue et de requin taube bleu des flottilles palangrières ne soumettant pas de données (voir, par exemple, SCRS/2008/017, Rapport de la session d'évaluation des stocks de requins de 2008). La **Figure 4** donne un aperçu de la distribution globale de l'effort palangrier par rapport à la distribution du requin-taube commun dans l'Atlantique, ce qui indique que le potentiel chevauchement se limite généralement à 30° ou à des latitudes plus élevées dans les deux hémisphères.

Les données des observateurs considérées comme suffisantes pour réaliser cette estimation ont été mises à la disposition du Groupe de travail uniquement pour les zones des stocks Nord-Ouest et Sud-Ouest. On disposait, pour l'Atlantique Nord-Ouest, des données des observateurs du Canada et des Etats-Unis obtenues de leurs flottilles nationales ainsi que des données des observateurs canadiens de navires japonais opérant dans la ZEE canadienne. Pour l'Atlantique Sud-Ouest, les données des observateurs uruguayens étaient disponibles pour l'analyse. Les données des observateurs islandais de navires japonais opérant dans la ZEE islandaise ont également été soumises au Groupe de travail mais ces données ont été considérées trop limitées d'un point de vue géographique pour pouvoir être appliquées à toutes les flottilles palangrières de l'Atlantique Nord-Est ne soumettant pas de données. Les données d'observateurs d'autres flottilles ont été sollicitées mais n'ont pas été reçues lors de la réunion.

Cette méthode nécessite les données d'observateurs de la zone et de la pêcherie en question pour déterminer le ratio de capture sous-jacent et implique la formulation de divers postulats. Le postulat clef est que le ratio de capture basé sur les données d'observateurs est applicable à d'autres pêcheries, d'autres moments et d'autres lieux. Afin de tester ce postulat, les données d'observateurs provenant de trois sources (Canada, Etats-Unis et Islande) ont été analysées en ce qui concerne les prises de requin-taube commun par rapport à celles de thonidés et/ou d'espadon. Les ratios en résultant ont été représentés sur une carte par carrés de 5 degrés (**Figures 5, 6 et 7**).

Les cartes des ratios de capture observés indiquaient que l'abondance relative de requin-taube commun dans la capture tendait à être plus importante sur le plateau continental, ou près de celui-ci, et diminuait considérablement en haute mer. Des différences significatives, parfois importantes, ont été constatées dans les ratios de capture de différentes nations, mais la proportion relative de requin-taube commun dans la prise réalisée en haute mer s'élevait presque toujours à moins de 2%. Sur la base de ces résultats, une estimation de la prise totale (non-déclarée) de requin-taube commun dans les pêcheries hauturières de nations n'ayant pas déclaré précédemment leur prise de requin-taube commun ne peut être que calculée approximativement à l'aide des ratios de capture. De plus, les ratios de capture sous-jacents observés doivent être structurés spatialement (par carrés de 5°) pour pouvoir être utiles.

Ce résultat est conforme à l'opinion générale sur la distribution de la densité (actuelle) des prises : la plupart des captures proviennent des lieux de pêche du plateau continental et de l'accroche du plateau, même s'il se produit des prises en haute mer. A une résolution plus grossière (5x5), le gradient latitudinal n'était pas élevé. Dans l'Atlantique Nord-Ouest, les données des observateurs canadiens de navires japonais constituaient la couverture géographique la plus étendue ; ces données ont donc été sélectionnées pour servir de base à l'estimation de la proportion de requins-taubes communs par rapport aux thonidés et à l'espadon dans la capture, à appliquer aux prises réalisées par les flottilles palangrières ne déclarant pas de données. Dans l'Atlantique Sud-Ouest, les données des observateurs uruguayens ont été utilisées.

La **Figure 8** présente le schéma de la proportion de requins-taubes communs par rapport aux thonidés et à l'espadon appliqué aux prises d'espadon et de thonidés réalisées par les flottilles palangrières ne communiquant pas de données sur le requin-taube commun dans les zones des stocks Nord-Ouest et Sud-Ouest. On a formulé une hypothèse sur l'effet de l'engin (monofilament ou multifilament) et de la longitude, d'après les observations, dans la région Sud-Ouest. Les **Tableaux 3 et 4** et les **Figures 9 et 10** représentent les prises de requin-taube commun estimées par cette méthode pour les flottilles ne soumettant pas de données dans ces régions. Ces estimations ont des niveaux d'incertitude élevés, mais non quantifiés, en raison d'observations limitées sur les ratios de capture entre les flottilles et dans le temps. Elles servent néanmoins de base à l'étude de l'impact potentiel de ces flottilles sur les niveaux de capture totaux de requin-taube commun par rapport aux prises des espèces ciblées par ces flottilles.

Les **Tableaux 5 et 6** et les **Figures 11 et 12** montrent les schémas de capture utilisés dans l'évaluation pour les stocks de l'Atlantique Nord-Est et Nord-Ouest, respectivement. Pour l'hémisphère Sud, les données de capture déclarées sont au mieux sporadiques, seules quelques flottilles déclarant des informations. De surcroît, on estime que les prises réalisées dans le Pacifique Sud-Est et dans l'Océan Indien Sud-Ouest ont un impact sur les stocks de requin-taube commun de l'Atlantique Sud-Ouest et Sud-Est respectivement, ce qui devrait être pris en considération dans les futures évaluations.

2.4.5 Débarquements nominaux et estimés de requin-taube commun par stock

La **Figure 13** établit une comparaison entre les compilations de captures de l'Atlantique Nord-Ouest réalisées à la réunion, y compris les estimations des prises réalisées par les flottilles palangrières ne soumettant pas de données, et celles incluses dans le SCRS/2009/095. De petites différences entre ces compilations de captures justifient de nouvelles recherches à ce titre.

Le **Tableau 2** présente les débarquements nominaux de requin-taube commun (par stock) déclarés à l'ICCAT (Nord-Ouest, Nord-Est et hémisphère sud), qui sont largement comparables aux données utilisés par le Groupe de travail sur les poissons élastombranchés (WGEF) du CIEM.

2.5 Tendances des taux de capture

Aperçu des données de CPUE dépendantes des pêcheries

Le SCRS/2009/069 faisait état des indices d'abondance relative développés pour le requin-taube commun d'après le programme des livres de bord de la palangre pélagique des Etats-Unis (1992-2008). Les indices ont été calculés en utilisant une approche delta-lognormale en deux étapes qui traitait séparément la proportion des opérations de pêche positives et la capture par unité d'effort (CPUE) des prises positives. Des indices standardisés avec des intervalles de confiance de 95% ont été soumis. La série temporelle affichait une tendance générale à la baisse, qui peut être décomposée en une réduction initiale en 1992-2001, suivie d'un rapide accroissement jusqu'en 2003 puis d'une diminution postérieure jusqu'en 2008.

Le document SCRS/2009/091 présentait la CPUE standardisée du requin-taube commun, calculée en utilisant les données des observateurs du thon rouge du sud (SBT) de 1992 à 2007. La CPUE standardisée affichait certaines fluctuations mais aucune tendance nette ne se dégageait. Ce résultat est supposé indiquer que l'état du stock de requin-taube commun n'a pas beaucoup changé pendant la période de recherche dans cette pêcherie, même si des études complémentaires sont requises afin d'étayer totalement cette conclusion.

Le document SCRS/2009/093 incluait les indices standardisés de la CPUE du requin-taube commun capturé par la flottille palangrière uruguayenne. Ces indices ont été obtenus par des Modèles Linéaires Généralisés (GLM) avec une approche delta-lognormale. Les données en poids des poissons capturés provenaient des livres de bord de pêche de la flottille palangrière uruguayenne opérant dans l'Atlantique Sud entre 1982 et 2008. La CPUE standardisée affiche un important déclin au cours des douze dernières années, ce qui pourrait indiquer, ou non, l'abondance du stock et pourrait résulter de changements environnementaux, de changements de stratégies de pêche ou autres.

