

CONVENTION SUR LE COMMERCE INTERNATIONAL DES ESPECES
DE FAUNE ET DE FLORE SAUVAGES MENACEES D'EXTINCTION

Seizième session de la Conférence des Parties
Bangkok (Thaïlande), 3 – 14 mars 2013

EXAMEN DES PROPOSITIONS D'AMENDEMENT DES ANNEXES I ET II

A. Proposition

Inscrire le requin-taube commun (*Lamna nasus*) (Bonnaterre, 1788) à l'Annexe II, conformément à l'Article II 2 a).

Critères d'inscription [Conf. 9,24 (Rev. CoP15)]¹

Annexe 2a A: *Il est établi, ou il est possible de déduire ou prévoir, qu'une réglementation du commerce de l'espèce est nécessaire afin d'éviter que celle-ci ne remplisse, dans un avenir proche, les conditions voulues pour qu'elle soit inscrite à l'Annexe I.*

Les stocks de *Lamna nasus* de l'Atlantique Nord et Sud-Ouest et de la Méditerranée remplissent ce critère d'inscription car le déclin marqué de la taille de leur population remplit les conditions énoncées dans les lignes directrices de la CITES pour l'application de la définition de "déclin" aux espèces aquatiques exploitées commercialement. Les plus grands stocks mondiaux de ce requin à faible productivité ont connu des déclinés passés très inférieurs à 30% du niveau de référence – la condition d'inscription à l'Annexe II – par suite de la pêche ciblée non durable et de la pêche accidentelle motivées essentiellement ou partiellement par le commerce international pour la viande qui a une grande valeur marchande. Ces stocks sont actuellement gérés dans certaines ZEE mais la plus grande menace pour l'espèce reste le prélèvement non durable, ailleurs, pour fournir le commerce international de viande et d'aïlerons.

Annexe 2a B: *Il est établi, ou il est possible de déduire ou prévoir, qu'une réglementation du commerce de l'espèce est nécessaire pour faire en sorte que le prélèvement de ses spécimens dans la nature ne réduit pas la population sauvage à un niveau auquel sa survie pourrait être menacée par la poursuite du prélèvement ou d'autres influences.*

Si l'on en juge par l'évolution passée de la pêche pour satisfaire la demande pour le commerce international, y compris le déplacement de l'effort de pêche des stocks de l'Atlantique Nord-Est aux stocks de l'Atlantique Nord-Ouest, ainsi que par le taux de déclin récent et rapide des captures par unité d'effort (CPUE) pour certains stocks méridionaux, on peut prévoir que les populations de l'hémisphère Sud ont connu ou connaîtront probablement des déclinés semblables, ce qui conduira à envisager de les inscrire à l'Annexe I, à moins que la réglementation du commerce international n'incite à la gestion durable et/ou à l'amélioration des régimes de gestion et de suivi existants comme base des avis de commerce non préjudiciable et de l'acquisition légale.

Annotation: L'entrée en vigueur de l'inscription de *Lamna nasus* à l'Annexe II de la CITES sera retardée de 18 mois pour permettre aux Parties de résoudre les questions techniques et administratives liées².

¹ L'interprétation & l'application de la résolution Conf. 9.24 (Rev. CoP15) appliquée ici sont décrites en plus grand détail dans l'annexe 5.

² Par ex. La nomination d'un organe de gestion supplémentaire et l'adoption de codes douaniers.

B. Auteur de la proposition

Brésil, Comores, Croatie, Danemark³ et Egypte⁴.

C. Justificatif

1. Taxonomie

1.1 Classe: Chondrichthyes (Elasmobranchii)

1.2 Ordre: Lamniformes

1.3 Famille: Lamnidae

1.4 Espèce: *Lamna nasus* (Bonnaterre, 1788)

1.5 Synonymes scientifiques: Voir annexe 2.

1.6 Noms communs: français Requin-taupe commun, loutre de mer, (dénomination commerciale: veau de mer)
anglais: Porbeagle, mackerel shark
espagnol: Marrajo sardinero; cailón marrajo, moka, pinocho
danois: Hábrand, haamar, sillhaj, sildehaj
allemand: heringshai (dénomination commerciale : kalbsfisch, see-Stör)
italien: Talpa (market names: vitello di mare, smeriglio)
japonais: mokazame
portugais: Tubarão-sardo, tubarão golfinho, cavalha
Afrique du Sud: Haringhaai



(c) D. Weber/D.E.G.

Figure 1. Porbeagle *Lamna nasus*

1.7 Numéros de code: n/a

2. Vue d'ensemble

2.1 La présente proposition a été considérablement actualisée depuis la CoP15: des données sur le commerce de l'Union européenne ont été ajoutées suite à l'introduction de codes spécifiques à l'espèce en 2010. De nouvelles données issues du rapport du Groupe consultatif spécial d'experts de la FAO ont été ajoutées (2010a) (le Groupe ayant conclu que les données disponibles soutiennent la proposition d'inscrire *Lamna nasus* à l'Annexe II de la CITES). Compte tenu des déclin des stocks de l'hémisphère Sud, le critère de ressemblance (annexe 2b A) n'est pas utilisé. Un guide d'identification des ailerons est fourni (annexe 8).

2.2 L'inscription de *Lamna nasus* à l'Annexe II est proposée conformément à l'Article II 2 a) et à la résolution Conf. 9.24 (Rev. CoP15). Les évaluations des stocks mettent en évidence des déclin passés et récents marqués bien inférieurs à 30% du niveau de référence pour les plus grandes populations de l'Atlantique. L'exploitation des plus petits stocks de l'hémisphère Sud est généralement non gérée et il est improbable qu'elle soit durable. L'étude la plus récente des données sur les tendances pour le requin-taupe commun (section 4.4) indique que les populations ayant fait l'objet d'une proposition d'inscription précédente au titre du critère de l'annexe 2b A ("ressemblance") méritent d'être inscrites au titre du critère de l'annexe 2a B (FAO 2011).

2.3 *Lamna nasus* suit les lignes directrices de la FAO pour l'inscription des espèces aquatiques exploitées commercialement. Il relève de la catégorie de productivité la plus faible des espèces les plus vulnérables: celles dont le taux d'accroissement intrinsèque de la population est inférieur à 0,14 et dont la durée d'une génération est supérieure à 10 ans (FAO 2001, section 3.3). Extrêmement vulnérable à la surpêche, l'espèce met beaucoup de temps à récupérer en cas d'appauvrissement.

³ Au nom de des Etats membres de l'Union européenne agissant dans l'intérêt de l'Union européenne.

⁴ Les appellations géographiques employées dans ce document n'impliquent de la part du Secrétariat CITES ou du Programme des Nations Unies pour l'environnement aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires ou zones, ni quant à leurs frontières ou limites. La responsabilité du contenu du document incombe exclusivement à son auteur.

Le requin-taupe commun est prélevé dans des pêches ciblées; c'est une capture économiquement importante, conservée et utilisée dans certaines pêches pélagiques à la palangre (section 5). La viande et les ailerons sont de qualité supérieure et atteignent une valeur élevée dans le commerce international. Généralement, les données sur le commerce ne sont pas spécifiques à l'espèce; le taux, la structure et les tendances du commerce international sont globalement inconnus (section 6). Des tests ADN pour des parties et produits commercialisés sont disponibles (section 11.2.2).

- 2.4 L'ampleur et le taux de déclin de la majeure partie de la population mondiale excèdent de manière significative les chiffres justifiant l'inscription de l'espèce à l'Annexe II. On pourrait déjà examiner l'inscription de certains stocks à l'Annexe I (section 4.4). Les pêches ciblées non durables de *Lamna nasus* dans l'Atlantique Nord sont bien documentées. Elles ont considérablement réduit les stocks; les débarquements ont chuté de plusieurs milliers de tonnes à quelques centaines en moins de 50 ans. Des évaluations conjointes des stocks de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud-Ouest réalisées par le SCRS de la CICTA et le CIEM⁵ (2009) ont mis en évidence des déclins marqués, dont le pourcentage est considérablement inférieur à 30% du niveau de référence. La capture par unité d'effort (CPUE) en Méditerranée a diminué jusqu'à moins de 5% du niveau de référence. Des données plus limitées sur d'autres stocks de l'hémisphère Sud, qui sont aussi des cibles et des captures secondaires de grande valeur marchande pour les pêches à la palangre et sont biologiquement moins résilients à la pêche que les stocks de l'Atlantique Nord, suggèrent aussi des tendances au déclin (section 4.4).
- 2.5 La gestion des quotas fondée sur l'évaluation des stocks et les avis scientifiques a été mise en place dans la Zone économique exclusive (ZEE) du Canada en 2002 (le stock s'est maintenant stabilisé grâce au plan de rétablissement) et dans l'Union européenne en 2008 (avec un quota zéro depuis 2010). La gestion des quotas non restrictifs a commencé aux Etats-Unis en 1999 (mais le quota a été fortement réduit en 2008, et a conduit à la fermeture de la pêcherie ces dernières années) et en Nouvelle-Zélande en 2004. L'Argentine exige que les grands requins capturés vivants de façon accidentelle soient relâchés vivants. Les captures en haute mer non réglementées et non déclarées mettent en péril la gestion nationale et les plans de rétablissement des stocks. Au moment de la rédaction de la présente proposition, les Organisations régionales de gestion des pêches (ORGP) n'avaient pas encore fixé de limites de capture en haute mer (les pêcheries de la Commission des pêches de l'Atlantique Nord-Est (NEAFC) ne ciblent pas le requin-taupe commun et relâchent les captures accidentelles vivantes) (section 8).
- 2.6 L'inscription de *Lamna nasus* à l'Annexe II a pour but de s'assurer que le commerce international est approvisionné par des pêches gérées durablement et enregistrées avec exactitude, qui ne portent pas atteinte à l'état des populations sauvages exploitées. On peut y parvenir si les avis de commerce non préjudiciable exigent la mise en place et l'application d'un programme efficace de gestion durable des pêches avant délivrance des permis d'exportation, et si l'on applique d'autres mesures CITES relatives à la réglementation et à la surveillance du commerce international, en particulier des contrôles sur l'introduction en provenance de la mer. Ces contrôles commerciaux compléteront et renforceront les mesures classiques de gestion des pêches, contribuant ainsi à l'application du Plan d'action international de la FAO pour la conservation et la gestion des requins.

3. Caractéristiques de l'espèce

3.1 Répartition géographique

On trouve *Lamna nasus* sur une ceinture autour du globe d'environ 30–60°S dans l'hémisphère sud et surtout entre 30°N et 70°N dans l'Atlantique Nord et en Méditerranée (figure 3). L'annexe 4 donne la liste des Etats de l'aire de répartition et des zones de pêche de la FAO (figure 3).

3.2 Habitat

L. nasus est épipélagique dans les eaux de mers boréales et tempérées dont la température varie de 2°C à 22°C, mais il préfère des eaux d'une température de 5°C à 10°C dans l'Atlantique Nord-Ouest (Campana et Joyce 2004, Forselledo 2012, Svetlov 1978); il vit entre la surface et 200 m de profondeur, parfois jusqu'à 350-700 m de profondeur. Signalé le plus souvent sur les plateaux continentaux et le long des pentes sous-marines, entre les zones côtières (surtout l'été) et la haute

⁵ Le Comité permanent de la recherche et des statistiques (SCRS) de la Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique (CICTA) et le Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM).

mer (où il est souvent associé aux bancs de sable submergés et aux récifs). *L. nasus* est apparemment moins abondant en haute mer, en dehors de la ZEE de 200 milles (Campana et Gibson 2008). Les stocks pratiquent une ségrégation (du moins dans certaines régions) par âge, étape de reproduction et sexe et entreprennent des migrations saisonnières au sein de leur propre zone. (Campana *et coll.* 1999, 2001, Campana et Joyce 2004, Compagno 2001, Jensen *et coll.* 2002.) Des femelles matures, marquées au large des côtes canadiennes, semblent avoir migré 2000 km au sud pour mettre bas en eaux profondes, dans la mer des Sargasses, au centre de l'Atlantique Nord; on pense que les petits suivent le Gulf Stream pour remonter vers le nord (Campana *et coll.* 2010a).

3.3 Caractéristiques biologiques

L. nasus est un requin actif, à sang chaud, à croissance relativement lente et à maturité sexuelle tardive, qui vit longtemps et qui n'a qu'un nombre limité de petits. Il est classé dans la plus faible catégorie de productivité de la FAO pour les espèces aquatiques les plus vulnérables et c'est le plus vulnérable des requins pélagiques d'Europe du Nord (Anon. 2012). Les caractéristiques biologiques varient selon les stocks (tableau 2). Les requins-taupes communs de l'Atlantique Nord-Est grandissent légèrement moins vite que ceux de l'Atlantique Nord-Ouest. Les animaux des deux stocks septentrionaux sont beaucoup plus grands, grandissent plus vite et ont une durée de vie plus courte que ceux du Sud. Ces derniers sont plus petits, vivent plus longtemps (environ 65 ans), ont, en conséquence, une productivité encore plus faible et sont plus vulnérables à la surpêche que ceux des stocks de l'Atlantique Nord (Francis *et coll.* 2008, 2009; Forselledo 2012).

3.4 Caractéristiques morphologiques

Corps cylindrique lourd, tête conique et queue en forme de croissant (figure 1). La tache blanche distinctive sur le bord de fuite inférieur du premier aileron dorsal permet d'identifier les ailerons dans le commerce (Pew Environment Group 2012).

3.5 Rôle de l'espèce dans son écosystème

L. nasus est un prédateur situé au sommet de la chaîne trophique, qui se nourrit de poissons, de calmars et de petits requins (Compagno 2001, Joyce *et coll.* 2002). Il a peu de prédateurs autres que les humains mais peut être mangé par des orques et des grands requins blancs (Compagno 2001). Stevens *et coll.* (2000) préviennent que la disparition des grands prédateurs marins risque d'avoir un effet disproportionné et inattendu sur la dynamique des populations de poissons, notamment en provoquant un appauvrissement de certaines de leurs espèces proies. Pêches et Océans Canada (DFO 2006) n'a pas pu démontrer de rôle de *L. nasus* dans son écosystème en raison de la faible abondance des stocks.

4. Etat et tendances

4.1 Tendances de l'habitat

Les habitats critiques de *L. nasus* et les menaces qui pèsent sur ces habitats sont en grande partie inconnus bien que l'on ait identifié certaines frayères de l'Atlantique Nord. Des taux élevés de contaminants de l'écosystème (PCB, produits organochlorés et métaux lourds) bioaccumulés et bioamplifiés à des niveaux trophiques élevés sont associés à la stérilité chez les requins (Stevens *et coll.* 2005), mais leur impact sur *L. nasus* est inconnu. Les effets du changement climatique sur la température de l'Océan, le pH et la production de biomasse pourraient avoir des incidences sur les populations de *L. nasus*.

4.2 Taille de la population

C'est sur la base du nombre de femelles parvenues à la maturité sexuelle dans la population considérée, en particulier dans les stocks qui font l'objet d'une pêche intense et qui sont dominés par des immatures ou des mâles, que l'on peut le mieux déterminer la taille effective de la population [définie dans la résolution Conf. 9.24 (Rev. CoP15), annexe 5]⁶. Le seul stock pour lequel il existe des données sur la taille de la population est celui de l'Atlantique Nord-Ouest. Selon de récentes

⁶ Les lignes directrices de la FAO sur l'évaluation d'espèces aquatiques faisant l'objet de commerce en vue de leur inscription aux annexes CITES (FAO 2001) soulignent l'importance de cette considération

évaluations des stocks (DFO 2005a, Campana et Gibson 2008, Campana *et coll.* 2010 b, CICTA/CIEM, figure 16), la taille de la population totale de ce stock est estimée à 188 000 à 195 000 requins (22 à 27% de la population initiale avant le début des pêches; probablement 800 000 à 900 000 individus) mais à seulement 9000 à 13 000 femelles reproductrices (12 à 16% de leur abondance vierge et 83 à 103% de leur abondance en 2001). La taille des autres stocks est inconnue.

4.3 Structure de la population

Les études génétiques ont permis d'identifier deux populations isolées, l'une dans l'Atlantique Nord et l'autre dans les mers australes (Shivji 2010, Pade *et coll.* 2006). Il pourrait y avoir des stocks séparés dans l'Atlantique Nord-Est et l'Atlantique Nord-Ouest (il s'agissait autrefois des plus grands stocks mondiaux), probablement aussi dans la Méditerranée et dans l'Atlantique Sud-Est et l'Atlantique Sud-Ouest. Ces deux derniers s'étendent dans l'océan Indien Sud-Ouest et le Pacifique Sud-Est, respectivement, mais les limites du stock de l'hémisphère Sud ne sont pas claires et les autres stocks de l'Indopacifique n'ont pas été identifiés. Les études de marquage mettent en évidence des déplacements à longue distance au sein de chaque stock. Des requins-taupes communs marqués au large du Royaume-Uni, ont été recapturés au large de l'Espagne, du Danemark et de la Norvège et des requins marqués au large de l'Irlande ont voyagé jusqu'à la dorsale médio-atlantique et à proximité de Madère (nord-ouest de l'Afrique) (Saunders *et coll.* 2011). Un seul requin marqué a été recapturé après avoir traversé l'Atlantique (Campana *et coll.* 1999, Kohler *et coll.* 2002, Stevens 1990), mais de nouvelles études de télémétrie pourraient démontrer une plus grande connectivité entre les stocks de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'Atlantique Nord-Est (R Saunders pers. comm. 2012). Les spécimens de *L. nasus* marqués dans les eaux canadiennes se déplacent jusqu'en haute mer pour des périodes de temps inconnues (Campana et Gibson 2008), y compris vers les zones de mise bas de la mer des Sargasses (Campana *et coll.* 2010a). La structure des populations exploitées est extrêmement peu naturelle car on y trouve très peu de grandes femelles matures (3–5% de la capture uruguayenne) (Forselledo 2012). Il en résulte une capacité de reproduction extrêmement faible pour des stocks fortement exploités et décimés (par ex., Campana *et coll.* 2001).

4.4 Tendances de la population

Presque tous les indices de tendance de la population (déclins en pourcentage par rapport au niveau de référence, ou déclins récents) sont clairement sous le seuil indicatif d'une inscription, au moins à l'Annexe II, si ce n'est à l'Annexe I. Ces tendances sont résumées dans la figure 2 et dans les tableaux 1 et 3 présentés dans le contexte de l'annexe 5 de la résolution Conf. 9.24 (Rev. CoP15) et FAO (2001).