Le SCRS/2009/053 faisait état des taux de capture standardisés du requin-taube commun de l'Atlantique Nord durant la période 1986-2007, capturé comme prise accessoire peu courante de la pêcherie espagnole de palangre de surface ciblant l'espadon dans l'Océan Atlantique. L'analyse a été réalisée en utilisant une approche de GLM postulant une distribution d'erreur delta-lognormale et tenait compte de divers facteurs, tels que le style de palangre, le trimestre, l'appât ainsi que les effets spatiaux en incluant sept zones. Le cas de base suggérait une tendance relativement descendante, entre 1986 et 1996, une période de stabilité jusqu'en 2000 et une légère augmentation par la suite. Les résultats obtenus en utilisant uniquement la palangre de style traditionnel indiquent que la tendance était très stable de 1986 à 2000. Les résultats obtenus montrent des tendances de la CPUE standardisée fortement similaires pour toute la série temporelle, indépendamment du type d'analyse conduite. Les estimations scientifiques des prises annuelles pour la période 1997-2008 ont également été actualisées. Le Groupe de travail a demandé aux auteurs de réaliser des scénarios additionnels limités aux zones définies 1&2 (Ouest) et 4&5 (Est) pour fournir des indices d'abondance pour les stocks de l'Atlantique Nord-Ouest et Nord-Est, respectivement. Ces analyses supplémentaires ont également été mises à la disposition du Groupe en tant qu'Annexe 1 du SCRS/2009/053. Les auteurs ont toutefois exprimé des réserves quant à la pertinence des zones sélectionnées par le Groupe aux fins du suivi des « stocks » ou des « unités » de requin-taube commun de l'Atlantique Nord, compte tenu de la distribution des captures.

La **Figure 14** illustre les tendances de la CPUE pour les stocks de requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Ouest, Nord-Est et Sud-Ouest.

Disponibilité d'enquêtes indépendantes des pêcheries

Aucune donnée indépendante des pêcheries n'a été soumise au Groupe, et l'absence de ces données signifie que l'on dépend des tendances dépendantes des pêcheries. Les données dépendantes des pêcheries pour les pêcheries ciblant le requin-taube commun pourraient ne pas refléter l'abondance générale des stocks et les données dépendantes des pêcheries pour les pêcheries dans lesquelles le requin-taube commun est une prise accessoire pourraient être très variables.

3. Modèle d'évaluation et résultats

3.1 *Modèle de Production Excédentaire Bayésienne*

3.1.1 *Méthodes*

Le document SCRS/2009/068 appliquait un Modèle de Production Excédentaire Bayésienne (BSP) pour estimer l'état et les tendances prévues des populations pour le requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Ouest. Ce modèle a été utilisé dans les évaluations précédentes de l'ICCAT pour le requin peau bleue et le requin taube bleue, menées en 2004 et 2008. Une distribution à priori informative a été développée pour le taux de croissance (r) de la population, basé sur les données démographiques. Les données de prise et de capture par unité d'effort étaient tirées de l'évaluation de 2005 de Gibson et Campana. Les résultats du modèle BSP étaient plus pessimistes que les résultats du modèle d'évaluation structuré par âge, étant donné que le modèle BSP n'a été ajusté qu'aux données de CPUE pour les requins matures, qui ont fait l'objet d'une plus grande réduction que les requins immatures. Les auteurs ont recommandé d'utiliser le modèle BSP pour évaluer l'état des populations de requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Est et de l'Atlantique Sud, dans la mesure où il était possible de développer, au moins, un indice d'abondance basé sur la CPUE, pour chaque population, ainsi qu'une série temporelle de captures. Si les données de capture ne sont pas disponibles pour tout l'historique de la pêcherie, le modèle BSP pourra estimer les prises d'après les données d'effort à la palangre des premières années de la pêcherie.

Requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Ouest

Afin de déterminer si le modèle BSP donne des résultats similaires à ceux du modèle structuré par âge et espace appliqué au requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Ouest, il serait préférable de pouvoir ajuster le modèle BSP à un indice standardisé de CPUE en unités de biomasse de tous les requins-taubes communs pour toutes les zones combinées. Cet indice n'était pas disponible pour l'évaluation canadienne de 2009 (SCRS/2009/095), étant donné que les CPUE avaient été standardisées dans le cadre du modèle d'évaluation de 2009 et qu'il n'a pas été possible d'extraire une série standardisée de CPUE indépendante du modèle structuré par âge. Dans l'évaluation canadienne de 2005 (Gibson et Campana 2005), les indices de CPUE ont été standardisés indépendamment du modèle, mais ils ont été standardisés séparément pour les requins immatures et matures dans chacune des trois régions spatiales. Nous avons inclus ces six séries de CPUE dans le modèle BSP en tant qu'indices de biomasse, soit pondérés par la proportion relative de capture totale en nombres dans chaque série pour chaque année, soit pondérés de façon égale. Il n'a pas été possible de procéder à la pondération par capture totale en biomasse dans chaque série pour chaque année en raison de l'indisponibilité de ces données. Les prises totales de Gibson et Campana (2005) ont été utilisées aux fins de cohérence entre les deux modèles. La distribution a priori informative de r avait une moyenne de 0,05 et un CV de 10%, tel que spécifié dans le SCRS/2009/068. La distribution a priori de K était uniforme sur $\log K$ et la distribution a priori de Bo/K était lognormale avec une moyenne de 1,0 et un CV de 0,20.

Afin d'utiliser le modèle BSP pour évaluer l'état du requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Ouest en 2009, nous avons exécuté le modèle BSP avec huit séries de CPUE: les six séries canadiennes de CPUE jusqu'en 2004, la série des Etats-Unis et la série espagnole pour la zone 1 et 2 uniquement. On a attribué une pondération égale à chaque point de chaque série de données. On a donc attribué aux séries canadiennes une plus grande pondération qu'à la série américaine ou espagnole. Cela semblait pertinent car la plupart des prises provenaient de la flottille canadienne. Les prises ont été extraites des données de la Tâche I de l'ICCAT, telles qu'attribuées aux zones des stocks Nord-Est et Nord-Ouest par le Groupe de travail en incluant, ou non, les prises additionnelles calculées par déduction pour les flottilles ne soumettant pas de données. Les mêmes distributions a priori ont été utilisées pour r , K et Bo/K .

Requin-taube commun de l'Atlantique Sud-Ouest

Pour le requin-taube commun de l'Atlantique Sud-Ouest, les prises déclarées à l'ICCAT sont très rares et ne démarrent qu'en 1982. Les prises non-déclarées sont probablement importantes au vu de l'important effort palangrier exercé, croissant dans l'Atlantique Sud-Ouest. Un indice d'abondance basé sur la CPUE était disponible pour la flottille uruguayenne de 1982 à 2008. Les scénarios du modèle BSP variaient selon que les points de données de la CPUE avaient une pondération égale ou une pondération inverse basée sur leurs CV, et en fonction du mode d'estimation des captures. Les prises étaient soit basées sur celles déclarées à l'ICCAT, estimées d'après les séries d'effort à la palangre, soit estimées d'après le ratio de requin-taube commun par

rapport à d'autres espèces dans la capture (**Tableaux 2 et 4**). La distribution à posteriori de r était informative, avec une moyenne ayant la même valeur que celle utilisée pour l'Atlantique Nord-Ouest (0,05) et un écart type deux fois supérieur à celui de l'Atlantique Nord, impliquant un CV de 0,21. La distribution à priori de K était uniforme sur $\log K$ et la distribution à priori pour Bo/K était lognormale avec une moyenne de 1,0 et un CV de 0,20, avec Bo étant la biomasse la première année pour laquelle on disposait de données de prise ou d'effort.

Requin-taupo commun de l'Atlantique Nord-Est

Pour le requin-taupo commun de l'Atlantique Nord-Est, les prises les plus élevées se sont produites dans les années 1930 et 1950, bien avant que des données de CPUE ne soient disponibles aux fins du suivi des tendances de l'abondance (**Figure 15**). Nous avons essayé diverses variations du modèle, en commençant les scénarios du modèle en 1926 ou en 1961, et avec plusieurs postulats différents (**Tableau 10**). Nous avons utilisé une distribution à priori lognormale de r , avec une moyenne de 0,062 basée sur les données démographiques et un CV de 0,16. Ce CV impliquait un écart type deux fois supérieur à celui estimé d'après les analyses démographiques afin de rendre la distribution à priori légèrement moins informative. La distribution à priori de K était uniforme sur $\log K$ avec plusieurs limites supérieures différentes.