La durée d'une génération estimée pour *Lamna nasus* est d'au moins 18 ans dans l'Atlantique Nord et de 26 ans dans les mers australes (tableau 2). La période de trois générations sur laquelle baser l'évaluation des récents déclins est de 54 à 78 ans, soit une période plus longue que la période de référence pour la plupart des stocks. Dans la mesure du possible, il faut tenir compte des tendances concernant les femelles matures (taille effective de la population⁷). Les évaluations des stocks de *L. nasus* (ICCAT SCRS/ICES 2009) montrent généralement une corrélation entre la diminution des débarquements, le déclin des captures par unité d'effort (CPUE) et la réduction de la biomasse car la demande et les prix du marché ont toujours été élevés et récemment encore, il n'y avait pas ou très peu de gestion restrictive. Dans les pêcheries non gérées, lorsqu'il n'y a pas d'évaluation des stocks disponible, les CPUE, la taille moyenne et les débarquements sont utilisés comme indicateurs des tendances de la population pour cette espèce très recherchée pour sa valeur marchande, sans perdre de vue pour autant que d'autres facteurs peuvent également exercer une influence sur les possibilités de capture.

Dans la Liste rouge de l'UICN, *L. nasus* est considéré comme **Vulnérable** au niveau mondial, **En danger critique d'extinction** dans l'Atlantique Nord-Est et en Méditerranée (réductions passées, en cours et réductions futures estimées de la taille de la population supérieures à 90%), **En danger** dans l'Atlantique Nord-Ouest (réductions estimées supérieures à 70%, qui ont à présent cessé grâce à la gestion de l'espèce), et **Quasi menacé** dans les mers australes (Stevens *et coll.* 2005).

⁷ Les lignes directrices de la FAO sur l'évaluation d'espèces aquatiques faisant l'objet de commerce en vue de leur inscription aux annexes CITES (FAO 2001) soulignent l'importance de cette considération.

Les pêches passées sont résumées dans l'annexe 4. De tous temps, l'Atlantique Nord a été la principale source déclarée des captures mondiales, pour laquelle on dispose de données détaillées sur les tendances des pêches à long terme. Dans cette région, les débarquements présentent une tendance à un déclin marqué ces 60 à 70 dernières années (voir ci-dessous) dans une période d'effort de pêche croissant, de demande accrue du marché pour cette espèce à forte valeur marchande et d'amélioration des techniques de pêche. Dans l'Atlantique Nord, les captures déclarées (FAO-FIGIS FISHSTAT) durant la décennie écoulée ont atteint moins de 10% des captures des 50 années précédentes (ce qui n'est que partiellement dû à l'introduction récente de quotas de pêche restrictifs). Il y a moins de données sur les captures pour l'hémisphère Sud (les rapports à la FAO ont commencé dans les années 1990), mais certaines de ces données montrent aussi des tendances au déclin. Les chiffres de la FAO concernant les captures de *L. nasus* (figure 5) sont en général inférieurs à ceux d'autres sources (débarquements nationaux, statistiques du CIEM, etc.). La minimisation des notifications est largement répandue, et elle pratiquée "sans retenue" dans l'Atlantique Sud (SCRS CICTA/CIEM 2009). Les débarquements en provenance de la zone réglementée par l'Organisation des pêches de l'Atlantique du Nord-Ouest (OPANO) notifiés à cette organisation "ressemblent rarement à ceux notifiés à la CICTA... Le nombre de captures en 2005 et 2006 par pays autres que le Canada est sujet à caution et probablement minimisé" (Campana et Gibson 2008). Clarke et Harley (2010) indiquent que les captures ne sont pas déclarées à la Commission des pêches du Pacifique occidental et central (COPACO), y compris par certains des plus grands pays pêchant le requin.

4.4.1 Atlantique Nord et Méditerranée

L'annexe 4 décrit les pêches passées. Les pêches qui ciblent des stocks continentaux gravement appauvris dans les ZEE de l'Atlantique Nord-Est et de l'Atlantique Nord-Ouest font aujourd'hui l'objet de mesures de gestion rigoureuses. Les pêches à la palangre au thon et à l'espadon, en haute mer, exploitent aussi ces stocks (comme cible ou comme capture secondaire de valeur) dans les zones réglementées par l'OPANO, la CICTA et la Commission générale des pêches pour la Méditerranée (CGPM), où les captures de *L. nasus* sont essentiellement non réglementées, sauf interdiction de prélever les ailerons de requins.

Atlantique Nord-Est. L'évaluation des stocks selon le modèle de production structuré en fonction des âges dans l'Atlantique Nord-Est a estimé un déclin, par rapport au niveau de référence, de plus de 90%, jusqu'à 6% de la biomasse et 7% des effectifs [bien inférieur au rendement maximal durable (RMD)]. Un autre modèle de production excédentaire a estimé que la biomasse avait décliné de 15% à 39% par rapport au niveau de référence, et de plus de 50% par rapport au niveau de 1972, soit bien au-dessous du RMD (SCRS CICTA/CIEM 2009; figures 13 et 14.) Durant cette période, les débarquements totaux de l'Atlantique Nord-Est ont baissé jusqu'à 13% de leurs niveaux des années 1930 (figure 7), une diminution qui concorde avec le déclin de la biomasse du stock. Le CIEM 2012 n'actualise pas cette évaluation.

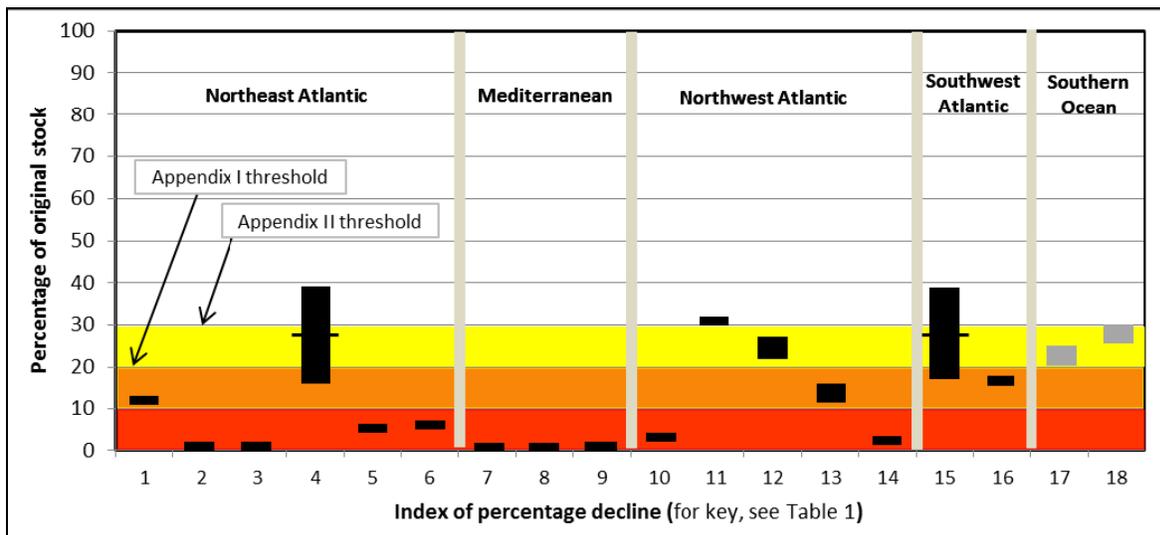


Figure 2. Tendances du déclin des stocks de requins-taupes communs *Lamna nasus* (d'après FAO 2010a & sources citées dans la section 4).

Les déclin des stocks par rapport au niveau de référence sont indiqués en noir, les déclin récents (≤ 3 générations, ou 50 ans) en gris. La moyenne et la fourchette sont indiquées, le cas échéant, pour les évaluations des stocks. Pour une espèce à faible productivité qui a connu un déclin jusqu'à 15 à 20% du niveau de référence (orange), on peut envisager l'inscription à l'Annexe I ou, si le déclin se situe entre 20 et 30% du niveau de référence (jaune), l'inscription à l'Annexe II [voir note de bas de page de l'annexe 5 de la résolution Conf. 9.24 (Rev. CoP15)].

Tableau 1. Indices de déclin en pourcentage (tendances enregistrées en % du niveau de référence) illustrés dans la Figure 2.

	indice	Tendance
Atlantique Nord-Est		
1	Tous débarquements	13%
2	Débarquements norvégiens	1%
3	Débarquements danois	1%
4	Biomasse (modèle de production excédentaire)	15-39%
5	Biomasse (modèle de production structuré selon les âges)	6%
6	Abondance des stocks (modèle de production structuré selon les âges)	7%
Méditerranée		
7	Toutes observations	1%
8	Captures dans la mer Ligurienne	1%
9	CPUE mer Ionienne	2%

Voir tableau 3 (Annexe) pour les sources des données du tableau 1.

	indice	Tendance
Atlantique Nord-Ouest		
10	Tous débarquements	4%
11	Biomasse du stock (modèle de production excédentaire)	32%
12	Abondance des stocks (modèle de production structuré selon les âges)	22-27%
13	Abondance de femelles matures (modèle de production structuré selon les âges)	12-16%
14	Biomasse des stocks (modèle bayésien de production excédentaire)	3%
Atlantique Sud-Ouest		
15	Biomasse des stocks (modèle de production excédentaire)	18-39%
16	Biomasse des stocks reproducteurs (modèle de production structuré selon les âges)	18%
Mers australes		
17	Débarquements récents de Nouvelle-Zélande (voir commentaires dans 4.2.2)	25%
18	CPUE récentes des palangriers néo-zélandais (voir commentaires dans 4.2.2)	30%
19	CPUE de captures accidentelles dans la pêche au thon rouge	Pas de tendance

Mer Méditerranée: *L. nasus* a pratiquement disparu des déclarations concernant la Méditerranée. Ferretti et coll. (2008) ont examiné les statistiques passées tirées des livres de bord des pêcheurs, indiquant des déclin des captures de thons supérieurs à 99,99% durant plusieurs séries chronologiques (135 à 56 ans). FAO-FIGIS Fishstat (2012) n'enregistrent que de très petits débarquements. Dans la partie septentrionale de la mer Tyrrhénienne et en mer Ligurienne, Serena et Vacchi (1997) n'ont fait état que de 15 spécimens de *L. nasus* en quelques dizaines d'années d'observation. Soldo et Jardas (2002) signalent neuf observations dans l'Adriatique Est au 20e siècle, et peu d'observations depuis (A. Soldo données non publiées). Quelques nouveau-nés et juvéniles de *L. nasus* ont été signalés dans les mers Ligurienne et Adriatique (Orsi Relini & Garibaldi 2002, Marconi & De Maddalena 2001). Lors d'études de la pêche à l'espadon à la palangre en Méditerranée occidentale, on n'a constaté aucune capture de *L. nasus* (De La Serna et coll. 2002). Quinze spécimens seulement ont été capturés durant les recherches entreprises en 1998–1999 sur les grandes pêches d'espèces pélagiques (essentiellement avec des filets dérivants) dans la partie méridionale de l'Adriatique et en mer Ionienne (Megalofonou *et coll.* 2000). Des requins mâles solitaires ont été signalés dans l'Adriatique en 2010 et 2011 (Scacco et coll. 2012).

Atlantique Nord-Ouest. On dispose d'évaluations détaillées des stocks et de projections sur le rétablissement (DFO 2005a & b; Gibson & Campana 2005; Campana & Gibson 2008; SCRS CICTA/CIEM 2009; Campana et coll. 2010b). On estime que la biomasse du stock reproducteur (BSR) est actuellement à 22–27% du niveau de référence de 1961, lorsque la pêche a commencé (voir annexe 4). La taille moyenne des requins et les taux de capture ont

été les plus bas en 1999 et 2000; les taux de capture de requins matures en 2000 étaient à 10% des taux de 1992; la biomasse était estimée à 11–17% de la biomasse vierge, et la mortalité par pêche pour les classes d'âge entièrement recrutées à 0,26 (DFO 2001a). Les effectifs totaux de la population sont restés relativement stables depuis que les quotas ont été réduits en 2002 (voir section 8), mais il se peut que les femelles reproductrices aient continué de décliner légèrement. Le SCRS de la CICTA et le CIEM (2009) estiment que la biomasse du stock reproducteur (BSR) est aujourd'hui comprise entre 95 et 103% de sa taille de 2001 et que le nombre de femelles parvenues à maturité sexuelle est compris entre 83% et 103% de ce qu'il était en 2001 (figure 16), ou entre 12 et 16 % par rapport au niveau de référence. Le nombre estimé de femelles matures en 2009 est de l'ordre de 11 000 à 14 000, soit 12% à 16% des niveaux de 1961 et 6% tout juste de la population totale (ICCAT SCRS/ICES 2009; Campana *et coll.* 2010b). Un modèle bayésien de production excédentaire est plus pessimiste, estimant que la population de 2004 se trouve tout juste à 3% de la biomasse de 1961 (Babcock & Cortes 2010).

Les modèles d'évaluation des stocks ont déterminé que le rétablissement est possible mais Campana *et coll.* (2010b) préviennent que la trajectoire de croissance est extrêmement faible et sensible à la mortalité anthropique. Une mortalité anthropique d'environ 2 à 4% de la biomasse vulnérable – 4500 à 4800 t – (équivalent à la capture du quota de 2005 qui s'élevait à 185-192 t) devrait permettre le rétablissement de 20% de la biomasse vierge ($SSN_{20\%}$) en 10 à 30 ans. Un rétablissement permettant d'atteindre le rendement maximal durable (SSN_{md}) prendra nettement plus de temps: entre 2030 et 2060 sans mortalité anthropique, mais pas avant le 22e siècle (ou plus tard encore) avec un taux de dommage accidentel de 4%. Avec un taux de dommage accidentel de 7% de la biomasse vulnérable, correspondant à une capture de 315 t seulement, la population ne se rétablira pas jusqu'au rendement maximal durable (SSN_{md}) (figure 17), mais Campana & Gibson (2008) préviennent que les pêches en haute mer (voir plus bas) qui exploitent ce stock mettent en péril le plan de rétablissement et de gestion des pêches du Canada – à ce taux d'exploitation, la population s'effondrerait.

Les captures de *L. nasus* en haute mer, dans l'Atlantique Nord, par des palangriers de Taiwan, province de Chine, de République de Corée et du Japon pêchant le thon sont en grande partie inconnues (ICES 2005). La plupart des captures sont notifiées comme déchargées ou débarquées dans des ports proches des lieux de pêche. Les stocks et les captures "font actuellement l'objet d'une étude" (Administration des pêches, Japon 2004). Les estimations, pour les captures du Japon en haute mer dans l'Atlantique Nord qui sont essentiellement non déclarées, vont de 15 t à 280 t par an entre 2000 et 2002 (DFO 2005b), ou ~200 t en 2000 et 2001 (Campana & Gibson 2008). En outre, Campana *et coll.* (2011) estiment qu'environ 30 t/an de *L. nasus* meurent après avoir été rejetés par les seules pêches commerciales canadiennes. L'évaluation des stocks indique que ces niveaux de débarquements combinés pour l'Atlantique Nord empêcheront le rétablissement des stocks.

4.4.2 Hémisphère Sud

La dernière étude des données sur les tendances pour *L. nasus* indique que les populations de l'hémisphère Sud, précédemment proposées pour inscription au titre du critère de l'annexe 2b A ("ressemblance"), mériteraient en réalité d'être inscrites au titre du critère de l'annexe 2a B. Ces dernières années, les données FAO-FIGIS FISHSTAT se sont améliorées; les données sur les captures dans l'hémisphère Sud sont disponibles pour plusieurs pays depuis le milieu des années 1990 (figure 21), mais certains des principaux pays pêchant le requin continuent de ne pas déclarer de captures (Clarke & Harley 2010). Les données disponibles montrent une tendance au déclin, avec les captures de la Nouvelle-Zélande dominant, suivies de celles de l'Espagne (avant l'adoption du quota zéro de l'UE pour *L. nasus*) et de l'Uruguay (FAO-FIGIS FISHSTAT). Les données de captures déclarées à la CICTA (voir figure 12) illustrent la difficulté d'interpréter ces données lorsque les pêches se déplacent entre différentes zones de pêche.

Des données d'observation et les carnets de bord de la flottille de palangriers uruguayenne pêchant le thon et l'espadon présentent des CPUE de *L. nasus* en déclin entre 1982 et 2008 (Pons et Domingo 2010). Ces données, entre autres, ont été utilisées pour évaluer l'état du stock de l'Atlantique Sud-Ouest. L'évaluation a révélé un déclin de 82% de la biomasse (BSR) depuis 1961 et de 60% depuis 1982, la BSR ayant été ramenée à un niveau nettement inférieur au rendement maximal durable (B_{md}) (figure 20, ICCAT SCRS/ICES

2009), ce qui reflète le déclin des CPUE. Ce stock s'étend probablement jusqu'au Pacifique Sud-Est. Il n'y a pas de statistiques disponibles pour évaluer le stock de l'Atlantique Sud-Est/océan Indien Sud-Ouest. La COPACO et d'autres ORGP de l'Indopacifique n'ont pas encore fait d'études sur l'état du stock de *L. nasus* (Clarke et Harley 2010).

Les captures et les efforts de pêche notifiés par la Nouvelle-Zélande sont illustrés dans la figure 18. Les estimations de captures accidentelles de *L. nasus* dans la pêche à la palangre au thon ne sont pas disponibles pour toutes les années et sont imprécises parce qu'il y a peu de couverture par des observateurs. Le poids total de *L. nasus* déclaré par la Nouvelle-Zélande a accusé un déclin de 86% depuis 1998–1999, tombé à 41 t en 2007-2008. Ce déclin a été le plus rapide pendant une période de quatre ans où l'effort national de pêche au thon à la palangre a connu une accélération rapide, mais il s'est stabilisé depuis que l'effort de pêche est retombé ces quatre dernières années. Les captures par unité d'effort (CPUE) non normalisées, enregistrées par les observateurs de 1992–1993 à 2005–2006 (figure 19) varient considérablement, mais les valeurs correspondant aux années les plus récentes sont extrêmement faibles. Il se peut que cette tendance ne reflète pas l'abondance du stock compte tenu de la faible couverture par des observateurs et d'autres sources potentielles de variation (par ex., navire, équipement, localisation et saison), mais ces données ont été utilisées pour estimer que le stock n'est probablement pas (<40%) au RMD ou au-dessus (MFSC 2011). Les organismes de gestion et de recherche concernant les requins d'Australie et de Nouvelle-Zélande rassemblent des données sur l'état et les captures de requins-taupes communs dans les eaux australasiennes et, en temps et lieu, pourraient collaborer avec le Secrétariat de la Communauté du Pacifique en vue d'élaborer une évaluation des stocks de requins-taupes communs (Clarke & Harley 2010, Barry Bruce pers. comm.).

Après le requin bleu, le requin-taube commun est l'un des requins les plus communément capturés par les palangriers japonais qui ciblent le thon rouge du Sud (Matsunaga 2009). La majeure partie de la capture serait rejetée ou débarquée dans des ports situés près des zones de pêche (Administration des pêches, Japon 2004), mais n'apparaît pas dans les bases de données de la FAO ou de la plupart des ORGP. Matsumoto (2005) signale, de 1989 à 1995, une augmentation des captures à partir de niveaux très bas, suivie par un déclin des débarquements annuels jusqu'à environ 40% des niveaux d'origine entre 1997 et 2003. Les CPUE normalisées déclarées ont varié entre 1992 et 2002 mais les tendances récentes des stocks sont considérées stables (Matsunaga et Nakano 2002). Matsunaga (2009) ne signale aucune tendance de capture pour *L. nasus* dans la même pêcherie, entre 1992 et 2007, mais ces données sont difficiles à interpréter. Différentes captures concernant 'tous les requins' ont été déclarées au Comité pour les animaux de la CITES et à la FAO en 2011 et 2012⁸ et la fiabilité des données de captures japonaises a été remise en cause par la CCTRS⁹.

4.5 Tendances géographiques

Cette espèce semble devenue rare aujourd'hui, si ce n'est absente, dans des zones de la Méditerranée où elle était auparavant fréquemment signalée (Ferretti *et coll.* 2008, Stevens *et coll.* 2006 - voir section 4.4.1).

5. Menaces

A l'échelon mondial, les principales menaces pour *L. nasus* sont la surexploitation dans les pêches ciblées qui ont décimé les plus grands stocks du monde dans l'Atlantique Nord, il y a plus de 50 ans (figure 5, annexe 4), et la capture secondaire ou capture accidentelle dans les pêches à la palangre. Les débarquements mondiaux récents déclarés de *L. nasus* ont diminué pour passer de 1719 t en 1999 à 746 t en 2009 et 252 t en 2010. En 2009 et 2010, les captures les plus élevées étaient celles de la France (305 t, 9 t), de l'Espagne (239 t, 70 t), du Canada (63 t, 83 t) et de la Nouvelle-Zélande (63 t, 56 t) (FAO FISHSTAT 2012), mais CICTA/CIEM (2009) notent que les débarquements déclarés "sous-estiment grossièrement les débarquements réels" et FISHSTAT n'a pas enregistré de données pour *L. nasus* du Japon, de Taiwan, province de Chine ou de la République de Corée. Depuis, un quota zéro a été fixé dans les eaux de l'UE, pour toutes les flottilles de l'UE et dans la région de la Commission des pêches de

⁸ Les captures totales de requins déclarées à la FAO montrent une tendance à la baisse de 2003 à 2008 avec une capture d'environ 18 000 t en 2008 tandis que les données fournies au Comité pour les animaux de la CITES montrent une tendance à l'augmentation dans la même période, avec une capture de 37 400 t en 2008.

⁹ La Commission pour la conservation du thon rouge du Sud, une organisation régionale de gestion des pêches.

l'Atlantique Nord-Est (NEAFC). Les pêcheries des Etats-Unis et du Canada sont soumises à un quota de gestion strict. Cependant, d'autres pêcheries sont aussi en déclin, en l'absence de gestion restrictive [par ex., dans l'hémisphère Sud (figure 21)]. Cette espèce est particulièrement vulnérable à la pêche parce qu'en l'absence de mesures de gestion, les adultes et les juvéniles de toutes les classes d'âge sont ciblés (MFSC 2011, Francis *et coll.* 2007). En outre, compte tenu de ses caractéristiques biologiques, le requin-taube commun des mers australes est beaucoup plus vulnérable à la surpêche que les stocks appauvris de l'Atlantique Nord.

5.1 Pêche ciblée

La pêche ciblée intensive pour la viande de *L. nasus* qui a une valeur marchande élevée est la principale cause des déclin de la population au 20^e siècle (voir annexe 4). Le CIEM (2005) note: "*Les pêches ciblées [dans l'Atlantique Nord-Est] de requins-taupes communs ont cessé vers la fin des années 1970 en raison de très faibles taux de captures. Il y a eu depuis quelques petites pêches sporadiques. La valeur élevée de cette espèce sur les marchés signifie que si l'abondance augmentait, une pêche ciblée se développerait à nouveau.*" Il y a encore une pêche ciblée active au Canada pour la viande de *L. nasus*. La réunion, en 2009, du SCRS de la CICTA et du CIEM sur l'évaluation des stocks a recommandé que les pêches en haute mer ne ciblent pas le requin-taube commun mais il n'y a pas de gestion des quotas pour les captures en haute mer, sauf lorsqu'elles sont couvertes par les règlements des flottilles (par ex., Parties à la NEAFC, Union européenne et quotas canadiens). En Irlande et au Royaume-Uni, *L. nasus* était une espèce cible importante pour la pêche sportive. Les pêches récréatives du Canada, des Etats-Unis et de la Nouvelle-Zélande sont très réduites.

5.2 Pêche accidentelle

L. nasus est une cible secondaire recherchée dans de nombreuses pêches, en particulier la pêche à la palangre au thon et à l'espadon (Buencuerpo *et coll.* 1998), mais aussi aux filets maillants, aux filets dérivants, au chalut et à la ligne. Ces captures sont souvent déclarées de façon inadéquate ou ne sont pas déclarées du tout. Vu la grande valeur de la viande de *L. nasus*, toute la carcasse est habituellement conservée et utilisée à moins que sur les navires ciblant le thon, l'espadon, le voilier et le marlin en haute mer l'espace de stockage ne soit limité; dans ce cas, seuls les ailerons sont conservés s'il n'est pas interdit de les prélever. Environ 60% des requins capturés accidentellement par les palangriers néo-zélandais sont vivants lorsqu'ils sont sortis de l'eau et environ 80% de la capture est transformée. On estime à 50% la survie des requins non transformés et remis à l'eau (Campana *et coll.* 2011). D'après le CIEM (2005): "Ces dernières années, l'effort de pêche des palangriers pêchant le thon rouge (navires du Japon, de la République de Corée et de Taiwan, province de Chine) dans l'Atlantique Nord-Est s'est accru. Ces navires peuvent prendre des requins-taupes communs comme captures accidentelles. Il est très probable que ce type de pêche soit très efficace pour capturer des quantités considérables de cette espèce". Cela a été confirmé par Campana et Gibson (2008). CICTA/CIEM (2009) avertit qu'un effort de pêche accru en haute mer pourrait compromettre les actions engagées en faveur du redressement du stock.

L'effort de pêche est important dans les mers australes et plusieurs flottilles capturent *L. nasus* dans le cadre de leurs activités de pêche mais les déclarations de captures à la FAO ne commencent qu'en 1994 et sont relativement faibles à l'exception de celles de la Nouvelle-Zélande, de l'Espagne et de l'Uruguay. Les captures de *L. nasus* par les pêcheurs japonais actifs dans les pêches des mers australes sont essentiellement non déclarées mais doivent être importantes: le requin-taube commun était la deuxième espèce de requin la plus abondante après le requin bleu et, dans les relevés de captures de requins faits par des observateurs dans les pêches japonaises au thon fonctionnant en vertu d'un accord d'accès dans les eaux australiennes, 5,5% concernaient le requin-taube commun (Stevens et Wayte 2008).

Avant la mise en place du quota zéro de l'UE, les navires espagnols pêchant l'espadon à la palangre avaient l'habitude de conserver les captures de *L. nasus* et l'Uruguay ainsi que d'autres pays (certains d'entre eux ne faisant pas rapport à la FAO) en capturent des quantités importantes dans leurs pêches au thon et à l'espadon à la palangre, dans les eaux internationales, au large du littoral atlantique de l'Amérique du Sud (Domingo 2000, Domingo *et coll.* 2001, Hazin *et coll.* 2008, Forselledo 2012).

Il y a des captures secondaires importantes mais pratiquement non déclarées de *L. nasus* dans la pêche à la palangre et au chalut pour la légine australe et le poisson des glaces antarctique autour des îles Heard et MacDonald ainsi que dans l'océan Indien austral (van Wijk & Williams 2003, Compagno 2001), et déclarées dans les pêcheries à la palangre chiliennes, artisanales et industrielles, ciblant l'espadon, entre 26° et 36°S (E. Acuña données non publiées; Acuña *et coll.* 2002). Hernandez *et coll.* (2008) ont conclu que 1,7% de tous les ailerons vérifiés dans le commerce d'ailerons de requins du centre-nord

chilien appartenait à *L. nasus* et que 98% des ailerons étiquetés 'Tintorera' (50 spécimens) appartenait en réalité à *L. nasus* (c.-à-d. qu'ils étaient correctement identifiés par les commerçants). Les prises globales de *L. nasus* par l'Argentine s'élevaient à 30,1 t, 17,7 t, 19,8 t et 69,7 t entre 2003 et 2006 (INIDEP 2009) (ces données n'apparaissent pas dans FAO FISHSTAT), mais les captures de *L. nasus* par les flottilles argentines sont probablement aujourd'hui limitées aux captures accidentelles de trois navires pêchant la légine australe. En outre, compte tenu des mesures strictes en vigueur pour protéger les requins dans les eaux de l'Argentine (les requins vivants dont la taille est supérieure à 1,5 m doivent être relâchés en cas de capture), les captures sont probablement minimales. Il y a des observateurs sur tous les navires argentins et un rapport d'observation pour les requins (y compris *L. nasus*) devrait être publié en 2012 (Ramiro Sanchez, pers. comm.).

6. Utilisation et commerce

Récemment encore, le manque de données propres à chaque espèce sur le commerce et les débarquements rendait impossible l'évaluation de la proportion des captures mondiales qui répondent à la demande nationale et pénètrent sur le marché international bien que la grande valeur commerciale de l'espèce ait été documentée dans le cadre d'études des marchés (Fleming & Papageorgiou 1997, Rose 1996, TRAFFIC non publié). Les conclusions des études indiquent que la demande de viande et d'ailerons de *L. nasus* frais, congelés ou transformés est suffisamment élevée pour justifier l'existence d'un marché international mais on trouve aussi d'autres produits comme la viande séchée-salée pour la consommation humaine, l'huile et la farine de poisson (Compagno 2001). L'ampleur de la consommation nationale par rapport aux exportations des Etats de l'aire de répartition peut varier considérablement en fonction de la demande locale. Par exemple, le marché de l'UE pour les produits de requins-taupes communs est bien documenté tandis que d'autres Etats, où la consommation nationale de produits de la mer est inférieure, comme l'Uruguay, sont susceptibles d'exporter leurs débarquements de requins-taupes communs mélangés à du requin mako, autre viande de requin de grande valeur (Andres Domingo pers. comm.). Depuis que l'UE a instauré de nouveaux codes spécifiques aux espèces, en 2010, une partie des données sur le commerce international pour cette espèce est disponible (cependant, uniquement pour le commerce concernant l'UE).

6.1 Utilisation au plan national

L. nasus a toujours fait partie des espèces de poissons marins ayant la plus grande valeur marchande (par poids) débarquées en Europe, semblable en cela à l'espadon sous le nom duquel il est souvent commercialisé (Gauld 1989; Vas et Thorpe 1998; TRAFFIC non publié; Vannuccini 1999). Dans certains Etats de l'aire de répartition, on utilise aussi le requin-taupe commun au plan national pour l'huile de foie, le cartilage et la peau (Vannuccini 1999), cependant, aucune utilisation nationale importante des parties et produits de *L. nasus* n'est relevée, peut-être, en partie, parce qu'il n'y a pas toujours de notification au niveau de l'espèce et en partie, parce que les quantités débarquées sont maintenant très limitées, particulièrement en comparaison avec d'autres espèces de requins.

Les pêcheurs sportifs capturent le requin-taupe commun aux Etats-Unis, en Nouvelle-Zélande et dans certains Etats membres de l'Union européenne. Les captures peuvent être conservées pour la viande et/ou les trophées, ou encore marquées et relâchées (par ex., dans l'UE). Les captures de la Nouvelle-Zélande sont probablement négligeables car *L. nasus* est généralement présent dans la zone externe du plateau continental ou au-delà (MFSC 2011).

6.2 Commerce légal

Tout le commerce international des produits de *L. nasus* est non réglementé et légal, à moins qu'il n'implique les Etats qui ont interdit la possession et/ou le commerce de produits de requins. Il n'y a pas de données quantitatives passées sur le commerce parce qu'avant 2010, tout le commerce mondial des produits de *L. nasus* était déclaré sous les codes de marchandises douaniers généraux pour les espèces de requins qui ne pouvaient donc pas être différenciées les unes des autres. En 2010, l'UE a introduit de nouveaux codes douaniers propres à chaque espèce pour les produits frais et congelés de *L. nasus* (à l'exclusion des ailerons de requins) et a modifié, en conséquence, les codes précédents couvrant la plupart des espèces de requins (tableau 4). D'autres pays/territoires n'ont toujours pas adopté de codes propres au commerce de cette espèce qui continue d'être déclarée sous les codes de marchandises généraux pour les requins, ce qui empêche une analyse.

Dans l'Union européenne (UE), le marché des produits de *L. nasus* est considérable. Les Etats membres de l'UE étaient responsables de 60 à 75% des déclarations mondiales de captures de *L. nasus* à la FAO en 2006 et 2007, avant l'établissement d'un Total autorisé de capture (TAC - qui a été réduit à zéro dans

les eaux de l'UE et pour les flottilles de l'UE en 2010). La demande du marché de l'UE doit donc aujourd'hui être satisfaite par des importations. Les importations et les exportations de *L. nasus* de l'UE en 2010 et 2011, déclarées dans EUROSTAT, sont résumées dans les tableaux 5 et 6 (à l'exclusion du commerce interne à l'UE). Les Etats de l'aire de répartition suivants (sauf autres pays de l'UE) étaient les principaux pourvoyeurs de viande fraîche et congelée de *L. nasus* de l'UE en 2010 et 2011 [l'importateur de l'UE figure entre parenthèses: Afrique du Sud (Italie), Japon (Espagne), Maroc (Espagne), Norvège (Allemagne et Danemark), îles Féroé (Danemark) et Nouvelle-Zélande (Bulgarie)]. Un total de 50 500 kg de viande de *L. nasus*, pour une valeur de 128 425 EUR, a été importé durant ces deux années.

Les navires de pêche de l'Afrique du Sud ne ciblent pas *L. nasus* et celui-ci n'est capturé qu'occasionnellement dans les pêches pélagiques sud-africaines à la palangre. En conséquence, il est probable que les grandes quantités importées d'Afrique du Sud dans l'UE proviennent de navires battant pavillons étrangers qui pêchent en dehors de la ZEE de l'Afrique du Sud et débarquent dans les ports sud-africains, y compris des navires du Japon, de la République de Corée et de Taiwan, province de Chine, ciblant le thon et les espèces semblables au thon (Source: TRAFFIC Afrique de l'Est et australe, 2011). Au moment de la rédaction du présent rapport, aucune de ces entités de pêche ne déclarait régulièrement de captures de *L. nasus* à la FAO ou à des ORGP. Deux Etats ne faisant pas partie de l'aire de répartition (jusqu'à des acteurs inconnus sur le marché de l'espèce) ont également déclaré des exportations vers l'UE en 2010 et 2011: le Sénégal et le Suriname. Toutefois, déterminer l'origine de la viande dans le commerce est un chemin semé d'embûches (comme indiqué pour l'Afrique du Sud).

Les prix moyens des importations allaient de 1,26 EUR/kg seulement pour la viande importée du Japon à 3,64 EUR/kg pour la viande importée des îles Féroé. Ce sont des chiffres considérablement plus bas que les prix signalés les années précédentes pour *L. nasus* débarqué dans les ports d'Europe ainsi que pour la viande (vitello di mare) en vente, à 12,80 EUR/kg, au marché aux poissons de Venise, Italie, en novembre 2010 (pers. comm. Mats Forslund, WWF-SE).

L'UE a également déclaré des exportations importantes de *L. nasus*, pour un total de 141 300 kg en 2010 et 2011. Il se peut qu'il s'agisse d'exportations de captures débarquées et congelées en 2009, avant l'instauration du quota zéro, ou de réexportations. Le Maroc était de loin la principale destination de *L. nasus* exporté de l'UE, suivi de l'Afghanistan. Toutefois, le prix de *L. nasus* exporté vers le Maroc était très bas (en moyenne 0,70 EUR/kg) par comparaison avec le prix de 17,81 EUR/kg pour *L. nasus* exporté vers la Chine et 2-4 EUR/kg pour *L. nasus* exporté vers Ceuta (Territoire espagnol en Afrique du Nord), Andorre, l'Afghanistan, la Suisse et la Turquie. L'Espagne était le pays d'origine de toutes les exportations sauf dans le cas des exportations vers la Suisse où le pays d'origine était le Danemark. Des études antérieures ont montré que le Canada exporte de la viande de *L. nasus* vers les Etats-Unis et l'UE, le Japon vers l'UE, les Etats membres de l'UE vers les Etats-Unis où *L. nasus* est surtout consommé dans les restaurants (Vannuccini 1999, S. Campana *in litt.* to IUCN Shark Specialist Group 2006) et que le Japon importe aussi de la viande de *L. nasus* (Sonu 1998). Les nouvelles données sur le commerce de l'UE confirment des exportations du Japon vers l'UE, mais il n'y a pas de déclarations d'importation de l'UE pour *L. nasus* depuis le Canada, ni d'exportations (ou réexportations) de l'UE vers les Etats-Unis, comme on pouvait le voir dans les études précédentes.