3.1.2 Résultats

Requin-taupo commun de l'Atlantique Nord-Ouest

Pour le modèle BSP appliqué aux données d'évaluation du Canada jusqu'en 2005, on prévoyait que le scénario du modèle incluant les indices pondérés par le nombre de prise relative donnerait des résultats plus similaires aux résultats du modèle structuré par âge mais cela n'a pas été le cas. Le modèle pondéré par capture (scénario a3, **Tableau 7**), donnait des résultats plus optimistes que le modèle structuré par âge. Ce modèle estimait la biomasse actuelle (2005) à 66% de la biomasse de 1961, et le modèle structuré par âge indiquait que les chiffres actuels se situaient entre 10 et 24% des chiffres de 1961. Le modèle BSP avec une pondération égale (scénario a4, **Tableau 7, Figure 16**) donnait des résultats bien plus similaires à ceux du modèle structuré par âge, estimant la biomasse actuelle à 37% de la biomasse de 1961. Le modèle BSP avec une pondération égale prévoyait que la population se rétablirait à B_{PME} en près de 20 ans sans activité de pêche (**Tableau 8**). Ceci est à peu près conforme aux résultats du modèle structuré par âge, étant donné que les résultats du modèle structuré par âge sont exprimés en nombres et que les résultats du modèle BSP sont en biomasse.

Ces résultats démontraient que le modèle BSP peut cerner, de la façon adéquate, la dynamique de population du requin-taupo commun mais le modèle est assez sensible à la façon dont les valeurs d'entrée des séries de CPUE sont calculées et pondérées. Les indices standardisés de CPUE calculés en biomasse et pondérés par capture en biomasse seraient davantage conformes aux postulats du modèle BSP.

Afin de mieux explorer les implications de la distribution à priori informative de r sur les résultats finaux, nous avons réalisé une analyse rétrospective, incluant les données de CPUE uniquement jusqu'en 1998, 2000 ou 2002 (scénarios a403, a402, a401, **Tableau 7**). La distribution à posteriori de r restait similaire à la distribution à priori pour tous les scénarios rétrospectifs. Les CV des autres paramètres étaient plus faibles lorsque les données étaient incluses jusqu'en 2002, et augmentaient lorsque des années de données supplémentaires étaient parfois supprimées. L'intervalle de crédibilité de la biomasse par rapport à B_{PME} était plus étroit lorsque les données étaient incluses jusqu'en 2002. Nous pensions que les CV seraient plus faibles lorsque des années de données supplémentaires étaient incluses. Cela était généralement vrai pour les données de 1998 à 2002. Il est probable que les CV plus élevés utilisant les données de 2003 et 2004 étaient dus à la forte variabilité des données au cours de ces années.

Les résultats du modèle BSP appliqués aux données jusqu'en 2009 (scénarios NW1 et NW2, **Tableau 7, Figure 17**) sont similaires aux résultats de l'évaluation structurée par âge du Canada incluant seulement les données canadiennes (SCRS/2009/095). Les deux séries de capture donnaient des résultats similaires. Ces deux modèles montraient une raréfaction similaire à celle détectée en 2004, mais un taux de mortalité par pêche actuel faible par rapport à F_{PME} (**Figure 18**), étant donné que les prises de 2008 étaient faibles.

Requin-taupo commun de l'Atlantique Sud-Ouest

Pour tous les scénarios de capture, le modèle a estimé que la biomasse avait diminué depuis le début de la pêcherie, conformément au déclin observé dans les données de CPUE de la palangre uruguayenne (**Tableau 9 et**

Figures 19 à 22). La différence la plus notable entre les scénarios du modèle est l'estimation de K . Etant donné que la série de capture ajuste les estimations de la biomasse, les scénarios du modèle qui utilisaient les prises de l'ICCAT, qui ne dépassaient jamais 40 t par an, estimaient K à près de 1.000 t. Cette faible valeur permettait au modèle d'ajuster une tendance descendante de la biomasse avec des prises très faibles (Scénarios SW1 et SW2). Lorsque les prises étaient estimées d'après l'effort, avec la constante de proportionnalité entre la prise et l'effort calculée soit pour 2005-2006 (scénario SW4) soit pour 1997-2007 (scénario SW4), la K estimée était bien supérieure (11.000-24.000 t). Avec l'estimation du ratio de capture, qui était bien plus élevé que les prises estimées d'après l'effort, notamment pour ces dernières années, la K estimée s'élevait à 71.000 t. Tous les modèles estimaient des taux de mortalité par pêche se situant au-dessus de F_{PME} , bien que la F médiane chute en deçà de F_{PME} en 2009 pour le scénario SW4. La production de remplacement était très faible pour tous les modèles. Ce résultat est déduit de la tendance de la série palangrière uruguayenne. Les données de CPUE des autres flottilles de la région seraient utiles pour vérifier cette tendance.

Requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Est

Les distributions à posteriori de r étaient similaires aux distributions à priori pour tous les scénarios du modèle (**Tableau 10**). La distribution a priori de K était uniforme sur $\log K$, avec une limite supérieure de 100.000 t. Cette limite supérieure a été établie afin d'être légèrement supérieure au total de la série de capture de 1926 jusqu'à l'heure actuelle (prise totale = 92.000 t). Avec une pondération égale de tous les points de données dans les deux séries de CPUE et en démarrant le modèle en 1926 (**Figure 23, Tableau 10**), le modèle a estimé une tendance descendante de la population avec une biomasse connaissant une raréfaction actuelle de l'ordre de 78% de la biomasse qui permettrait d'atteindre la Production Maximale Equilibrée (B_{PME}). La distribution à postérieure de K avait un mode se situant aux alentours de 60.000 t, mais une probabilité considérable était attribuée aux valeurs de l'ordre de la limite supérieure (100.000 t). Afin de déterminer si les données supportaient une valeur de K plus élevée, nous avons exécuté le modèle avec une limite supérieure de K élevée, biologiquement déraisonnable : 1,0E8 t (scénario NE101, **Tableau 10**). Le modèle estimait une distribution à postérieure de K similaire à la distribution à priori uniforme sur $\log K$, ce qui implique qu'il y avait très peu d'information dans les données pour permettre au modèle d'estimer un des paramètres. Etant donné que la distribution à priori était peu informative, et permettait d'attribuer une probabilité considérable aux valeurs élevées de K , ce modèle a estimé une valeur attendue de K très élevée, avec pratiquement aucune raréfaction de la population. Une biomasse de 1,0E8 t du requin-taupe commun n'est pas probable, compte tenu du fait que les taux de capture sont relativement faibles par rapport aux taux de capture de l'espadon, des thonidés et d'autres requins, qui ont tous des niveaux de biomasse inférieurs à 1,0E8 t. Par ailleurs, la biomasse totale estimée du requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Ouest se situe à 10.000 t environ. Nous avons également essayé une K maximale plus faible (80.000 t), donnant des résultats similaires à ceux obtenues avec une limite supérieure de 100.000 t. Les autres scénarios du modèle spécifiaient 100.000 comme la valeur maximale de K .

La pondération des séries de CPUE de l'Espagne et de la France par leurs captures relatives a donné des résultats similaires au cas de pondération égale (**Tableau 10 et Figure 23**). En débutant le modèle en 1961 et en établissant une distribution à priori informative au niveau de la raréfaction de la population en 1961, avec une moyenne de 1,0, 0,5 ou 0,2, on obtenait des résultats légèrement différents. Tous ces modèles concluaient que la population continuait à diminuer peu à peu après 1961, conformément au déclin de la série française de CPUE. Le niveau actuel de raréfaction et les taux actuels de mortalité par pêche dépendaient du niveau de raréfaction postulé en 1961. Etant donné que les plus prises les plus importantes dans la pêcherie avaient lieu avant 1961, les scénarios du modèle qui postulait une raréfaction en 1961, ou qui débutaient en 1926, sont plus réalistes que ceux qui postulaient une forte biomasse en 1961.

La **Figure 24** présente l'état actuel du requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Est pour le modèle BSP et le modèle ASPM. Ces résultats sont très incertains, étant donné que la plupart des ponctions de la pêcherie se sont produites avant que les données ne soient disponibles pour estimer les tendances de l'abondance. Tous les modèles qui utilisaient des postulats biologiquement plausibles sur la biomasse non-exploitée déduisaient que la population fait actuellement l'objet d'une raréfaction.