EUROSTAT enregistre également un commerce intra-UE – expédition (équivalant à des exportations à l'intérieur de l'UE) et réception (équivalant à des importations). Bien que le volume total de marchandises spécifiques soit difficile à estimer compte tenu du mouvement des marchandises entre les Etats membres de l'UE et des différentes sources/méthodes utilisées pour déclarer ce commerce, les données du commerce intra-UE peuvent fournir une indication sur les principaux Etats membres participant au commerce. En 2010 et 2011, l'Espagne (~58%) et l'Italie (~32%) étaient les principales destinations pour le commerce des produits de *L. nasus* (frais et congelés) au sein de l'UE et l'Espagne (~80%) et le Portugal (~15%) étaient les principaux fournisseurs de produits commercialisés au sein de l'UE.

6.3 Parties et produits commercialisés

Viande: C'est un produit qui peut avoir une forte valeur marchande, l'une des viandes les plus savoureuses et les plus recherchées parmi celles des différentes espèces de requins; la viande de *L. nasus* est vendue fraîche et congelée (voir points 6.1 et 6.2).

Ailerons: Le requin-taube commun apparaît sur une liste des espèces préférées pour leurs ailerons en Indonésie (Vannuccini 1999), mais McCoy & Ishihara (1999, citant Fong & Anderson 1998) indiquent que la valeur est relativement basse. La grande taille des ailerons de *L. nasus* donne toutefois à ceux-ci une assez forte valeur marchande. Les ailerons de *L. nasus* ont été identifiés dans le commerce d'ailerons à

Hong Kong, et c'est l'une des six espèces fréquemment utilisées sur le marché mondial des ailerons (Shivji *et coll.* 2002)]. Les commerçants d'ailerons chiliens reconnaissent facilement les ailerons frais au niveau de l'espèce (Hernandez *et coll.* 2008). La Nouvelle-Zélande a institué pour *L. nasus* des facteurs de conversion pour l'aileron frais (45) et l'aileron séché (108) (équivalents à un ratio-poids de 2,2% et 0,9% respectivement) permettant de surveiller les quotas et de déterminer la taille des captures antérieures en augmentant proportionnellement le volume des débarquements notifiés (Ministry of Fisheries, 2005). Pour les pêches canadiennes, le ratio-poids de l'aileron frais est de 1,8-2,8% (Steve Campana, pers. com., DFO).

Autres parties et produits: La peau du requin-taube sert à faire du cuir et l'on extrait l'huile du foie (Vannuccini 1999, Fischer *et coll.* 1987) mais il n'existe pas de statistiques sur le commerce de ces produits. Le cartilage est probablement traité lui aussi et commercialisé. D'autres parties du requin sont utilisées pour la production de farine de poisson, mais comme la viande de l'espèce a une forte valeur marchande, la farine de poisson n'est sans doute pas un produit important issu de la pêche de *L. nasus* (Vannuccini 1999). Il existe une utilisation limitée des mâchoires et des dents comme objets de curiosité.

6.4 Commerce illégal

Aucune législation spécifique à l'espèce n'a été adoptée par les Etats de l'aire de répartition ou les Etats faisant commerce pour réglementer le commerce national ou international de *L. nasus*. En l'absence d'un suivi et d'une réglementation du commerce au niveau de l'espèce, les importantes mesures de gestion des pêches prises au niveau national pour permettre aux populations de se rétablir, sont susceptibles de violations/infractions. Un nombre croissant d'Etats interdisent tout commerce de produits de requins ou simplement le commerce des ailerons de requins – aucun d'entre eux n'est un Etat de l'aire de répartition de *L. nasus* (Anon. 2012).

6.5 Effets réels ou potentiels du commerce

La pêche non durable de *L. nasus* s'explique par la forte valeur marchande de la viande de l'espèce sur les marchés nationaux et internationaux. Le commerce a donc été le moteur de l'appauvrissement en série des populations dans l'Atlantique Nord (voir annexe 4) et, avec la fermeture des principales pêcheries septentrionales, menace aujourd'hui des populations jusqu'à présent peu exploitées de l'hémisphère Sud. Le sort de ces populations est particulièrement préoccupant car elles sont intrinsèquement encore plus vulnérables à la surpêche que les stocks appauvris de l'hémisphère Nord.

7. Instruments juridiques

7.1 Au plan national

Il est interdit de capturer et de débarquer *L. nasus* en Suède depuis 2004. En 2007, la Norvège a adopté l'avis du CIEM et a interdit toutes les pêches directes de *L. nasus*. De 2007 à 2011, les spécimens capturés accidentellement devaient être débarqués et vendus. A partir de 2011, les spécimens vivants doivent être relâchés tandis que les spécimens morts peuvent (et non doivent) être débarqués et vendus. En plus du poids, les rapports doivent indiquer le nombre de spécimens débarqués. Depuis 2011, les règlements s'appliquent aussi à la pêche sportive. L'Argentine exige que les grands requins capturés vivants de façon accidentelle soient relâchés vivants. En 2004, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada a désigné *L. nasus* comme espèce en danger (COSEPAC, 2004). Le Gouvernement canadien a décidé de ne pas inscrire *L. nasus* sur la liste des espèces relevant de la loi canadienne sur les espèces en péril au motif que des mesures de rétablissement sont en cours d'application.

De nombreux Etats de l'aire de répartition ont instauré des interdictions de prélèvement des ailerons de tous les requins dans leurs eaux. Quelques Etats de l'aire de répartition ont mis en place des règlements des pêches juridiquement contraignants pour *L. nasus*. Ainsi, depuis 2010, les règlements de l'UE interdisent la pêche de *L. nasus* dans les eaux de l'UE et les navires de l'UE ne sont pas autorisés à pêcher *L. nasus* dans les eaux internationales ni à le conserver à bord, le transborder ou le débarquer (Règlement de l'UE 43/2012 et Règlement du Conseil 44/2012). Les mesures de gestion des pêches sont décrites au paragraphe 8.1.

7.2 Au plan international

La 'famille Isurida' (aujourd'hui Lamnidae, comprenant *L. nasus*) est inscrite à l'annexe 1 (Grands migrateurs) de la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer mais aucune espèce de requins

océaniques inscrites n'est gérée par l'Accord des Nations Unies sur les stocks de poissons chevauchants et grands migrateurs (en vigueur depuis 2001).

L. nasus est inscrit à l'Annexe II de la Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage (CMS) et à l'annexe du Mémoire d'entente sur la conservation des requins migrateurs (les signataires se réuniront en septembre 2012). *L. nasus* a été transféré à l'Annexe II (Liste des espèces en danger ou menacées) du Protocole de la Convention de Barcelone relatif aux aires spécialement protégées et à la diversité biologique en Méditerranée (ASP/DB). Les Parties ont l'obligation de protéger et d'aider au rétablissement de ces espèces. En mai 2012, la CGPM a interdit de conserver à bord, transborder, débarquer, transférer, stocker, vendre ou proposer à la vente toutes les espèces de requins inscrites à l'Annexe II de ce protocole. La population méditerranéenne est également inscrite à l'Annexe III de la Convention de Berne (Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe) comme une espèce dont l'exploitation doit être réglementée pour maintenir l'existence de ses populations hors de danger. *L. nasus* est inscrit à l'Annexe V de la Liste d'espèces et d'habitats menacés et/ou en déclin de la Convention OSPAR pour la protection de l'environnement marin de l'Atlantique du Nord-Est.

8. Gestion de l'espèce

8.1 Mesures de gestion des pêches

Le Plan d'action international pour la conservation et la gestion des requins (PAI-requins) invite instamment tous les Etats qui pêchent les requins à mettre en œuvre des plans de conservation et de gestion, mais il est volontaire. En 2012, 47 pays seulement (33% des 143 pays qui déclarent des captures à la FAO) avaient adopté un Plan d'action national (PAN). Trente d'entre eux ont déclaré, chacun, à la FAO, moins de 1% des captures mondiales de requins depuis 2000. Au moins 1% des captures mondiales de requins notifiées à la FAO, soit au total 84% des captures mises ensemble, est imputable à 26 pays et entités pêchant le requin. Neuf des 26 (35%) n'ont pas encore adopté de PAN. Quatre des principales nations pêchant le requin dans le monde n'ont pas encore pris de mesures pour appliquer le PAI-requins (Fischer *et coll.* 2012). Les Etats de l'aire de répartition de *L. nasus* et/ou les Etats pratiquant la pêche ayant des plans pour les requins comprennent les pays et entités suivants: Argentine, Australie, Canada, Espagne, Etats-Unis d'Amérique, Japon, Nouvelle-Zélande, Taiwan, province de Chine, Union européenne et Uruguay. *L. nasus* est inscrit en tant qu'espèce à "Haute priorité" dans le Plan d'action pour les requins de l'Uruguay.

Beaucoup d'ORGP ont interdit le prélèvement d'ailerons de requins. Certaines ont adopté des résolutions pour soutenir l'amélioration de l'enregistrement ou de la gestion des requins pélagiques capturés accidentellement dans les pêches qu'elles gèrent et/ou ont interdit de conserver à bord des espèces menacées mais n'ont pas encore adopté de limites de captures scientifiquement fondées. Depuis 2007, la CICTA demande à ses Parties, de réduire la mortalité de *L. nasus* dans les pêches ciblées de l'Atlantique lorsqu'il n'y a pas d'évaluation des stocks revue par des pairs, mais il n'y a pas de suivi du respect de cette obligation. En 2008, le Conseil scientifique de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) a été prévenu que la surpêche en haute mer dans la région réglementée par l'OPANO mettait en péril la gestion de *L. nasus* par le Canada et entraînerait un effondrement de la population (Campana & Gibson 2008), mais les Parties ont décidé que la gestion des requins incombait à la CICTA. Bien qu'une évaluation des stocks ait été préparée en 2009, ni la CICTA ni l'OPANO n'ont adopté de projet d'introduction de limites de captures ou d'interdiction de conserver à bord des individus *L. nasus* capturés en haute mer. Une évaluation des risques écologiques par la CICTA (ICES SCRS/2012/079) a établi que *L. nasus* était l'espèce pélagique la plus vulnérable (suivie par le requin-taube bleu, le requin-renard, le requin bleu et l'espadon). Les Parties à la Commission des pêches de l'Atlantique Nord-Est (CPANE), qui couvre les pêches qui ne sont pas du ressort de la CICTA, ont décidé depuis 2010 de ne pas cibler *L. nasus* et de libérer les captures accidentelles vivantes.

La gestion des stocks méridionaux de *L. nasus* exigera une coordination étroite entre plusieurs ORGP dans l'Atlantique, le Pacifique et l'océan Indien et la Commission pour la conservation de la faune et de la flore marines de l'Antarctique (CCAMLR). La CCAMLR (2006) a adopté un moratoire sur la pêche ciblée au requin jusqu'à ce que l'on dispose de données pour évaluer les effets de la pêche sur les requins dans la région de l'Antarctique. La remise à l'eau de requins vivants capturés accidentellement est encouragée (sans être obligatoire). La Commission des pêches du Pacifique occidental et central (COPACO), établie en 2004, est responsable de la gestion des requins pélagiques. Elle n'a pas encore traité le cas de *L. nasus*, qui est identifié comme une espèce clé par son Comité scientifique. Les membres de la Commission, les non-membres coopérants et les territoires participants ont l'obligation de déclarer les données sur les captures, l'effort et les rejets (WCPFC 2010).

La conservation et la gestion des requins dans les eaux de l'UE relève de la Politique commune de la pêche de l'Union européenne, dans le cadre de laquelle les stocks de poissons sont gérés au moyen d'un système de total autorisé de capture (TAC ou quotas annuels de captures) et d'une réduction de la capacité de pêche. Le Plan d'action communautaire pour la conservation et la gestion des requins (COM(2009) 40 final) s'est fixé de rétablir les stocks de requins appauvris exploités par la flotte de la Communauté européenne à l'intérieur et en dehors des eaux de la Communauté européenne. Le rapport d'évaluation des requins du Plan d'action de l'UE accorde une attention particulière à *L. nasus*, qui fait l'objet d'une gestion juridiquement contraignante de l'UE dans les eaux de la CE et les eaux internationales depuis 2008 (voir Section 7.1).

Les informations sur les mesures de gestion et la législation nationales (y compris en Australie, au Canada, dans les Etats membres de l'UE, en Nouvelle-Zélande, en Norvège et aux Etats-Unis) sont résumées dans l'annexe 6.

8.2 Surveillance continue de la population

Le suivi systématique des captures, la réunion de données fiables sur les indicateurs de la biomasse des stocks et de bonnes connaissances biologiques et écologiques sont indispensables pour soutenir la gestion de pêches durables. La plupart des Etats n'enregistrent pas de données au niveau des espèces de requins, relatives aux captures, aux captures accidentelles, à l'effort de pêche et aux rejets, et ne procèdent pas à des études indépendantes des pêches, ce qui entrave l'évaluation des stocks et de la population. Les captures en haute mer sont particulièrement mal suivies (par ex., Campana et Gibson 2008, Clarke et Harley 2010). Les données de la FAO et des ORGP sont incomplètes. Des données précises sur le commerce sont un bon moyen de confirmer les débarquements et constituent une indication du respect des limites de capture; elles permettent d'identifier les nouveaux pays qui capturent des requins et les commercialisent, et fournissent des informations sur les tendances du commerce (Lack 2006). Cependant, les données sur le commerce relatives à *L. nasus* ne sont pas déclarées, sauf dans l'UE. La FAO (2010a) note que l'inscription aux annexes CITES devrait permettre un meilleur suivi des captures de tous les stocks qui entrent dans le commerce international et pourrait ainsi avoir un effet bénéfique sur la gestion de l'espèce dans tous les secteurs de son aire de répartition. Faute d'inscription aux annexes CITES, il n'existe pas de dispositif fiable pour suivre les tendances des captures et du commerce de *L. nasus*.

8.3 Mesures de contrôle

8.3.1 Au plan international

Hormis les réglementations sanitaires relatives aux produits de la mer consommables par l'homme et les mesures qui facilitent le recouvrement des droits d'importation, il n'existe pas de systèmes de contrôle ou de surveillance pour réglementer le commerce de *L. nasus* ou en évaluer la nature, le niveau et les caractéristiques.

8.3.2 Au plan interne

Les mesures nationales de gestion des pêches décrites plus haut et énumérées dans l'annexe 6 ne peuvent pas assurer le prélèvement durable de *L. nasus* lorsque les stocks sont exploités par plusieurs flottilles, en particulier dans le cadre de pêches en haute mer non réglementées et non déclarées. Même lorsque des quotas de capture ont été fixés, aucune mesure commerciale n'empêche la vente ou l'exportation des débarquements dépassant les quotas. Le Comité européen scientifique, technique et économique de la pêche (CSTEP) (2006) note qu'une inscription à l'Annexe II ne suffirait certes pas, à elle seule, à réguler la capture de *L. nasus* mais pourrait être envisagée comme mesure auxiliaire. La FAO (2010a) estime que la réglementation du commerce international par une inscription à l'Annexe II de la CITES pourrait renforcer les efforts déployés au niveau national en vue de maintenir le prélèvement pour le commerce dans les limites des plans de rétablissement des stocks. Les mesures d'hygiène habituelles sont applicables pour contrôler le commerce et l'utilisation au plan interne.

8.4 Elevage en captivité et reproduction artificielle

Aucun élevage en captivité n'est connu.

8.5 Conservation de l'habitat

Dans les zones où pêchent les flottilles canadiennes et françaises, des travaux de recherche et des études de télémétrie ont identifié certains habitats importants pour *L. nasus*, dans les ZEE et en haute mer. Il se peut que certains habitats soient accessoirement protégés à l'intérieur d'aires protégées marines ou de réserves pour engins de pêche dormants mais il n'y a pas de protection pour les habitats d'importance critique en haute mer.

9. Information sur les espèces semblables

L. nasus est l'une des cinq espèces de la famille des *Lamnidae* qui comprend aussi le grand requin blanc *Carcharodon carcharias* et deux espèces de requins mako, genre *Isurus*. Le requin-taupe saumon *Lamna ditropis* est présent dans le Pacifique Nord. Le requin-taupe commun et le requin mako *Isurus oxyrinchus* peuvent être confondus dans certaines pêcheries bien qu'il y ait de bonnes clés d'identification disponibles (par ex., Fernández-Costa & Mejuto 2009).

10. Consultations

Dix Etats de l'aire de répartition ont répondu, plusieurs ont fourni des informations supplémentaires qui ont été incorporées dans la proposition lorsqu'il y avait assez d'espace pour le faire. Voir annexe 9 pour d'autres informations.

11. Remarques supplémentaires

11.1 Dispositions de la CITES, Article IV, paragraphes 6 et 7: *Introduction en provenance de la mer*

La plupart des pêches ciblées ont lieu à l'intérieur des ZEE. Il y a d'importantes captures de *L. nasus* dans certaines pêches d'espèces pélagiques en haute mer essentiellement non déclarées et non gérées. En cas d'inscription à l'Annexe II de la CITES, les introductions en provenance de la mer devraient être accompagnées d'un avis de commerce non préjudiciable (ACNP). Elles devraient donc provenir de pêcheries en haute mer exploitées de façon durable, ce qui nécessiterait l'adoption de mesures de gestion par les ORGP concernées. La FAO (2010a) considère que la réglementation du commerce international par une inscription à l'Annexe II pourrait améliorer le contrôle des captures en haute mer au moyen de certificats d'introduction en provenance de la mer accompagnés d'ACNP.

11.2 Questions relatives à la mise en œuvre

Lamna nasus a été inscrit à l'Annexe III de la CITES avec effet au 25 septembre 2012. Cette inscription permettra aux Parties de se familiariser avec la structure du commerce pour les produits de *L. nasus* et la délivrance de documents CITES relatifs à ce commerce, avant la mise en œuvre pleine et entière de l'inscription proposée à l'Annexe II qui entrerait en vigueur 18 mois après l'adoption de la proposition, en septembre 2014.

11.2.1. *Autorité scientifique*: Il serait utile qu'un expert des pêches conseille l'autorité scientifique.