3.2 Modèle de production structuré par âge, sans capture (CFASPM)

3.2.1 Méthodes

Un modèle de production structuré par âge, sans capture, état-espace (CFASPM; Porch *et al.* 2005) a été appliqué au stock de requin taupe commun de l'Atlantique Sud-Ouest afin de fournir un contraste avec le modèle

BSP. En bref, il s'agit d'un modèle de production structuré par âge qui ne nécessite pas des captures, et reformule la dynamique des populations par rapport à la biomasse vierge. La dynamique incorpore des paramètres spécifiques de l'âge pour la survie, la fécondité, la maturité, la croissance et la sélectivité. La fonction stock-recrutement est paramétrée en termes de taux de reproduction maximum à faible densité (alpha; Myers *et al.* 1999). Deux périodes sont envisagées dans le modèle : une période historique pour laquelle les données sont rares, et une période moderne, pour laquelle il existe des données, telles que les taux de capture. Pendant la période historique, le modèle utilise une tendance de la biomasse relative. Le **Tableau 11** énumère les données biologiques, halieutiques et autres utilisées pour le stock de requin taupe commun de l'Atlantique Sud-Ouest.

3.2.2 Résultats

Requin taupe commun de l'Atlantique Sud-Ouest

Le **Tableau 12** résume les estimations de l'état du stock à partir de la sortie du modèle, dans laquelle la période historique s'étendait de 1961 à 1981 et la période moderne allait de 1982 à 2008. Le modèle a été ajusté à la série de CPUE palangrière de l'Uruguay dans la période moderne. Une fonction de sélectivité a été dérivée des données de fréquence de taille obtenues par le programme d'observateurs palangriers d'Uruguay, qui ont été transformées en âges à l'aide de la courbe de croissance de l'Atlantique Nord-Ouest. Une courbe de sélectivité logistique a donc été estimée. A la demande du Groupe de travail, la pente de la courbe a été ultérieurement légèrement accrue (déplacée à gauche) afin de mieux intégrer des classes d'âge plus jeunes (**Figure 25**). Le modèle n'a pas utilisé des données d'effort ; au lieu de cela, une F constante a été estimée pour la période historique, et une F moyenne dotée de déviations annuelles a été estimée pour la période moderne. L'estimation de la biomasse du stock reproducteur actuelle (SSB) ne représentait que 18% du niveau vierge et SSB_{2008}/SSB_{PME} se situait à 0,48. Le taux actuel de mortalité par pêche (F_{2008}) a été estimé à 0,056, ou en-deçà de F_{PME} (0,03), donc $F_{2008}/F_{PME} = 1,72$. Le taux de reproduction maximum au cours de la vie (alpha) n'était que de 2,95 et $M = 0,20$. L'ajustement à l'indice est illustré à la **Figure 26**. La tendance relative de la SSB indique que le modèle a prédit une raréfaction de 46% au début de la période moderne en 1982 (**Figure 27**). Les résultats de l'état du stock obtenus du CFASPM concordent donc avec les prédictions du modèle BSP ($SSB_{2008}/SSB_{PME} = 0,48$ par opposition à $B_{2008}/B_{PME} = 0,78$; $F_{2008}/F_{PME} = 1,72$ par opposition à $F_{2008}/F_{PME} = 2,07$, **Figure 22**).

3.3 Modèle de production structuré par âge (ASPM)

3.3.1 Méthodes

Un modèle de production structuré par âge, état-espace (ASPM; Porch *et al.* 2005) a été appliqué au stock de requin taupe commun de l'Atlantique Nord-Est afin de fournir un contraste avec le modèle BSP. Les dynamiques du modèle sont structurées par âge, incorporant des paramètres spécifiques de l'âge pour la survie, la fécondité, la maturité, la croissance et la sélectivité, comme dans le modèle CFASPM décrit ci-dessus. La fonction stock-recrutement est également paramétrée en termes de taux de reproduction maximum à faible densité (alpha; Myers *et al.* 1999). Dans ce cas, un prior est donné au recrutement vierge (R_0) et à la survie des nouveaux nés (âge-0) et des valeurs de M spécifiques à l'âge pour les âges 1+ sont attribuées. Les valeurs de M étaient les mêmes que celles utilisées dans l'évaluation du stock de l'Atlantique Nord-Ouest, c'est-à-dire $M=0,10$ pour les spécimens immatures et $M=0,2$ pour les spécimens matures. Le modèle a aussi la capacité d'envisager deux périodes : une période historique, pour laquelle les données sont rares, et qui débute lorsque les conditions vierges peuvent être postulées ; et une période moderne pour laquelle il existe plus de données. Le modèle postule un effort constant pour la période moderne, mais permet d'envisager une erreur de procédure (déviations annuelles dans l'effort de pêche). L'effort pour la période historique peut être établi à divers niveaux. Les données d'entrée biologiques, halieutiques et autres utilisées pour le stock de requin taupe commun de l'Atlantique Nord-Est sont énumérées au **Tableau 13**.

3.3.2 Résultats

Requin taupe commun de l'Atlantique Nord-Est

Le **Tableau 14** récapitule les estimations de l'état du stock à partir de la sortie du modèle, dans laquelle la période historique s'étendait de 1926 à 1971 et la période moderne de 1972 à 2008. Le modèle a été ajusté aux captures de la période 1926-2008 et à deux indices de la période moderne : la série de CPUE palangrière française (1972-2008) et la série de CPUE palangrière espagnole (1981-2007). Une fonction de sélectivité a été dérivée des données de fréquence de taille obtenues de la flottille palangrière française, qui ont été transformées

en âges à l'aide d'une courbe de croissance découlant du stock de l'Atlantique Nord-Est. Une courbe de sélectivité logistiqua a donc été estimée (**Figure 28**).

La raréfaction actuelle par rapport aux conditions vierges était de 6% en biomasse et de 7% en nombres (**Figure 29**). La fécondité relative actuelle du stock reproducteur (SSF_{2008}/SSF_{PME}) n'était que de 0,09. Le taux actuel de mortalité par pêche (F_{2008}) a été estimé à 0,09, ce qui est bien supérieur à F_{PME} (0,03), et donc $F_{2008}/F_{PME}=3,45$. Les trajectoires de SSF et F relatives se situaient en-dessous et au-dessus des niveaux soutenable, respectivement (**Figure 30**). L'ajustement aux captures et les indices d'abondance relative sont illustrés à la **Figure 31**.

Comme le Groupe de travail a estimé que la valeur constante élevée de F, de l'ordre de 0,08, estimée par le modèle pour la période historique n'était pas réaliste, il a été décidé d'explorer l'effet de postuler d'autres niveaux de F sur les résultats. Deux scénarios ont été réalisés, l'un avec une $F=50\%$ de la valeur estimée dans le scénario original et l'un avec $F=0$. L'état du stock s'est amélioré ($SSF_{2008}/SSF_{PME}=0,21$ et 0,43, respectivement) et le niveau de surpêche a chuté ($F_{2008}/F_{PME}=2,54$ et 3,32, respectivement) (**Tableau 14**).

3.4 Modèle d'évaluation structuré par âge

3.4.1 Méthodes et résultats

Le SCRS/2009/095 a évalué l'état actuel du requin taupe commun de l'Atlantique Nord-Ouest à l'aide d'un modèle du cycle vital structuré par âge et par sexe sur la base d'une projection en avant, ajusté à des données de prise par taille et de capture par unité d'effort entre 1961 et 2008. Quatre variantes du modèle de population ont été présentées, toutes étant différentes dans leur productivité postulée. La taille de la population totale est actuellement estimée à environ 22% à 27% de sa taille en 1961 et à environ 95% à 103% de sa taille en 2001. Le nombre estimé de femelles matures en 2009 se situe entre 11.000 et 14.000 spécimens, ou 12% à 16% de son niveau de 1961 et 83% à 103% de sa valeur de 2001. Toutes les analyses ont indiqué que ce stock de requin taupe commun peut se rétablir à des mortalités par pêche inférieures à 4% de la biomasse vulnérable. Dans le cadre du modèle de faible productivité, il est prévu que le rétablissement à SSN_{PME} prenne plus de 100 ans à des taux d'exploitation de 4% de la biomasse vulnérable. Tous les autres modèles prédisaient des périodes de rétablissement à SSN_{PME} de l'ordre de décennies.

Les implications des schémas de sélectivité à la partie supérieure plane ont été explorées pendant la réunion. L'ajustement du modèle de sélectivité à la partie supérieure plane était considérablement pire (valeur de la fonction objective de 16.277 par opposition à l'originale de 13.212), avec des valeurs extrêmes de résidus en proportions par taille, ce qui indique que le modèle ne convenait pas. Même si les estimations de la mortalité par pêche résultantes ont été réduites de moitié et la biomasse pêchable a été doublée, tous les points de référence de la mortalité par pêche ont été réduits en conséquence, ce qui a produit peu de changement net dans la trajectoire ou le temps de rétablissement.

3.5 Gadget

3.5.1 Méthodes

La mise en oeuvre d'un Gadget (**G**lobally applicable **A**rea **D**isaggregated **G**eneral **E**cosystem **T**oolbox, Begley 2003, <http://www.hafro.is/gadget>) pour le requin taupe commun de l'Atlantique Nord-Est a été présentée (SCRS/2009/071) et actualisée avec les nouvelles données de capture et de CPUE rendues disponibles pendant la réunion. Gadget fournit un outil flexible et puissant pour créer des modèles d'écosystèmes. Il peut être ajusté pour divers postulats liés aux pêcheries, à la structure du stock et aux paramètres du cycle vital et en utilisant les données sur la capture et l'abondance relative (qui peut être la biomasse basée sur l'âge ou la taille), le marquage et les contenus stomacaux. Un modèle à stock unique, zone et flottille, structuré par âge et par taille a été élaboré, lequel peut désormais être utilisé pour des projections en avant selon différents scénarios de gestion. Gadget peut être éventuellement utilisé pour évaluer la valeur de collecter des informations supplémentaires sur les pêcheries et la biologie et avoir recours à des mesures de gestion et des méthodes d'évaluation alternatives, du fait notamment qu'il permettra de représenter la structure spatiale. Il est prévu de l'utiliser à l'avenir pour évaluer les méthodes d'évaluation de stocks, comme le BSP et ASPM. En outre, pour les espèces comme le requin taupe commun où peu de données sont disponibles et où il règne une grande incertitude, Gadget peut aider dans le développement d'une gestion de précaution en évaluant les mesures alternatives, telles que les limites de taille et les restrictions spatio-temporelles, et contribuer à la conception de projets de recherche

destinés à améliorer nos connaissances sur le requin taupe commun et les pêcheries dans lesquelles il sont capturés.

4 Projections

4.1 Modèle de Production Excédentaire Bayésien

Requin taupe commun de l'Atlantique Nord-Est

Les cinq sorties du modèle BPS les plus crédibles pour le requin taupe commun de l'Atlantique Nord-Est ont été utilisées pour créer des trajectoires projetées de l'abondance pour une gamme de stratégies de gestion des taux de prise constante et de ponction constante. La biomasse escomptée résultante par rapport à B_{PME} , la probabilité que la biomasse se situera au-dessus de B_{PME} , la probabilité que la biomasse sera au-dessus de la biomasse actuelle et la médiane du nombre d'années pour le rétablissement (**Tableau 15, Figure 32**) varient entre les modèles. Avec le TAC actuel de 436 t, la population demeurera vraisemblablement assez stable selon la plupart des modèles. Des réductions de la mortalité par pêche sont nécessaires pour permettre à la population de se rétablir, et le rétablissement prendra plusieurs décennies selon la plupart des modèles (**Tableau 16**).

4.2 Analyse de la production par recrue

L'analyse du BSP se concentre sur la prise totale admissible. Toutefois, comme il a été noté ci-dessus, l'élaboration d'une gestion de précaution passe également par l'évaluation de mesures alternatives, telles que les limites de taille et les restrictions destinées à améliorer le schéma de sélection dans les pêcheries. C'est pourquoi, une analyse de la production par recrue utilisant FLR (www.flr-project.org) a été réalisée.

Les effets de différents schémas de sélection sur le stock de requin taupe commun de l'Atlantique Nord-Est ont été évalués à la **Figure 33**. Celle-ci illustre quatre schémas de sélection correspondant à des courbes à la partie supérieure plane et en cloche (lignes épaisses et fines, respectivement) et avec une sélectivité maximum à l'âge 5 ou 13 (rouge et bleu, respectivement). L'âge 13 correspond à l'âge à la maturité des femelles et à la longueur maximum actuelle au débarquement (MLL) de 210 cm longueur à la fourche. Les paramètres du cycle vital ont été obtenus de la mise en œuvre de Gadget.

L'analyse montre qu'aussi bien la taille que la production potentielles du stock sont accrues si la mortalité par pêche des poissons immatures (bleu) est réduite.

A la **Figure 34**, la mortalité par pêche sur les spécimens supérieurs au MLL est réduite à 0.

Le **Tableau 17** illustre la mortalité par pêche, la production, la biomasse et la SSB par rapport à celle qui est atteinte au niveau d'effort correspondant au niveau de $F_{0,1}$ pour un schéma de sélection à la partie supérieure plane, avec une sélection maximum à l'âge 3. La différence due au MLL, telle qu'elle apparaît également en comparant les **Figures 33** et **34**, réside dans le fait que les niveaux de stock sont améliorés aux dépens de la production.

5 Recommandations sur la recherche

Le Groupe a examiné l'importance de développer des projets de recherche au niveau régional (stock), lesquels augmenteront rapidement les connaissances dont nous disposons sur le requin taupe commun :

- Les scientifiques ont été exhortés à étudier les aspects techniques et opérationnels des flottilles qui pourraient réduire les prises accidentelles de requins et/ou maximiser l'opportunité de rejets à l'eau de spécimens vivants.
- Elaborer de meilleures estimations des rejets au sein des pêcheries en haute mer et du plateau et lancer des études visant à mesurer la survie post-remise à l'eau.

- Programmes d'observateurs visant à recueillir des données de meilleure résolution sur les taux de capture pour les flottilles qui effectuent très vraisemblablement des prises accessoires de requin taupe commun, y compris à partir des programmes d'observateurs existants sur les mammifères marins.
- Mieux appréhender la dynamique du requin taupe commun dans l'hémisphère Sud conjointement avec d'autres ORGP, y compris CTOI, CCSBT et IATTC, afin de rassembler de meilleures données sur la capture, la distribution, la CPUE commerciale et la structure du stock.
- Etant donné que l'identité des stocks pour les stocks de l'Atlantique Sud ne ressort pas clairement, il est nécessaire de réaliser de nouvelles études (y compris des études génétiques ainsi que des études sur le cycle vital et le marquage) afin de disposer de meilleures informations sur les unités de stocks dans l'hémisphère Sud.
- Même si la structure des stocks dans l'Atlantique Nord est mieux appréhendée, un besoin de recherches spécifiques se fait ressentir, par exemple pour mieux comprendre l'affinité des captures au large de l'Irlande et les échanges potentiels entre le requin taupe commun de l'Afrique du N-O et de la Méditerranée.
- Il est nécessaire de mieux comprendre les déplacements verticaux et migratoires du requin taupe commun dans les principales zones de sa distribution afin de mieux comprendre les interactions potentielles entre les populations et les activités de pêche.
- Le requin taupe commun pourrait s'associer à des caractéristiques hydrographiques (ou comme un effet indirect de son association avec sa proie principale). Une meilleure compréhension de la distribution spatio-temporelle du requin taupe commun par rapport à ces caractéristiques environnementales/écosystémiques (structure de la population comprise) pourrait faciliter notre appréhension des tendances des captures et de la CPUE.
- Une gestion spatiale du requin taupe commun a été établie dans les eaux canadiennes. Une meilleure connaissance de la distribution et de la fidélité aux principaux habitats du requin taupe commun (y compris les zones de mise bas et de nourricerie, et lieux abritant une forte proportion de femelles matures) faciliterait une utilisation plus répandue de la gestion spatiale.
- Le fait d'avoir besoin de données dépendant des pêcheries pour les évaluations pose problème, en ce sens que ces données ne sont pas nécessairement informatives. Des enquêtes indépendantes des pêcheries sont requises pour le requin taupe commun dans les principales zones du stock.
- Il se pourrait que davantage d'informations historiques sur les données de prise et d'effort soient disponibles et elles devraient faire l'objet de recherches. En l'absence de données d'effort historiques, les estimations de la taille de la flottille pourraient fournir un substitut utile.
- Etant donné que le requin taupe commun constitue un stock pélagique clef dans les écosystèmes du plateau continental ainsi qu'en haute mer, l'ICCAT et les ORGP (p.ex. NAFO, CIEM) devraient continuer à coopérer en développant des évaluations et des mesures de gestion pour cette espèce.