11.2.2 *Identification des produits dans le commerce*: Il importera d'élaborer et d'adopter des codes de marchandises spécifiques à l'espèce et des guides d'identification pour la viande et les ailerons de cette espèce. La viande, qui est le produit de *L. nasus* le plus couramment commercialisé, est l'une des viandes de requin dont la valeur marchande est la plus forte et elle est donc souvent désignée par son nom. Il existe un guide photographique pour les ailerons pectoraux et dorsaux séchés de *L. nasus* (Pew Environment Group 2012, annexe 8), et un guide dichotomique d'identification des ailerons de 48 espèces de requins (Deynat 2010). Plusieurs groupes de recherche ont élaboré des modèles spécifiques à l'espèce et des tests de dépistage PCR (amplification par polymérase) multiplex extrêmement efficaces pour identifier les parties du corps de *L. nasus* (par ex., Shivji *et coll.* 2002; Pade *et coll.* 2006). En outre, Testerman *et coll.* (2007) ont mis au point un test PCR simple et rapide qui peut, simultanément, identifier des parties de corps de *L. nasus* et faire la distinction entre les stocks de l'hémisphère Nord et de l'hémisphère Sud. Ce test peut être utilisé pour confirmer facilement l'identification de l'espèce et l'origine des produits aux fins de la lutte contre la fraude. Le coût de ce test, par échantillon traité, est de 12 à 60 USD, selon l'état de l'échantillon, mais il peut être inférieur pour un plus grand nombre d'échantillons. Le temps

nécessaire au traitement est de 2 à 7 jours à partir de la date de réception de l'échantillon, selon le degré d'urgence.

- 11.2.3 *Avis de commerce non préjudiciable (ACNP)*: CITES (2006) propose quelques considérations de base sur la préparation d'ACNP pour les espèces de requins. L'autorité scientifique de l'Espagne (García-Núñez 2008) a examiné les mesures de gestion adoptées et les restrictions imposées à la pêche par des organisations internationales dans le contexte de la conservation et de l'utilisation durable des requins, et propose quelques orientations et un guide vers des ressources utiles, ainsi que la liste de référence de l'UICN pour les ACNP (Rosser & Haywood 2002) adaptée aux espèces d'élastomobranches. Par ailleurs, le rapport de l'atelier d'experts sur les avis de commerce non préjudiciable (Anon. 2008) met l'accent sur les informations considérées comme essentielles pour établir un ACNP pour les requins et autres espèces de poissons et propose des étapes logiques pour mener à bien cette tâche.

Pour bien faire, la gestion de *L. nasus* devrait être fondée sur des évaluations des stocks et un conseil scientifique afin de permettre le rétablissement des stocks (lorsque c'est nécessaire) et de garantir une pêche durable (par ex. au moyen de quotas ou de mesures techniques, notamment des zones fermées à la pêche, des limites de taille et la relâche des captures vivantes). C'est une pratique habituelle de gestion des pêches – même si elle n'est pas encore couramment appliquée à cette espèce. Si des ACNP doivent être émis, d'autres pays souhaitant exporter des produits de *L. nasus* devront aussi élaborer et appliquer des plans de gestion durable des pêches et s'assurer que tous les pays qui exploitent les mêmes stocks adoptent et appliquent aussi des mesures de conservation et de gestion tenant compte du principe de précaution.

12. Références (voir annexe 7)

Figures and Tables

Table 1.	Indices of percentage decline illustrated in Figure 2	p. 7
Table 2.	<i>Lamna nasus</i> life history parameters	p.19
Table 3.	Summary of population and catch trend data	p.20
Table 4.	EU Commodity codes related to trade in <i>Lamna nasus</i>	p. 21
Table 5.	EU imports of porbeagle <i>Lamna nasus</i> products, products (fresh and frozen) by source countries/territories, value and weight, 2010 and 2011	p. 21
Table 6.	EU exports of <i>Lamna nasus</i> products (fresh and frozen) by destination, value and weight, 2010-2011	p. 22
Figure 1.	Porbeagle <i>Lamna nasus</i>	p. 2
Figure 2.	Decline trends for porbeagle <i>Lamna nasus</i> stocks	p. 6
Figure 3.	Global <i>Lamna nasus</i> distribution and overlap with RFMOs	p. 22
Figure 4.	FAO fishing areas	p. 23
Figure 5.	Global reported capture production (tonnes) of <i>Lamna nasus</i> , 1950–2010	p. 24
Figure 6.	Reported Northeast Atlantic capture production (tonnes) of <i>Lamna nasus</i> by major fishing States, 1950–2010	p. 24
Figure 7.	Landings (tonnes) of <i>Lamna nasus</i> from ICES Areas (Northeast Atlantic), 1973–2005	p. 25
Figure 8.	Landings (tonnes) of <i>Lamna nasus</i> by Norway in the Northeast Atlantic, 1926–2009	p. 25
Figure 9.	Landings (tonnes) of <i>Lamna nasus</i> by Denmark in the Northeast Atlantic, 1954–2010 ..	p. 26
Figure 10.	Landings (tonnes) of <i>Lamna nasus</i> by Faroe Islands in the North Atlantic, 1973–2010 ..	p. 26
Figure 11.	French landings (tonnes) of <i>Lamna nasus</i> in the Northeast Atlantic, 1978–2005	p. 27
Figure 12.	Atlantic Ocean catches of porbeagle shark reported to ICCAT by Spain and Japan	p. 27
Figure 13.	Surplus production age-structured model for northeast Atlantic porbeagle shark	p. 28
Figure 14.	Depletion in total biomass and numbers for Northeast Atlantic porbeagle shark	p. 28
Figure 15.	<i>Lamna nasus</i> landings in the Northwest Atlantic, 1961–2008	p. 29
Figure 16.	Estimated trends in numbers of mature females, age-1 recruits, and total number of <i>Lamna nasus</i> in Canadian waters, 1960–2010, from four population models	p. 29
Figure 17.	Projections for recovery of the Canadian porbeagle stock. a) Population Viability Analyses; b) Bayesian Surplus Production models	p. 30
Figure 18.	Catch of porbeagle sharks in New Zealand waters and domestic longline fishing effort ..	p. 31
Figure 19.	Unstandardised CPUE indices for the New Zealand tuna longline fishery based on observer reports	p. 31
Figure 20.	Relative spawning stock biomass trend for a catch free age structured production model for southwest Atlantic porbeagle shark.....	p. 32
Figure 21.	Southern hemisphere landings of porbeagle <i>Lamna nasus</i> , 1990–2010	p. 32

Table 2. *Lamna nasus* life history parameters

Age at 50% maturity (years)	female	13 years (North Atlantic); 15–18 years (SW Pacific)	Campana <i>et al.</i> 2008; DFO 2005; Francis <i>et al.</i> 2007; Jensen <i>et al.</i> 2002; Natanson <i>et al.</i> 2002
	male	8 years (North Atlantic); 8–11 years (SW Pacific)	Campana <i>et al.</i> 2008; DFO 2005; Francis <i>et al.</i> 2007; Jensen <i>et al.</i> 2002; Natanson <i>et al.</i> 2002
Size at 50% maturity (total length (TL) in cm)	female	195 cm TL (SW Pacific), 230–260 cm TL (North Atlantic)	Campana <i>et al.</i> 2008; Dulvy <i>et al.</i> 2008; Francis <i>et al.</i> 2007, 2008; Francis & Duffy 2005
	male	165 cm TL (SW Pacific), 180–215 cm TL (North Atlantic)	Campana <i>et al.</i> 2008; Dulvy <i>et al.</i> 2008; Francis <i>et al.</i> 2007, 2008; Francis & Duffy 2005
Maximum size (fluke length (FL) and total length (TL) in cm)	female	302 cm FL, 357 cm TL (N Atlantic); 208 cm FL (SW Pacific)	Francis <i>et al.</i> 2008; DFO 2005; Dulvy <i>et al.</i> 2008
	male	253 cm FL, 295 cm TL (N Atlantic); 204 cm FL (SW Pacific)	Francis <i>et al.</i> 2008; DFO 2005; Dulvy <i>et al.</i> 2008
Longevity (years)	>25–46 years (Northwest Atlantic); ~65 years (Southwest Pacific)		Campana <i>et al.</i> 2002, 2008, 2010b; DFO 2005; Francis <i>et al.</i> 2007, 2008; Natanson <i>et al.</i> 2002
Size at birth (cm)	58–77 cm FL		Francis <i>et al.</i> 2007, 2008; Dulvy <i>et al.</i> 2008
Average reproductive age/generation time	18 years (Northwest Atlantic); 26 years (Southwest Pacific)		Campana <i>et al.</i> 2008; DFO 2005; Dulvy <i>et al.</i> 2008; Francis <i>et al.</i> 2007, 2008
Gestation time	8–9 months		Francis & Stevens 2000; Jensen <i>et al.</i> 2002
Reproductive periodicity	Annual		Jensen <i>et al.</i> 2002
Average litter size	Four pups		Jensen <i>et al.</i> 2002
Annual rate of population increase	5–7% (unfished, North Atlantic); 2.6% (from MSY, southwestern Pacific)		Campana <i>et al.</i> 2008; Smith <i>et al.</i> 2008
Natural mortality	0.10 (immatures), 0.15 (mature males), 0.20 (mature F) (Northwest Atlantic); 0.05–0.1 (Southwest Pacific)		Campana <i>et al.</i> 2001; Francis (unpublished data cited in HMS WG 2011)

Table 3. Summary of population and catch trend data

Year	Location	Data used	Trend	Source
1926–2008	NE Atlantic	Stock assessment	94% decline in biomass, 93% decline in numbers from historic baseline	Surplus production age-structured model ICCAT SCRS/ICES 2009 (Figure 13)
1933/37–2004/08	NE Atlantic	All Northeast Atlantic landings	87% decline in 5 yr average landings from historic baseline	ICCAT SCRS/ICES (2009); FAO (2010a) (Figure 6)
1936–2007	NE Atlantic	Norwegian landings	>99 % decline from historic baseline. Trend is the same if 5-year averages are used.	Norwegian and ICES data (Figure 8); ICCAT SCRS/ICES (2009); FAO (2010a)
1950/54–2004/08	NE Atlantic	Danish fishery	99% decline from historic baseline	ICES data (Figure 9); ICCAT SCRS/ICES (2009); FAO (2010a)
1986–2007	NE Atlantic	Spanish longline bycatch CPUE	No trend in recent catch rates	ICES WGEF (2011).
1972–2007	NE Atlantic	French target longline CPUE	Approximately one third decline in two most recent generations	ICES WGEF (2011); Biais and Vollette (2009) (Figure 13)
Various, 1800–2006	Mediterranean	Records of <i>Lamna nasus</i>	Virtual disappearance from landings and research survey records	Stevens <i>et al.</i> 2005 and sources cited in section 4.1.1.
1950–2006	Ligurian Sea, Mediterranean	Abundance &/or biomass of lamnids	>99% decline in tuna traps	Ferretti <i>et al.</i> 2008
1978–1999	Ionian Sea, Mediterranean	Standardised CPUE of lamnids	>98% decline in tuna traps	Ferretti <i>et al.</i> 2008
1961–2005	NW Atlantic	Stock assessment (age structured model)	84–88% decline in number of mature females from historic baseline	Campana & Gibson 2008, ICCAT SCRS/ICES 2009, Campana <i>et al.</i> 2010b (Figure 16)
1961–2005	NW Atlantic	Stock assessment (age structured model)	73–78% decline in total numbers from historic baseline	Campana & Gibson 2008, ICCAT SCRS/ICES 2009, Campana <i>et al.</i> 2010b (Figure 16)
1961–2005	NW Atlantic	Stock assessment (surplus production model)	68% decline in stock biomass from historic baseline	Campana & Gibson 2008, ICCAT SCRS/ICES 2009, Campana <i>et al.</i> 2010b
1961–2004	NW Atlantic	Bayesian surplus production model	97% decline in stock biomass from historic baseline	Babcock & Cortes 2010
1963–1970	NW Atlantic	Norwegian & Faroese landings	~90% decline in catch and collapse of fishery	Landings data (Figures 10 and 15)
1961–2008	NW Atlantic	5 year average of all catches	~96% decline	Landings data (Figure 15)
1994–2003	North Atlantic	Catches	Decline, 1000 to near zero/year	Matsunaga and Nakano 2005
1993–2003	North Atlantic	CPUE	Decline with slope -0.6	Matsunaga and Nakano 2002
1961–2008	SW Atlantic	Stock assessment (catch free, age structured production model)	82% decline in spawning stock biomass (SSB) from historic baseline	ICCAT SCRS/ICES 2009 (Figure 20)
1992–2002	SW Pacific (New Zealand)	Longline CPUE	70% decline in about 10 years, most during 5 year period of highest effort	NZ MFSC 2011 (Figures 18 and 19)
1998–2005	SW Pacific (New Zealand)	Weight landed	75% decline in about 10 years	NZ MFSC 2011 (Figure 18)

A 'marked historical extent of decline' is a percentage decline to 5%–30% of the baseline, depending upon the productivity of the species [30% for porbeagle]. A 'marked recent rate of decline' is a percentage decline of 50% per cent or more within the last 10 years or three generations, whichever is the longer

Table 4. EU Commodity codes related to trade in *Lamna nasus*

Customs code	Commodity	Validity
FRESH		
0302.6590	Fresh or chilled sharks (excl. dogfish of the species " <i>Squalus acanthias</i> " and " <i>Scyliorhinus</i> spp.")	01/01/1988 – 31/12/2009
0302.6560	Fresh or chilled porbeagle shark " <i>Lamna nasus</i> "	01/01/2010 – 31/12/2011
0302.8130	Fresh or chilled porbeagle shark " <i>Lamna nasus</i> "	01/01/2012 –
0302.6595	Fresh or chilled sharks (excl. dogfish of the species " <i>Squalus acanthias</i> ", " <i>Scyliorhinus</i> spp. and <i>Lamna nasus</i> ")	From 2010
FROZEN		
0303.7590	Frozen sharks (excl. dogfish)	01/01/1988 – 31/12/2009
0303.7560	Frozen porbeagle shark " <i>Lamna nasus</i> "	01/01/2010 – 31/12/2011
0303.8130	Frozen porbeagle shark " <i>Lamna nasus</i> "	01/01/2012 –
0303.7595	Frozen sharks (excl. dogfish of the species " <i>Squalus acanthias</i> ", " <i>Scyliorhinus</i> spp." or " <i>Lamna nasus</i> ")	From 2010
FROZEN FILLETS		
0304.2069	Frozen fillets of sharks (excl. dogfish)	01/01/1988 – 31/12/2006
0304.2969	Frozen fillets of sharks (excl. dogfish)	01/01/2007 – 31/12/2009
0304.2965	Frozen fillets of porbeagle shark " <i>Lamna nasus</i> "	01/01/2010 – 31/12/2011
0304.8955	Frozen fillets of porbeagle shark " <i>Lamna nasus</i> "	01/01/2012 –
0304.2968	Frozen fillets of sharks (excl. dogfish of the species " <i>Squalus acanthias</i> ", " <i>Scyliorhinus</i> " spp. or " <i>Lamna nasus</i> ")	From 2010

Table 5. EU imports of porbeagle *Lamna nasus* products, products (fresh and frozen) by source countries/territories, value and weight, 2010 and 2011.

(Source EUROSTAT, downloaded April 2012)

EUR

Source	2010	2011	Total
SOUTH AFRICA	0	35,221	35,221
NORWAY	15,893	11,187	27,080
MOROCCO	21,613	727	22,340
FAROE ISLANDS	15,995	0	15,995
JAPAN	0	13,878	13,878
NEW ZEALAND		5,397	5,397
SENEGAL	4,486	0	4,486
SURINAME	4,028	0	4,028
Total	62,015	66,410	128,425

kg

Source	2010	2011	Total
SOUTH AFRICA	0	12,600	12,600
JAPAN	0	11,600	11,600
NORWAY	5,000	3,100	8,100
MOROCCO	7,300	500	7,800
FAROE ISLANDS	4,400	0	4,400
SURINAME	2,500	0	2,500
NEW ZEALAND		2,200	2,200
SENEGAL	1,300	0	1,300
Total	20,500	30,000	50,500

EUR/kg

Source	2010	2011	Average
FAROE ISLANDS	3.64		3.64
SENEGAL	3.45		3.45
NORWAY	3.18	3.54	3.36
SOUTH AFRICA		2.80	2.80
NEW ZEALAND		2.45	2.45
MOROCCO	2.96	1.12	2.04
SURINAME	1.61		1.61
JAPAN		1.26	1.26
Average	2.97	2.18	2.57

Table 6. EU exports of *Lamna nasus* products (fresh and frozen) by destination, value and weight, 2010-2011. (Source EUROSTAT, downloaded April 2012)

EUR

Destination	2010	2011	Total
MOROCCO	47,068	0	47,068
AFGHANISTAN	0	8,208	8,208
CHINA	0	3,562	3,562
ANDORRA	0	2,776	2,776
CEUTA	0	2,460	2,460
SWITZERLAND	602	0	602
TURKEY	0	410	410
Total	47,670	66,330	114,000

kg

Destination	2010	2011	Total
MOROCCO	68,000	69,000	137,000
AFGHANISTAN	0	2,300	2,300
ANDORRA	0	800	800
CEUTA	0	600	600
CHINA	0	200	200
SWITZERLAND	200	0	200
TURKEY	0	200	200
Total	68,200	73,100	141,300

EUR/kg

Destination	2010	2011	Average
CHINA		17.81	17.81
CEUTA		4.10	4.10
ANDORRA		4.05	4.05
AFGHANISTAN		3.63	3.63
SWITZERLAND	3.01		3.01
TURKEY		2.05	2.05
MOROCCO	0.69	0.70	0.70
Average	1.85	5.39	

NOTES ON TABLES:

High value Chinese exports likely include fins.

Exports can exceed imports when stockpiles are being utilised.

Landings by non-EU vessels from non-EU waters may not appear as imports.