6 Recommandations de gestion

Des mesures de gestion de précaution devraient être envisagées pour les stocks faisant l'objet de la plus grande vulnérabilité biologique et suscitant les plus grandes inquiétudes en matière de conservation, et pour lesquels on dispose de très peu de données. Le requin taupe commun est connu pour sa susceptibilité à la surpêche.

Sachant que le requin taupe commun est essentiellement une espèce du plateau continental, des mesures de gestion devraient être harmonisées entre toutes les ORGP pertinentes, et l'ICCAT devrait assurer la communication appropriée.

Atlantique Sud

Les données pour le requin taupe commun de l'hémisphère Sud sont trop limitées pour fournir une indication solide de l'état du/es stock(s). Les données limitées indiquent une chute de la CPUE de la flottille uruguayenne, ce qui suggère une baisse potentielle de l'abondance du requin taupe commun dans l'Atlantique Sud-Ouest à des niveaux inférieurs à la PME. Les résultats des deux approches de modélisation appliquées au stock de l'Atlantique Sud-Ouest (BSP et CFASPM) ont coïncidé en ce qu'ils ont estimé des niveaux d'épuisement en-deçà de la PME et des taux de mortalité par pêche en-dessus de ceux qui permettraient d'atteindre la PME. Mais les données de capture et autres données sont en général trop limitées pour permettre de définir des niveaux de ponction soutenables. La reconstruction des captures indique que les débarquements déclarés sous-estiment nettement les débarquements réels.

Les informations et les données sur le requin taupe commun de l'Atlantique Sud-Est sont trop limitées pour évaluer leur situation. Les schémas disponibles des taux de capture suggèrent une stabilité depuis le début des années 1990. Cette tendance ne peut pas être observée dans un contexte à plus long terme et ils ne sont donc pas informatifs sur les niveaux actuels par rapport à la B_{PME} .

Compte tenu de l'historique de raréfaction dans l'Atlantique Nord, de la suggestion d'une baisse à des niveaux inférieurs à la PME dans l'Atlantique Sud-Ouest et de l'absence de données de prise et d'effort de base de toutes les flottilles qui affectent le stock (y compris les flottilles qui ne relèvent pas de l'ICCAT), la Commission devrait envisager d'adopter des mesures de précaution, y compris en contraignant les pêcheries qui affectent le(s) stock(s) à ne réaliser que des prises accessoires et/ou en limitant les activités de pêche dans les zones connues pour abriter une forte abondance d'étapes importantes dans le cycle vital (p.ex. zones d'accouplement, de mise bas et de nourricerie). D'autres flottilles (nationales) devraient déclarer les données de prise et d'effort conformément à la Résolution 07-06.

La distribution du/es stock(s) de l'Atlantique Sud s'étend à d'autres bassins océaniques, ce qui souligne la nécessité d'harmoniser la collecte des données biologiques et relatives aux pêcheries, ainsi que la gestion avec d'autres ORGP.

Atlantique Nord-Est

Le stock de l'Atlantique Nord-Est détient le plus long historique d'exploitation commerciale. L'absence de données de CPUE pour la période de pointe de la pêche ajoute une incertitude considérable dans l'identification de l'état actuel par rapport à la biomasse vierge. Des évaluations exploratoires indiquent que la biomasse actuelle est en-dessous de B_{PME} et que la mortalité par pêche récente est proche ou possible en-dessus de F_{PME} .

Le CIEM estime que le stock est épuisé, notamment dans les parties septentrionales de la zone du CIEM. Le CIEM a suggéré que le stock était encore épuisé et que les pêcheries situées dans les parties septentrionales de la zone du stock n'avaient pas repris leurs activités depuis le pic de cette pêcherie. Les pêcheries situées dans la partie méridionale de la zone du stock continuent à opérer à de faibles niveaux, certains éléments indiquant une chute de la CPUE dans le temps. Les données de CPUE pour le pic de la pêcherie n'étaient pas disponibles et ne reflètent donc pas les tendances à plus long terme.

Les évaluations réalisées à la présente réunion appuient l'opinion antérieure du CIEM selon laquelle il y a épuisement du stock.

Le CIEM (2008) recommandait qu'en l'absence d'une évaluation quantitative, *compte tenu de l'état du stock, on ne devrait permettre aucune pêche dirigée sur le requin taupe commun et que les prises accessoires devraient être limitées et les débarquements de requin taupe commun ne devraient pas être permis.*

Les mesures de gestion existantes de la CE dans l'Atlantique Nord-Est prévoient un TAC. Les débarquements déclarés en 2008 étaient inférieurs au TAC. En 2009, une longueur maximum au débarquement (210 cm longueur à la fourche) a été introduite afin de décourager les pêcheries de cibler les femelles matures.

Compte tenu de l'épuisement du stock, sa faible productivité et l'incertitude planant sur l'évaluation, des mesures de gestion conservatrices sont indiquées dans le cadre d'une approche de précaution. La Commission devrait envisager d'adopter des TAC qui permettent une haute probabilité de rétablissement du stock. En outre, la Commission devrait envisager de limiter les activités de pêche dans les zones connues pour abriter une forte

abondance d'étapes importantes dans le cycle vital (p.ex. zones d'accouplement, de mise bas et de nourricerie). Les pays et les ORGP devraient envisager d'adopter de nouvelles mesures de gestion visant à réduire la mortalité par pêche (p.ex. la CE a introduit des restrictions de taille).

Les pêcheries hauturières ne devraient pas cibler le requin taupe commun et toutes les prises accessoires devraient être déclarées. Compte tenu de leur plus faible abondance en haute mer, la collecte et la déclaration des données de prises accessoires nécessiteraient un échantillonnage par des observateurs scientifiques avec un haut niveau de couverture. Un effort accru exercé en haute mer dans la zone du stock pourrait compromettre les efforts de rétablissement du stock.

On estime que le rétablissement de ce stock avec une mortalité de pêche nulle prendrait environ 15-34 ans (**Tableau 15**). Des réductions soutenues de la mortalité par pêche seraient nécessaires si l'on veut que le stock se rétablisse (**Tableau 16**).

Le TAC actuel (436 t) pourrait permettre au stock de demeurer stable, à son niveau actuel d'épuisement de la biomasse, selon les scénarios du modèle les plus crédibles. Les prises proches du TAC actuel (p.ex. 400 t) impliquent des niveaux de capture qui pourraient permettre le rétablissement à B_{PME} selon certains scénarios du modèle, mais avec un niveau élevé d'incertitude et sur une échelle temporelle de 60 (40-124) ans.

Des prises constantes de 200 t ou moins entraîneraient des plus fortes probabilités de rétablissement à B_{PME} en 25-50 ans selon pratiquement tous les scénarios du modèle.

Compte tenu de l'incertitude planant sur l'évaluation et de la faible productivité du stock, toutes les pêcheries devraient être suivies de près et évaluées à de fréquents intervalles.

Atlantique Nord-Ouest

Les scientifiques canadiens ont actualisé leur évaluation du stock de requin taupe commun de l'Atlantique Nord-Ouest. Cette évaluation indique que la biomasse est épuisée, se situant bien en-dessous de B_{PME} , bien que la récente mortalité par pêche soit également en-deçà de F_{PME} . La biomasse récente semble en hausse. Un régime de ponction prudent (TAC de 185 t par rapport à la PME de 250 t ; fermeture des zones d'accouplement aux pêcheries cibles) est désormais en place dans la ZEE canadienne. Malgré cela, on projette que le rétablissement du stock prendre des décennies en raison de la faible productivité de cette espèce.