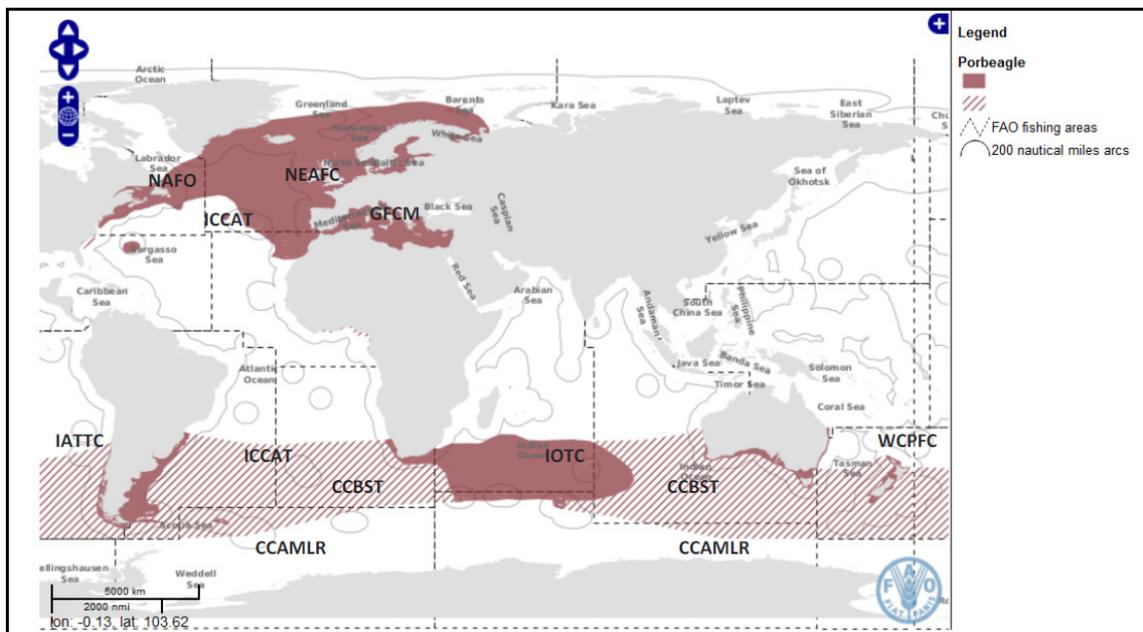


Figure 3. *Lamna nasus* distribution and overlap with Regional Fisheries Management Organisations (Source: FAO FIGIS, including <http://www.fao.org/fishery/species/2798/en> 2012)

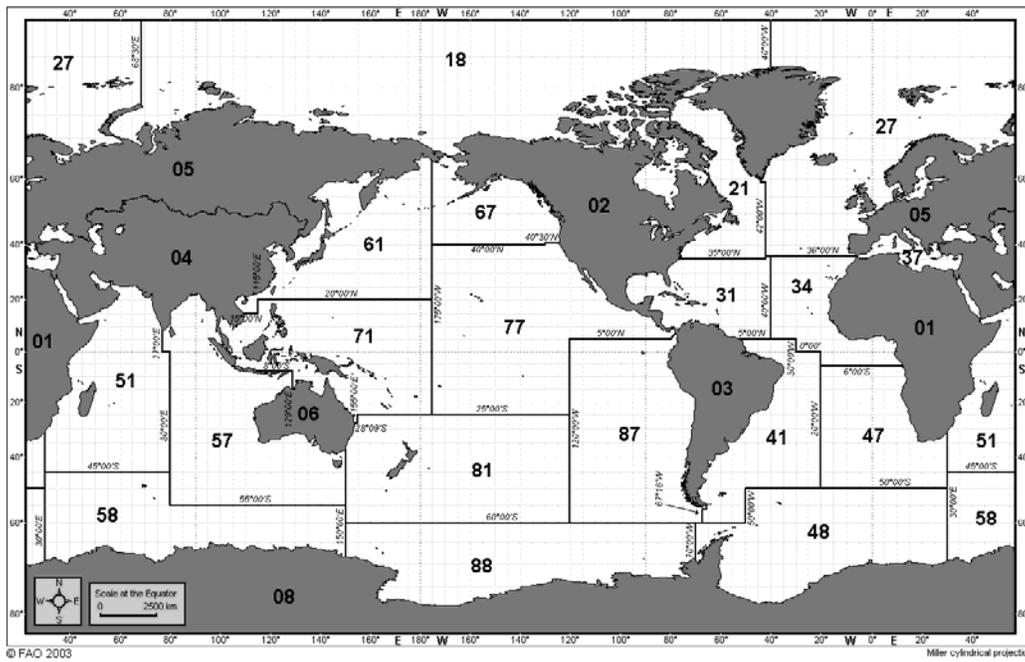


Figure 4. FAO fishing areas.

Key: *Lamna nasus* is reported from the fishing areas underlined below.

- | | | |
|----------------------------------|--|-------------------------------------|
| 01 - Africa-Inland Water | <u>31 - Atlantic, Western Central</u> | <u>58 - Indian Ocean, Antarctic</u> |
| 02 - America-Inland Water | <u>34 - Atlantic, Eastern Central</u> | 61 - Pacific, Northwest |
| 03 - America, South-Inland Water | <u>37 - Mediterranean & Black seas</u> | 67 - Pacific, Northeast |
| 04 - Asia-Inland Water | <u>41 - Atlantic, Southwest</u> | 71 - Pacific, Western Central |
| 05 - Europe-Inland Water | <u>47 - Atlantic, Southeast</u> | 77 - Pacific, Eastern Central |
| 06 - Oceania-Inland Water | <u>48 - Atlantic, Antarctic</u> | <u>81 - Pacific, Southwest</u> |
| <u>21 - Atlantic, Northwest</u> | <u>51 - Indian Ocean, Western</u> | <u>87 - Pacific, Southeast</u> |
| <u>27 - Atlantic, Northeast</u> | <u>57 - Indian Ocean, Eastern</u> | 88 - Pacific, Antarctic |

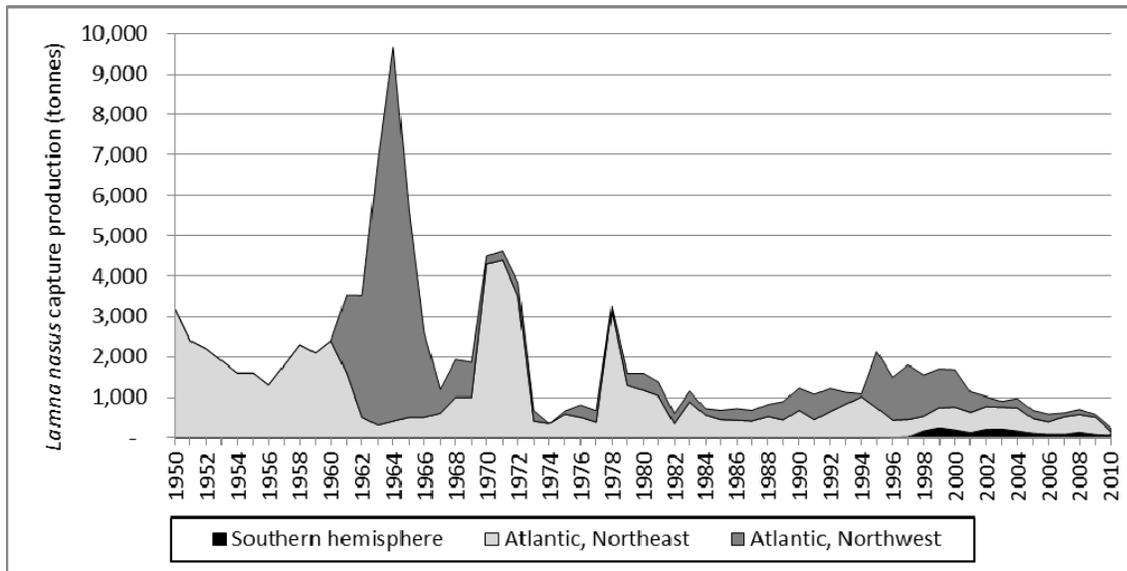


Figure 5. Global reported capture production (tonnes) of *Lamna nasus*, 1950–2010. (Source: FAO FISHSTAT 2012)

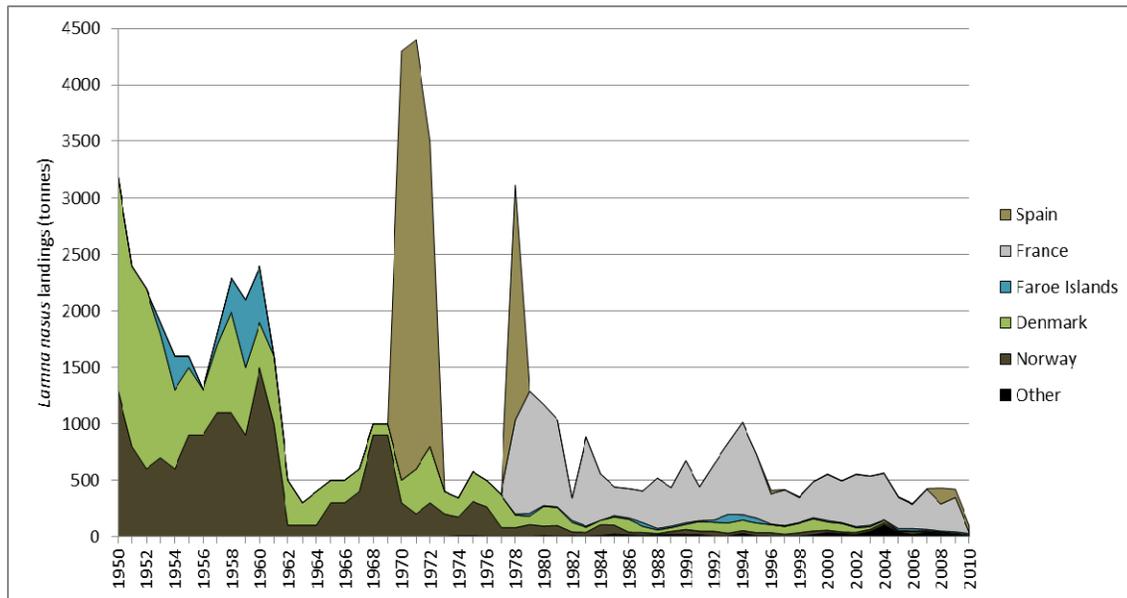


Figure 6. Reported Northeast Atlantic capture production (tonnes) of *Lamna nasus* by major fishing States, 1950–2010. (Source: FAO FISHSTAT 2012)

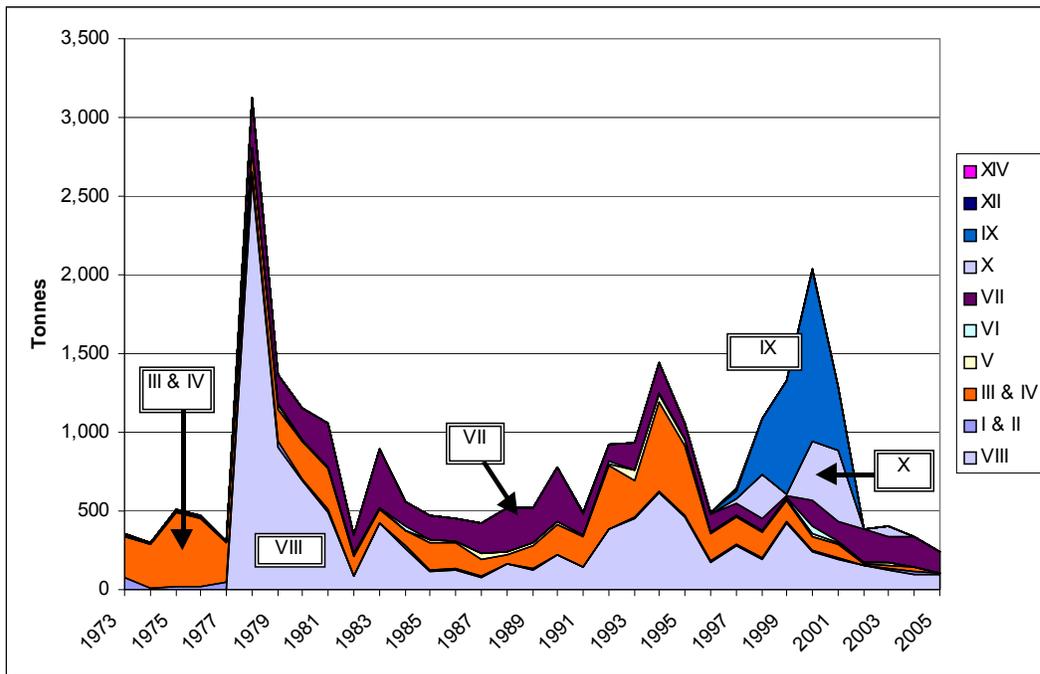


Figure 7. Landings (tonnes) of *Lamna nasus* from ICES Areas (Northeast Atlantic), 1973–2005. (Source: ICES Working Group on Elasmobranch Fishes)

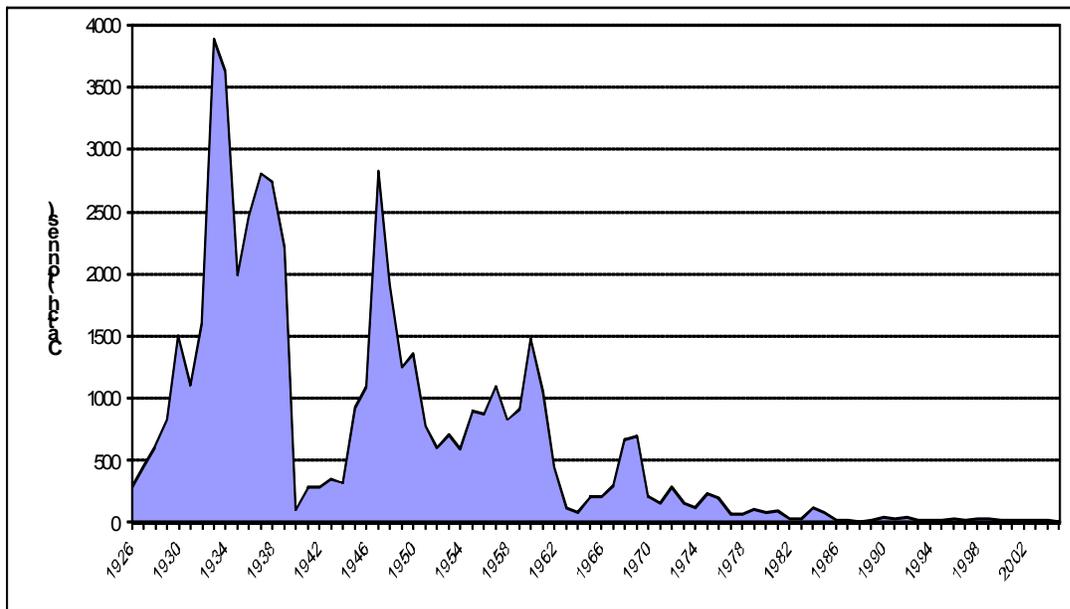


Figure 8. Landings (tonnes) of *Lamna nasus* by Norway in the Northeast Atlantic, 1926–2009. (Source: Norwegian fisheries data & ICES WGEF.) (Norway prohibited target porbeagle fisheries in 2007. Bycatch since then has been 10–20t/yr.)

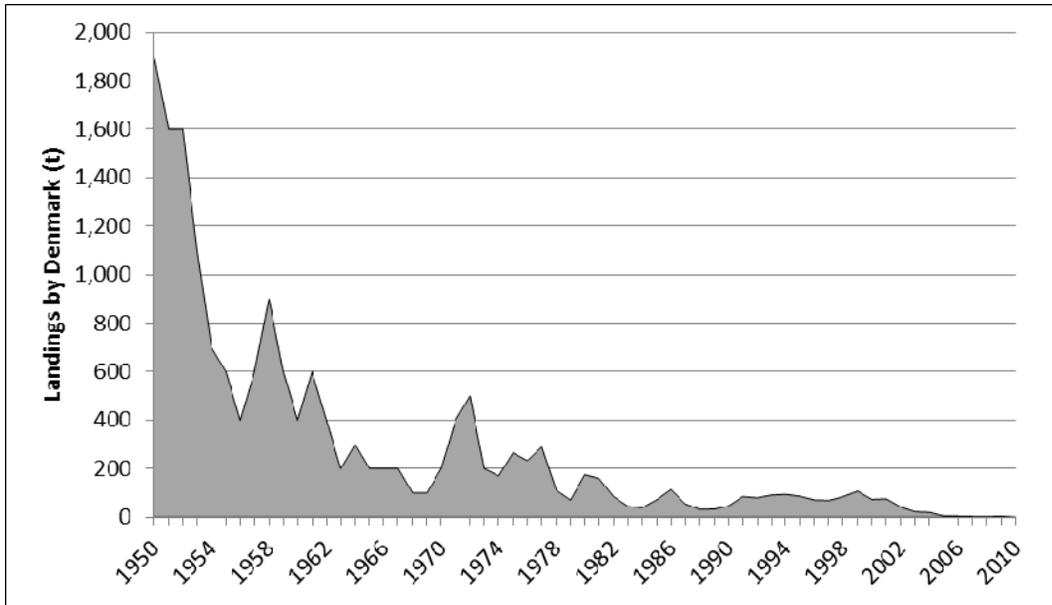


Figure 9. Landings (tonnes) of *Lamna nasus* by Denmark in the Northeast Atlantic, 1954–2010. (Source: FAO FISHSTAT 2012)

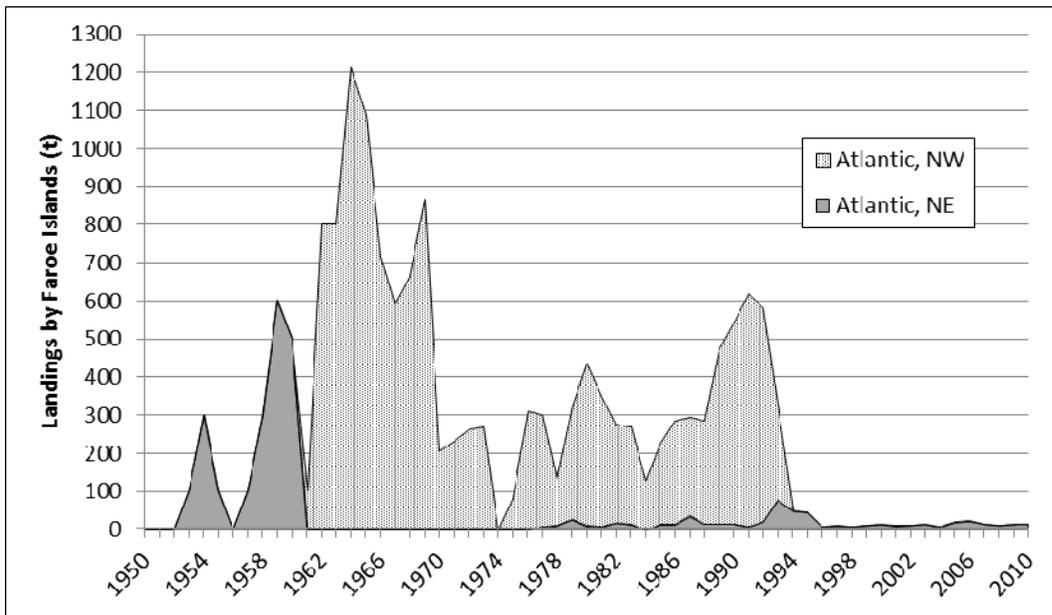


Figure 10. Landings (tonnes) of *Lamna nasus* by Faroe Islands in the North Atlantic, 1973–2010. (Source: FAO FISHSTAT 2012.)