Les nouvelles modélisations réalisées par le Groupe de travail à l'aide d'une approche de production excédentaire ont signalé une opinion similaire de l'état du stock, c'est-à-dire un épuisement à des niveaux en-dessous de B_{PME} et des taux de mortalité par pêche également en-dessous de F_{PME} .

La réussite du programme de rétablissement canadien dépend de la déclaration adéquate de toutes les captures, y compris celles réalisées par les flottilles hauturières. Les prises à l'intérieur de la ZEE canadienne semblent être bien déclarées. Toutefois, les quantités de requin taupe commun capturées par les flottilles palangrières hauturières ne ressortent pas clairement, car il existe une vaste non-déclaration et une déclaration générique des captures.

On a reconstruit les estimations de prises potentielles de requin taupe commun réalisées par des flottilles palangrières hauturières qui pêchaient dans des zones connues pour être peuplées de requins taupes communs, en se fondant sur des ratios observés de capture de requin taupe commun par rapport aux captures de thonidés et d'espardon. Pour l'Atlantique Nord-Ouest, cette reconstruction indique que les prises palangrières hauturières de requin taupe commun non déclarées constituent une proportion mineure des prises totales déclarées historiquement et que les prises ont été encore plus faibles ces dernières années.

L'inclusion de prises hauturières reconstruites dans l'évaluation n'a pas affecté de manière significative les résultats. Les futures évaluations devraient couvrir l'ensemble de la zone du stock. Comme les prises hauturières sont actuellement faibles par rapport au total des prises déclarées, l'inclusion des prises reconstruites ne devrait pas modifier de manière sensible les niveaux de capture requis pour parvenir aux objectifs de conservation inscrits dans le plan de gestion canadien.

Les Etats-Unis ont adopté des plans de gestion visant à réduire la mortalité par pêche du requin taupe commun, en appui aux plans de gestion introduits dans les eaux canadiennes, incluant un TAC de 1,7 t en poids manipulé (2008).

La Commission devrait adopter des mesures de gestion qui appuient les objectifs de rétablissement du plan de gestion canadien. Les pêcheries hauturières ne devraient pas cibler le requin taupe commun et toutes les prises accessoires devraient être déclarées. Compte tenu de leur plus faible abondance en haute mer, la collecte et la déclaration des données de prises accessoires nécessiteraient un échantillonnage par des observateurs scientifiques avec un haut niveau de couverture.

Les zones connues pour abriter une forte abondance d'étapes importantes dans le cycle vital (p.ex. zones d'accouplement, mise bas et de nourricerie) devraient faire l'objet de restrictions à la pêche. Ces zones ne se trouvent pas exclusivement dans la ZEE canadienne.

Un effort accru exercé en haute mer dans la zone du stock pourrait compromettre les efforts de rétablissement du stock.

7 Résumé exécutif sur le requin taupe commun

Le Groupe a décidé d'achever et d'approuver le résumé exécutif sur le requin taupe commun pendant la réunion du groupe d'espèce au mois de septembre.

8 Autres questions

Aucune autre question n'a été discutée.

9 Adoption du rapport et clôture

Le rapport sera adopté par correspondance. Les Présidents ont remercié les participants pour les travaux réalisés pendant la réunion. La réunion a été levée.

TABLEAUX

Tableau 1. Résumé des paramètres biologiques du requin-taupe commun, adapté de Francis *et al.* (2008).

Tableau 2. Prises estimées (t) de requin-taupe commun (*Lamna nasus*) par zone, engin et pavillon principaux (au 12 juin 2009)

Tableau 3. Estimations de prises potentielles de requin-taupe commun par les flottilles palangrières ne soumettant pas de données et opérant dans les zones de stocks du Nord-Ouest, sur la base des ratios de capture.

Tableau 4. Estimations de prises potentielles de requin-taupe commun par les flottilles palangrières ne soumettant pas de données et opérant dans les zones de stocks du Sud-Ouest, sur la base des ratios de capture.

Tableau 5. Niveaux de ponction estimés de requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Est, par pavillon, adoptés par le Groupe de travail aux fins de l'évaluation.

Tableau 6. Niveaux de ponction estimés de requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Ouest, par pavillon. La colonne « SCRS/2009/052 » représente la compilation des prises utilisée dans l'évaluation présenté dans ce document et la colonne « %Diff » représente la différence pourcentuelle entre les estimations compilées à cette réunion et le SCRS/2009/095.

Tableau 7. Définitions du modèle BSP et valeurs prévues de la distribution à posteriori et CV des paramètres estimés pour l'Atlantique Nord-Ouest.

Tableau 8. Tableau de décision pour le modèle BSP ajusté aux six séries dans l'évaluation canadienne de 2005 pour le requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Ouest, avec chaque point de données pondéré de façon égale. Les politiques de ponctions sont les taux de ponctions (HR) en tant que fraction de la biomasse totale.

Tableau 9. Définitions du modèle BSP et valeurs prévues de la distribution à posteriori et CV des paramètres estimés pour l'Atlantique Sud-Ouest.

Tableau 10. Définitions des scénarios du modèle BSP et résultats pour l'Atlantique Nord-Est.

Tableau 11. Entrées du modèle pour le modèle de production structuré par âge sans capture (CFASPM) appliqué au stock de requin-taube commun de l'Atlantique Sud-Ouest.

Tableau 12. Estimations de l'état du stock du requin-taube commun de l'Atlantique Sud-Ouest obtenues avec CFASPM (les valeurs entre parenthèses sont des CV). F_{modern} se réfère à la mortalité par pêche de la première année pour laquelle des données sont disponibles (1982); F_{hist} se réfère à la mortalité par pêche de la première année du scénario du modèle (1926).

Tableau 13. Entrées du modèle pour le modèle de production structuré par âge (SPASM) appliqué au stock de requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Est.

Tableau 14. Estimations de l'état du stock du requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Est obtenues avec ASPM.

Tableau 15. Tableaux de décision pour les modèles BSP pour le requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Est, montrant (a) la biomasse prévue par rapport à B_{PME} en 10, 20 ou 50 ans, (b) la probabilité que la biomasse se situe au-dessus de B_{PME} , (c) la probabilité que la biomasse se situe au-dessus de la biomasse actuelle pour un nombre de F constant et de stratégies de gestion des captures totale constantes et (d) le nombre d'années jusqu'à ce que la trajectoire de la médiane de la biomasse se rétablisse à B_{PME} .

Tableau 16. Probabilités moyennes entre les 5 scénarios du modèle de BSP les plus crédibles pour la population de requin-taube commun de l'Atlantique Nord-Est.

Tableau 17. Mortalité par pêche, production, biomasse et SSB par rapport à ceux atteints au niveau d'effort correspondant au niveau de $F_{0,1}$ pour un schéma de sélection plat avec une sélection maximum à l'âge 3.

FIGURES

Figure 1. Carte des délimitations de l'ICCAT, NAFO et CIEM dans l'Atlantique Nord.

Figure 2. Distribution des stocks de requin-taube commun (*Lamna nasus*).

Figure 3. Prises déclarées et estimées du requin-taube commun de l'Atlantique incluses dans la Tâche I (au 12 juin 2009).

Figure 4. Distribution de la densité des hameçons pêchés par les pêcheries palangrières pour les thonidés et les espèces apparentées de l'Atlantique de 1950 à 2007 superposée à la distribution du requin-taube commun dans l'Atlantique.

Figure 5. Prises de requin-taube commun:espadon/thonidés telles qu'observées dans la pêcherie palangrière pélagique japonaise.

Figure 6 Ratios de prises de requin-taube commun:espadon/thonidés tels qu'observés dans la pêcherie palangrière pélagique canadienne.

Figure 7 Ratios de prises de requin-taube commun:espadon/thonidés tels qu'observés dans la pêcherie d'espadon des Etats-Unis.

Figure 8. Pourcentage de requin-taube commun observé dans la prise de thonidés et d'espadon en fonction de la longitude, l'hémisphère et le type d'engin (ligne principale multifilament et monofilament) utilisé pour estimer la prise potentielle de requin-taube commun des flottilles palangrières ne soumettant pas de données et pêchant dans les zones des stocks.

Figure 9. Prise potentielle estimée de requin-taube commun des flottilles palangrières ne soumettant pas de données en utilisant les ratios de capture pour le stock du Nord-Ouest. Les observations limitées dans toute la série temporelle donnent lieu à une incertitude non quantifiée dans les estimations.

Figure 10. Panneau de gauche: Prise potentielle estimée de requin-taupe commun des flottilles palangrières ne soumettant pas de données en utilisant les ratios de capture pour le stock du Sud-Ouest. Les observations très limitées dans toute la série temporelle donnent lieu à une incertitude élevée mais non quantifiée dans les estimations. Panneau de droite: Comparaison des estimations pour les flottilles palangrières ne soumettant pas de données ayant des niveaux de capture déclarés dans le jeu de données de la Tâche I pour la zone du stock de l'Atlantique Sud-Ouest.

Figure 11. Prises par pavillon de requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Est utilisées dans l'évaluation. Bien que ces captures ne soient pas considérées comme les meilleures données disponibles, on pense qu'elles sous-estiment les prises palangrières pélagiques de cette espèce.

Figure 12. Prises par pavillon de requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Ouest disponibles pour l'évaluation, y compris la prise estimée par les flottilles palangrières ne soumettant pas de données qui, dans ce cas, représentent une faible proportion du total.

Figure 13. Comparaison des compilations des captures de l'Atlantique Nord-Ouest réalisées à la réunion, y compris estimations de la prise des flottilles palangrières ne soumettant pas de données, et celles communiquées dans le SCRS/2009/095. Des différences relativement petites dans ces compilations des captures justifient la réalisation de recherches supplémentaires.

Figure 14. Séries de CPUE pour le stock de requin-taupe commun du Nord-Ouest (figures du haut), du stock du Nord-Est (figures en bas à gauche) et du stock du Sud-Ouest (figure en bas à droite).

Figure 15. Données de capture et de CPUE pour le requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Est.

Figure 16. Pour le scénario du modèle de BSP du requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Ouest ajusté aux six séries canadiennes pondérées de façon égale, (a) tendance de la biomasse (ligne) et séries de CPUE (points) ajustées, (b) distributions à priori (ligne) et à posteriori (points) de r , (c) distributions à priori et à posteriori de K , et (d) médiane et intervalle de crédibilité de 80% pour la biomasse par rapport à B_{PME} sans activité de pêche après 2004.

Figure 17. Pour le modèle de BSP terminant en 2009 avec une pondération égale, et les séries de CPUE du Canada, des Etats-Unis et de l'Espagne, (a) séries de CPUE et tendance de la biomasse ajustée, (b) distribution à priori (ligne) et à posteriori (points) de K , (c) distributions à priori et à posteriori de r , médiane et intervalle de crédibilité de 80% de (d) la biomasse par rapport à B_{PME} et (e) F .

Figure 18. Diagrammes de phases montrant la valeur prévue de B/B_{PME} et de F/F_{PME} au cours de l'année actuelle, qui est soit 2005 (losanges) ou 2009 (cercles), pour les scénarios décrits dans le Tableau BSP NW 1, ainsi que les valeurs approximatives du SCRS/2009/095 (carrés). B/B_{PME} a été calculée d'après le SCRS/2009/095 en tant que N_{2009}/N_{1961} multiplié par 2. Les barres d'erreur sont l'écart type plus un et moins un.

Figure 19. Résultats du BSP pour le requin-taupe commun de l'Atlantique Sud-Ouest, avec les séries de CPUE uruguayennes et une pondération égale des points de données et des prises de la Tâche I de l'ICCAT (scénario SW1), (a) séries de CPUE et tendance de la biomasse ajustée, (b) distribution à priori (ligne) distribution à posteriori (points) de K , (c) distributions à priori et à posteriori de r , médiane et intervalle de crédibilité de 80% de (d) la biomasse par rapport à B_{PME} et (e) F .

Figure 20. Modèle de BSP pour l'Atlantique Sud-Ouest en postulant que les prises sont proportionnelles à l'effort (scénario SW3), avec la constante de proportionnalité calculée avec les données de 2005-2006, (a) séries de CPUE et tendance de la biomasse ajustée, (b) distribution à priori (ligne) distribution à posteriori (points) de K , (c) distributions à priori et à posteriori de r , (d) prises estimées (ligne) et déclarées (points) et médiane et intervalle de crédibilité de 80% de (e) la biomasse par rapport à B_{PME} et (f) F .

Figure 21. Résultats de BSP pour le requin-taupe commun de l'Atlantique Sud-Ouest, avec les prises estimés d'après le ratio de requin-taupe commun par rapport aux thonidés et l'espadon (scénario SW5), (a) séries de CPUE et tendance de la biomasse ajustée, (b) distribution à priori (ligne) distribution à posteriori (points) de K , (c) distributions à priori et à posteriori de r , médiane et intervalle de crédibilité de 80% de (d) la biomasse par rapport à B_{PME} et (e) F .

Figure 22. Diagrammes de phases pour le requin-taupe commun de l'Atlantique Sud-Ouest, montrant l'état en 2009 des résultats des scénarios du modèle de BSP (losanges) et des résultats du modèle de production structuré par âge sans capture (carré). Les barres d'erreur sont l'écart type plus un et moins un.

Figure 23. Pondération égale. Espagne (zones 4 et 5) et France (standardisé), avec les données de capture de 1926 et un maximum de K établi à 100.000 (scénario NE1), (a) séries de CPUE et tendance de la biomasse

ajustée, (b) distribution à priori (ligne) distribution à posteriori (points) de K et médiane et intervalle de crédibilité de 80% de (c) la biomasse par rapport à B_{PME} et (d) F .

Figure 24. Diagrammes de phases montrant l'état actuel du requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Est pour le modèle de BSP (losanges) et le modèle d'ASPM (carrés). Les barres d'erreur sont l'écart type plus un et moins un.

Figure 25. Ajustement de la fonction de sélectivité logistique aux données de fréquence d'âge estimées d'après les tailles de requins-taupes communs observées par le programme d'observateurs de la palangre uruguayenne.

Figure 26. Ajustement à l'indice de CPUE de l'Uruguay et indice historique de raréfaction basés sur le postulat de conditions vierges en 1961 pour le requin-taupe commun de l'Atlantique Sud-Ouest. La ligne pleine représente l'ajustement à l'indice de l'Uruguay et la ligne en pointillé l'ajustement à l'indice historique de raréfaction.

Figure 27. Tendence de la biomasse relative du stock reproducteur (SSB) pour le modèle CFASP en postulant des conditions vierges en 1961 pour le requin-taupe commun de l'Atlantique Sud-Ouest. Les points indiqués sur la ligne correspondent à la raréfaction au début de la période moderne (1982) et à la raréfaction actuelle (2008).

Figure 28. Ajustement de la fonction de sélectivité logistique aux données de fréquence d'âge estimées d'après les tailles de requins-taupes communs enregistrées auprès de la flottille palangrière française.

Figure 29. Raréfaction en termes de biomasse totale (panneau du haut) et de nombres (panneau du bas) pour le modèle SPAS en postulant des conditions vierges en 1926 pour le requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Est. Les points indiqués sur la ligne correspondent à la raréfaction au début de la période moderne (1972) et à la raréfaction actuelle (2008).

Figure 30. Trajectoires de la biomasse relative et de la mortalité par pêche pour le modèle SPAS en postulant des conditions vierges en 1926 pour le requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Est.

Figure 31. Ajustements du modèle aux prises (panneau du haut) et aux indices de CPUE pour le modèle ASPM en postulant des conditions vierges en 1926 pour le requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Est.

Figure 32. Trajectoires de la médiane de B/B_{PME} pour chaque stratégie totale de capture. Chaque ligne représente l'un des cinq scénarios crédibles du modèle BSP.

Figure 33. Analyse par recrue, (en haut à gauche : schéma de sélection, en haut à droite : géniteur par recrue, en bas à gauche : production par recrue, en bas à droite : production vs. SSB).

Figure 34. Analyse par recrue pour une longueur maximum au débarquement (MLL) 100% efficace (en haut à gauche : schéma de sélection, en haut à droite : géniteur par recrue, en bas à gauche : production par recrue, en bas à droite : production vs. SSB).

APPENDICES

Appendice 1 : Ordre du jour

Appendice 2 : Liste des participants

Appendice 3 : Liste des documents