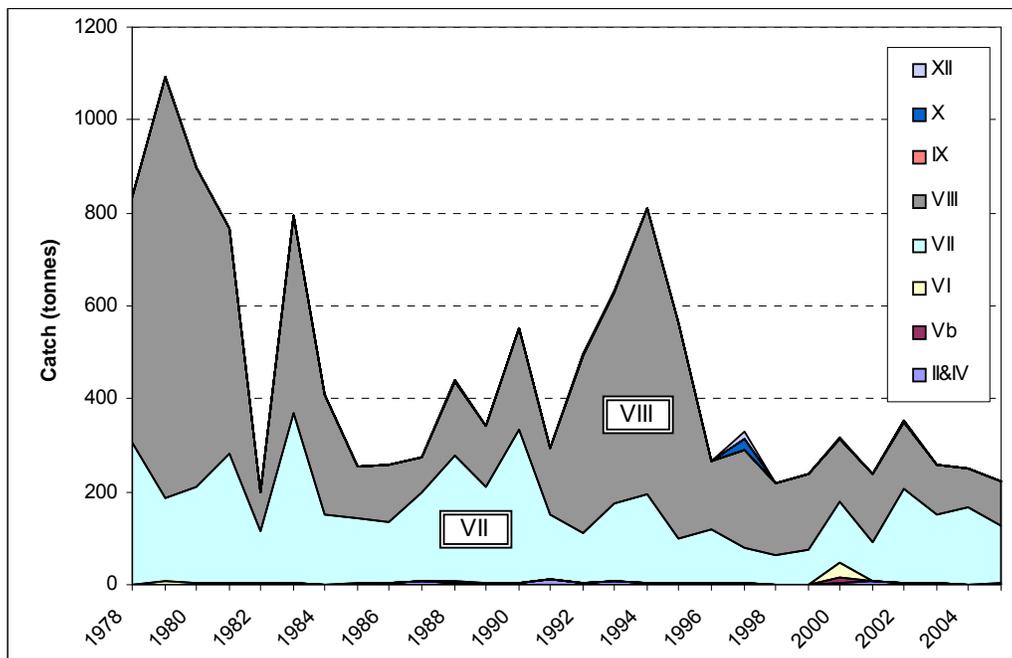


Figure 11. French landings (tonnes) of *Lamna nasus* in the Northeast Atlantic, 1978–2005. (Source: ICES Working Group on Elasmobranch Fishes)

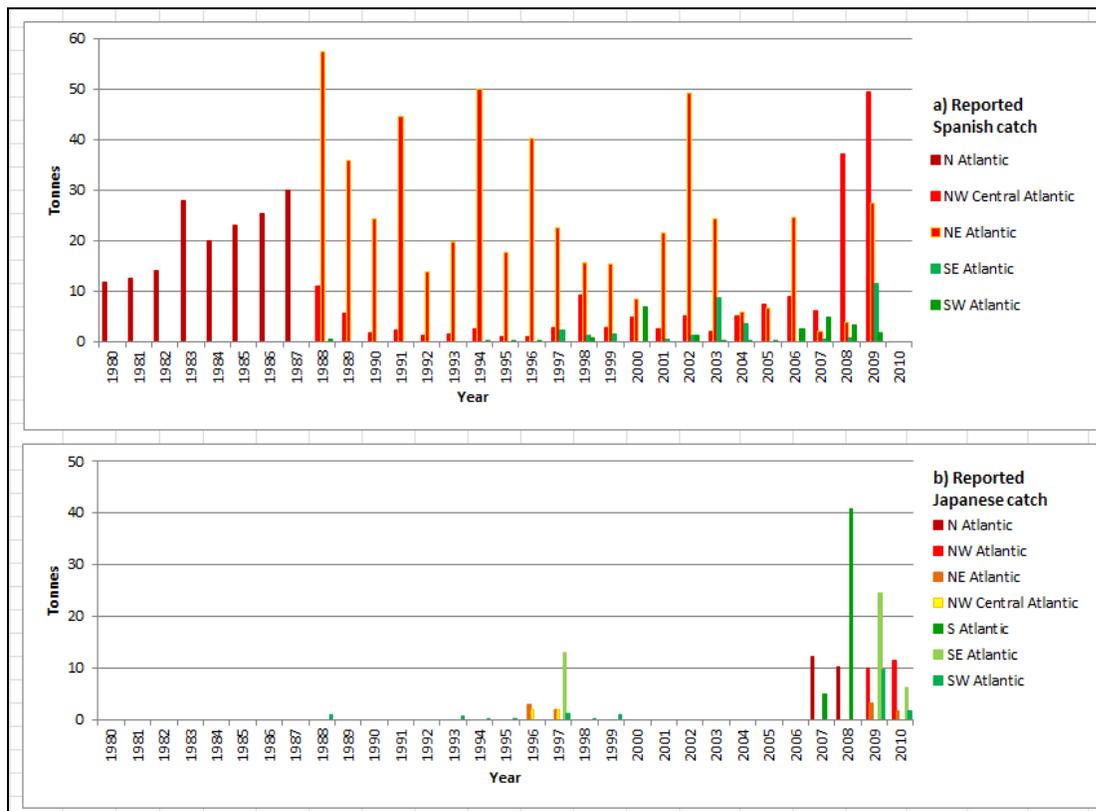


Figure 12. Atlantic Ocean catches of porbeagle shark reported to ICCAT by a) Spain and b) Japan. (Source ICCAT database, downloaded February 2012)

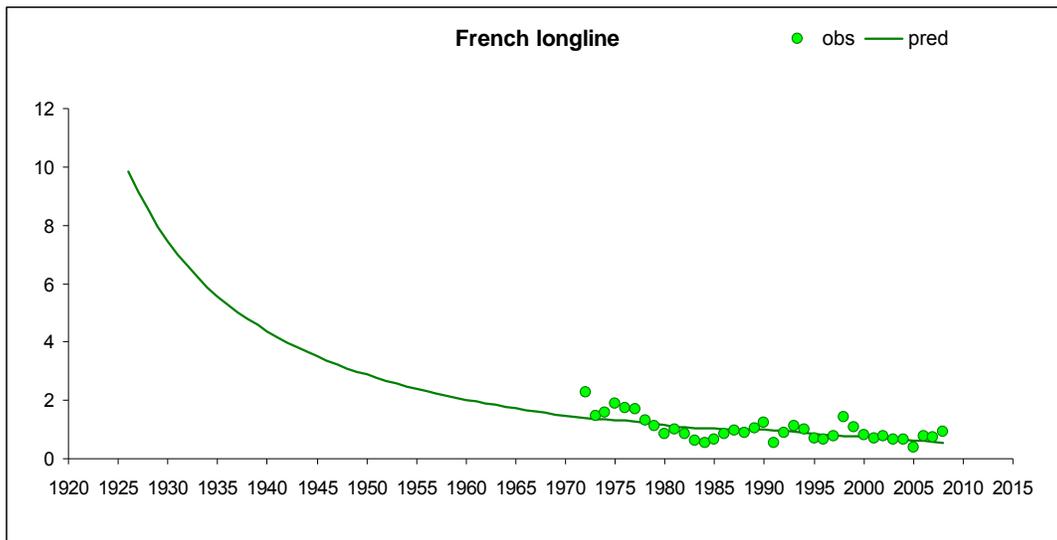


Figure 13. Surplus production age-structured model fits to French longline CPUE indices (assuming virgin conditions in 1926) for northeast Atlantic porbeagle shark. (Source ICCAT SCRS/ICES 2009).

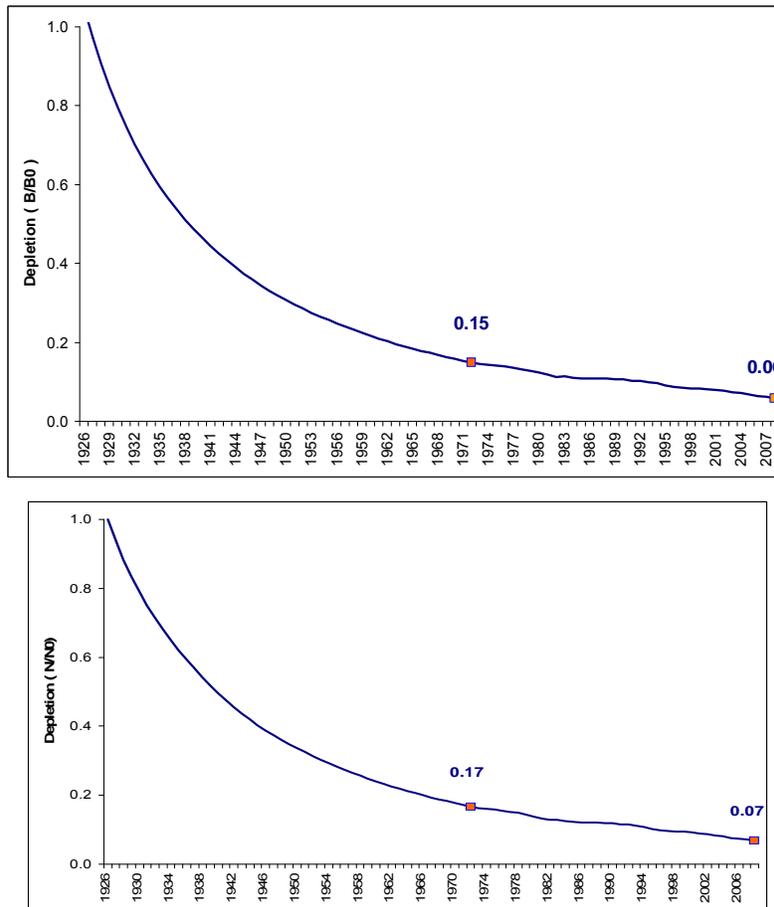


Figure 14. Depletion in total biomass (upper panel) and numbers (lower panel) for a surplus production age-structured model for Northeast Atlantic porbeagle shark. The dots indicated on the line correspond to depletion at the beginning of the modern period (1972) and current depletion (2008). (Source ICCAT SCRS/ICES 2009).

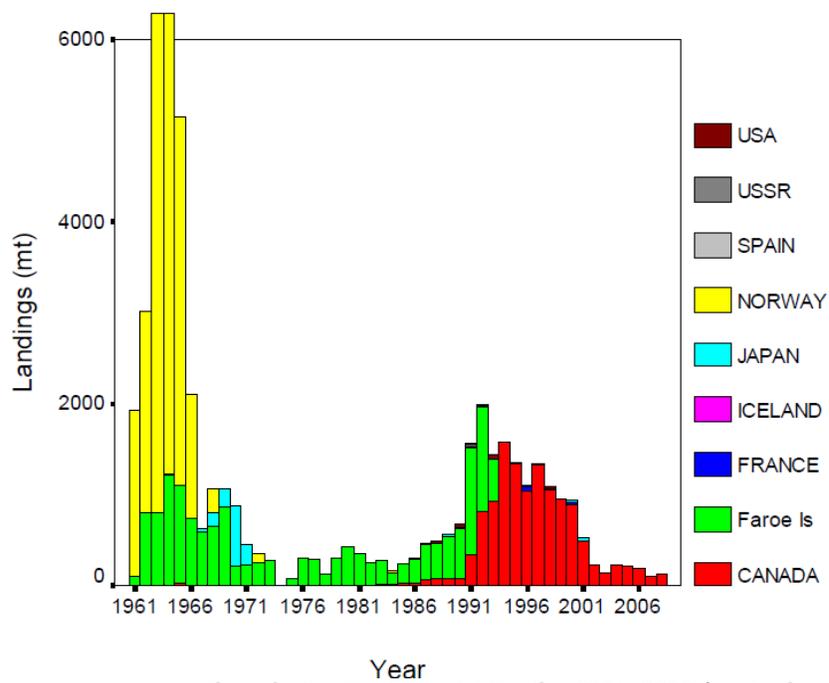


Figure 15. *Lamna nasus* landings in the Northwest Atlantic, 1961–2008 (excluding unreported high seas captures). (Source: Campana *et al.* 2010)

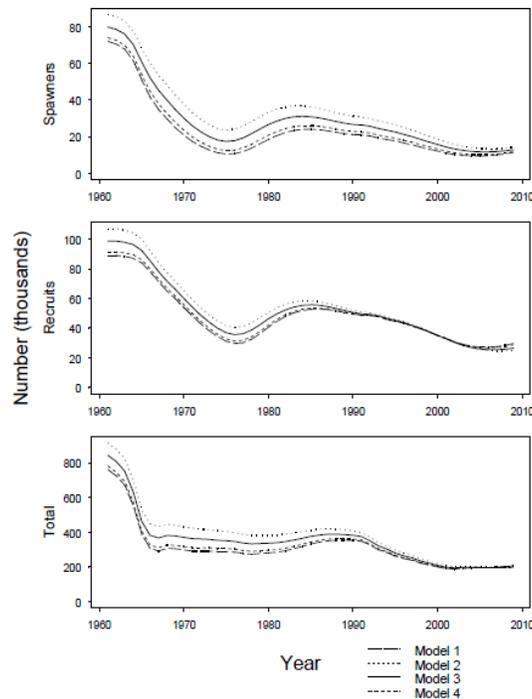
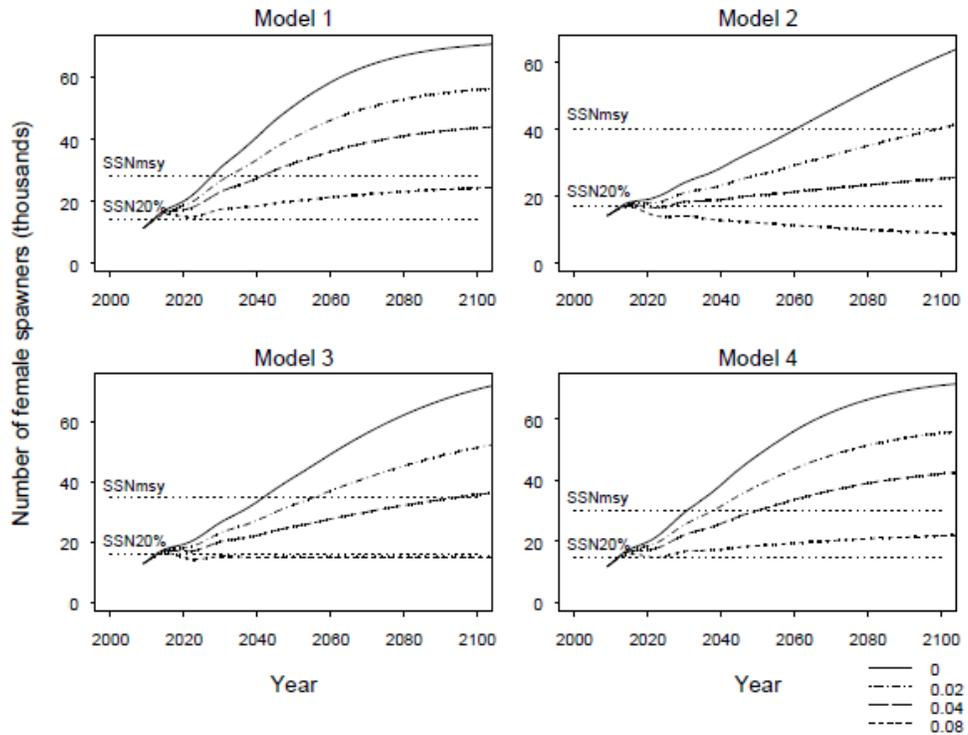


Figure 16. Estimated trends in numbers of mature females (top), age-1 recruits (centre) and total number of *Lamna nasus* in Canadian waters, 1960–2010, from four porbeagle population models (all show similar trajectories). (Source: Campana *et al.* 2010.)

17 a)



17 b)

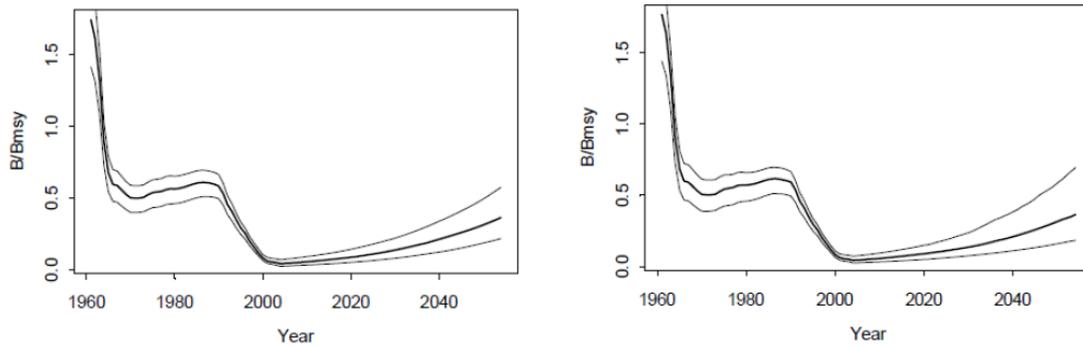


Figure 17. Projections for recovery of the Canadian porbeagle stock.

- a) Comparison of recovery targets and trajectories for the Canadian porbeagle stock during 2009–2100, obtained using Population Viability Analysis from four population models projected deterministically under four different exploitation rates (0% to 8% *per annum*). (Source: Campana *et al.* 2010.)
- b) Two Bayesian Surplus Production model results for depletion and future recovery trajectories for the Canadian porbeagle stock, 1961–2050s, showing median and 80% credibility intervals for biomass relative to BMSY with no fishing after 2004. (Source: Babcock and Cortes 2010)

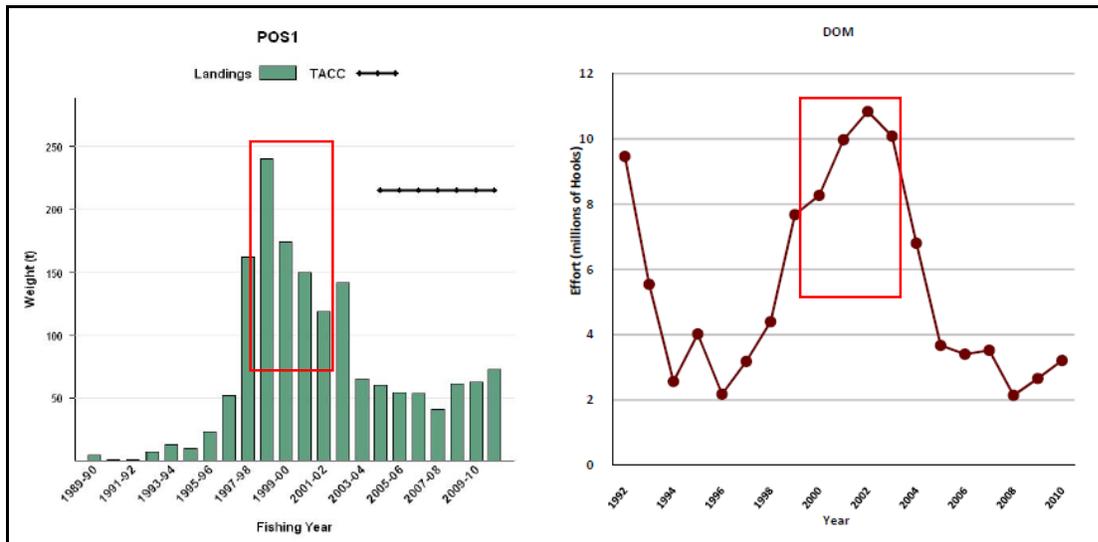


Figure 18. Catch of porbeagle sharks from 1989-90 to 2010-11 within New Zealand waters (POS1, left), and fishing effort (number of hooks set) for all domestic (including effort by foreign vessels chartered by NZ fishing companies) New Zealand flagged surface longline vessels 1992 to 2010 (DOM, right). (Source: MFSC 2011: New Zealand Highly Migratory Species Stock Assessment Working Group Report 2011-12.)

Substantial foreign landings up to about 1992–93 have not been quantified and are not included. The four boxed years (1999 to 2002) highlight the period when increasing domestic longline fishing effort (right) coincided with decreasing catches (left).

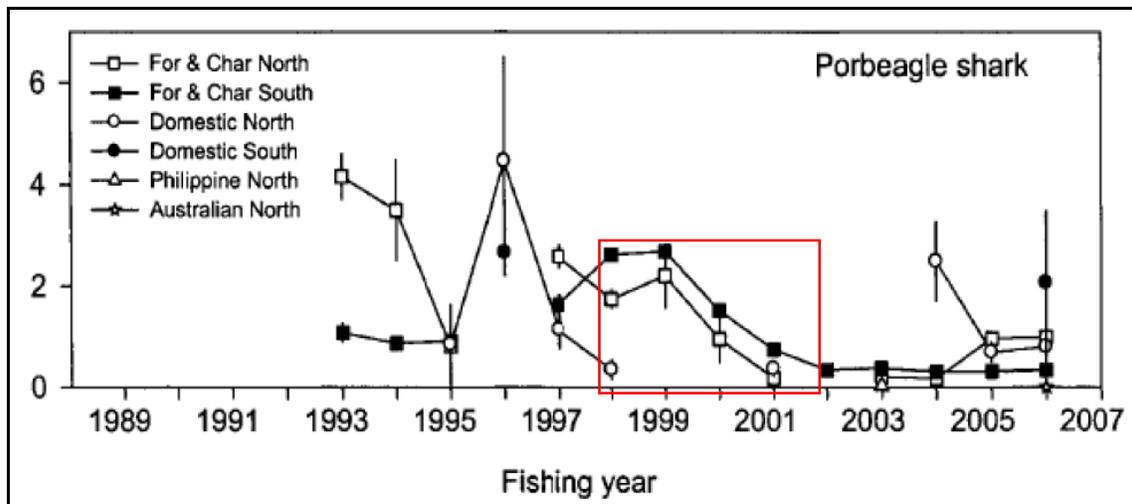


Figure 19. Unstandardised CPUE indices (number of *Lamna nasus* per 1000 hooks) for the New Zealand tuna longline fishery based on observer reports.

Years are fishing years (1993 = October 1992 to September 1993). Confidence intervals are from bootstrapped data. -■- foreign and charter fleet, southern New Zealand; -□- foreign and charter fleet, northern New Zealand; -●- domestic fleet, southern New Zealand; -○- domestic fleet, northern New Zealand. (Taken from Ministry of Fisheries (2011). Source: Griggs *et al.* 2008.)

The four boxed years (1999 to 2002) highlight the period when increasing domestic longline fishing effort coincided with decreasing catches

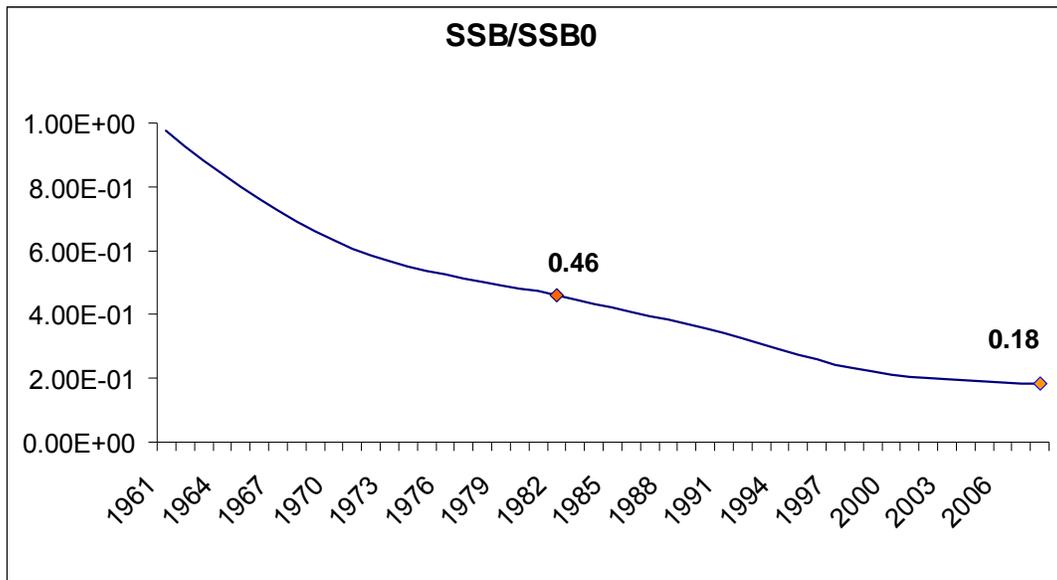


Figure 20. Relative spawning stock biomass (SSB) trend for a catch free age structured production model, assuming virgin conditions in 1961, for southwest Atlantic porbeagle shark. The dots indicated on the line correspond to depletion at the beginning of the modern period (1982) and current depletion (2008). (Source ICCAT SCRS/ICES (2009)).

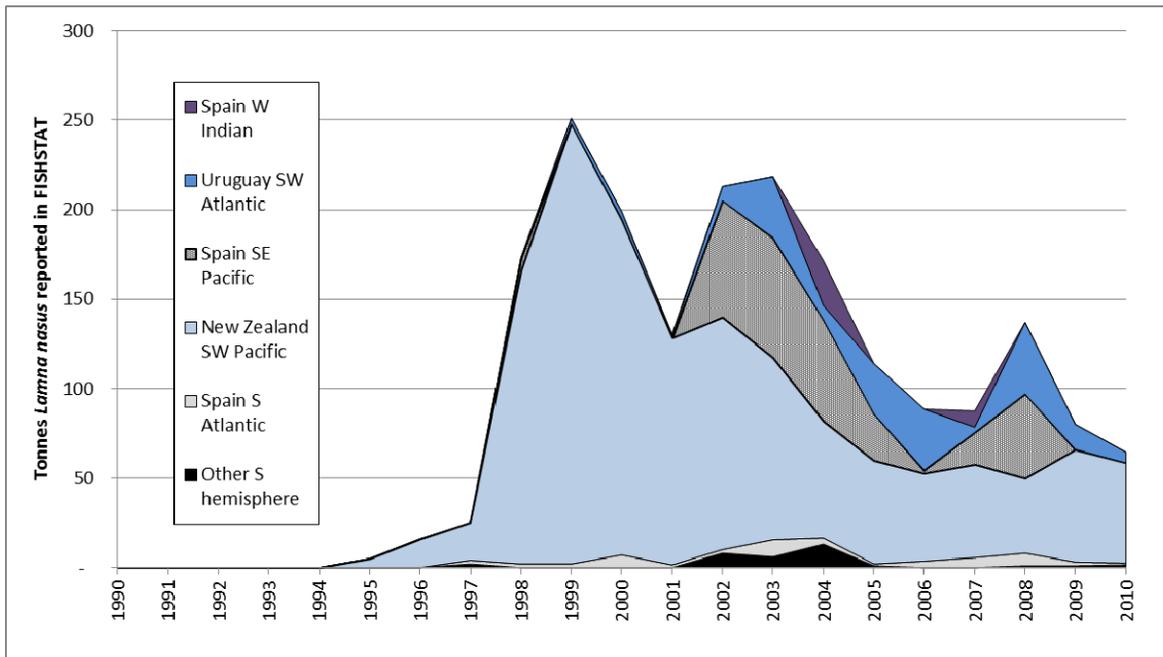


Figure 21. Southern hemisphere landings of porbeagle *Lamna nasus*, 1990–2010 (Source FAO FISHSTAT).

Scientific synonyms of *Lamna nasus*

(Source: FAO Species Identification Sheet 2003)

- *Squalus glaucus* Gunnerus, 1768 (not *S. glaucus* Linnaeus, 1758 = *Prionace glauca*);
- *Squalus cornubicus* Gmelin, 1789;
- *Squalus pennanti* Walbaum, 1792 (also *Lamna pennanti*, Desvaux, 1851);
- *Squalus monensis* Shaw, 1804;
- *Squalus cornubiensis* Pennant, 1812;
- *Squalus selanonus* Walker, in Leach, 1818;
- *Selanonius walkeri* Fleming, 1828;
- *Lamna punctata* Storer, 1839;
- *Oxyrhina daekayi* Gill, 1862;
- *Lamna philippi* Perez Canto, 1886;
- *Lamna whitleyi* Philipps, 1935.

Range States and Areas where *Lamna nasus* has been recorded

(Source Compagno 2001)

Albania	*Falkland/Malvinas Islands	New Zealand
Algeria	Finland	Norway
Antarctica	France	Portugal
Argentina	France (Corse)	Russian Federation
Australia (New South Wales; Queensland; South Australia; Tasmania; Victoria; Western Australia)	French Polynesia	Slovenia
Azores Is. (Portugal)	Germany	South Africa
Belgium	Gibraltar	**Islas Georgias del Sur y Sandwich del Sur/South Georgia and the South Sandwich Islands
Bermuda	Greece (East Aegean Is.; Kriti)	Spain
Brazil	Greenland	Sweden
Canada (New Brunswick; Newfoundland; Nova Scotia; Prince Edward Island)	Iceland	Syria
Canary Islands	Ireland	Tunisia
Cape Verde	Isle of Man	Turkey
Channel Islands (UK)	Israel	United Kingdom (England, Wales, Scotland, Northern Ireland)
Chile	Italy (Sardinia; Sicilia)	United States of America (Maine; Massachusetts; New Jersey; New York; Rhode Island; South Carolinas?)
Croatia	Kerguelen Is.	Uruguay
Cyprus	Lebanon	Yugoslavia
Denmark	Libya	
Egypt	Madeira Islands (Portugal)	
Faeroe Islands	Malta	
	*Malvinas/Falkland Islands	
	Monaco	
	Morocco	
	Netherlands	

FAO Fisheries Areas:

21, 27, 31, 34, 37, 41, 47, 48, 51, 57, 58, 81 and 87 (see Figure 3).

Oceans:Northwest Atlantic: Greenland, Canada, United States, and Bermuda.Northeast Atlantic: Iceland and western Barents Sea to Baltic, North and Mediterranean Seas, including Russia, Norway, Sweden, Denmark, Germany, Holland, United Kingdom, Ireland, France, Portugal, Spain, and Gibraltar; Mediterranean (not Black Sea); Morocco, Madeira, and Azores.Southern Atlantic: southern Brazil and Uruguay to southern Argentina; Namibia and South Africa.Indo-West Pacific: South-central Indian Ocean from South Africa east to between Prince Edward and Crozet Islands, between Kerguelen and St. Paul Islands, and southern Australia, New Zealand. Sub Antarctic waters off South Georgia, Marion, Prince and Kerguelen Islands.Eastern South Pacific: southern Chile to Cape Horn.

* A dispute exists between the Governments of Argentina and the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland concerning sovereignty over the Falkland Islands/Islas Malvinas.

** A dispute exists between the Governments of Argentina and the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland concerning sovereignty over the South Georgia and the South Sandwich Islands/ Islas Georgia del Sur y Sandwich del Sur.

Historical Fisheries Trends

NOTE – REFERENCES TO FIGURES IN ANNEX 4 HAVE BEEN AMENDED TO REFER TO THE FIGURES IN THIS PROPOSAL.

Extracted from E15 prop-17	De F-15 prop-17	De S-15 prop-17
<i>Northeast Atlantic</i>	<i>Atlantique Nord-Est</i>	<i>Atlántico nororiental</i>
<p><i>Lamna nasus</i> has been fished by many European countries, principally Denmark, France, Norway, Faroes and Spain (Figures 6–11). Norway's target <i>L. nasus</i> longline fishery began in the 1920s and first peaked at 3,884t in 1933. About 6,000t were landed in 1947, when the fishery reopened after the Second World War, followed by a decline to between 1,200–1,900t from 1953–1960. The collapse of this fishery led to the redirection of fishing effort by Norwegian, Faroese and Danish longline shark fishing vessels into the Northwest Atlantic (see below). Norwegian landings from the Northeast Atlantic subsequently decreased to a mean for the past decade of 20t (Figure 8). Average Danish landings (Figure 9) fell from over 1500t in the early 1950s to a mean of ~50t. (DFO 2001a, Gauld 1989, ICES and Norwegian data.)</p>	<p><i>Lamna nasus</i> a été pêché dans cette région par de nombreux pays européens, principalement le Danemark, l'Espagne, les îles Féroé, la France et la Norvège (fig. 6 à 11). La Norvège a commencé ses pêches ciblées à la palangre de <i>L. nasus</i> dans les années 1920. Les débarquements ont atteint un premier point culminant (3884 t) en 1933. Environ 6000 t ont été débarquées en 1947, lorsque la pêche a repris après la seconde guerre mondiale, puis il y a eu une baisse progressive, à 1200 à 1900 t entre 1953 et 1960. Cet effondrement a conduit à la réorientation vers l'Atlantique Nord-Ouest de l'effort de pêche des palangriers norvégiens, féroïens et danois pêchant le requin (voir ci-dessous). Les débarquements norvégiens en provenance de l'Atlantique Nord-Est ont alors baissé de 20 t en moyenne ces 10 dernières années (fig. 8). Les débarquements danois moyens (fig. 9) sont passés de plus de 1500 t au début des années 1950 à une moyenne d'environ 50 t (DFO 2001a, Gauld 1989, CIEM et statistiques norvégiennes).</p>	<p><i>Lamna nasus</i> se pesca en muchos países europeos, principalmente Dinamarca, Francia, Noruega, Islas Feroe y España (Figuras 6 a 11). La pesca selectiva con palangre de <i>L. nasus</i> en Noruega empezó en el decenio de 1920, y alcanzó su primer máximo de 3.884 t en 1933. En 1947 se desembarcaron unas 6.000 t, al reanudarse la pesca después de la segunda guerra mundial, lo que fue seguido de una disminución de entre 1.200 y 1.900 t de 1953 a 1960. El hundimiento de esta pesquería indujo a reorientar el esfuerzo de pesca de las embarcaciones de pesca de tiburón con palangre noruegas, feroesas y danesas en el Atlántico noroccidental (véase <i>infra</i>). Los desembarcos noruegos del Atlántico noroccidental disminuyeron posteriormente a una media en el pasado decenio de 20 t (Figura 8). Los desembarcos daneses (Figura 9) disminuyeron por término medio de más de 1.500 t a comienzos del decenio de 1950 a una media de ~50 t. (DFO, 2001a; Gauld, 1989; CIEM, y datos noruegos.)</p>
<p>Reported landings from the historically most important fisheries, around the UK and in the North Sea and adjacent inshore waters (ICES areas III & IV) have decreased to very low levels during the past 30–40 years. Catches from offshore ICES sub-regions west of Portugal (IX), west of the Bay of Biscay (VIII) and around the Azores (X) have increased since 1989 (Figure 7). This is attributed to a decline in heavily fished and depleted inshore populations and redirection of effort to previously lightly exploited offshore areas.</p>	<p>Les débarquements notifiés lors des pêches passées les plus importantes autour du Royaume-Uni et dans la mer du Nord et les eaux côtières adjacentes (zones III & IV du CIEM) ont fortement diminué ces 30 à 40 dernières années et ont atteint des niveaux très faibles. Le nombre des captures dans les sous-régions de haute mer du CIEM ouest Portugal (IX), ouest golfe de Gascogne (VIII) et autour des Açores (X) a augmenté depuis 1989 (fig. 7). Cela s'explique par un déclin des populations des eaux côtières fortement pêchées et appauvries, ainsi que par une réorientation de l'effort de pêche vers des zones de haute mer qui n'étaient auparavant que peu exploitées.</p>	<p>Los desembarcos comunicados de las pesquerías históricamente más importantes en torno al Reino Unido y el Mar del Norte y aguas costeras adyacentes (zonas del CIEM III y IV) han disminuido a niveles muy bajos en los últimos 30 a 40 años, en tanto que las capturas de las subregiones del CIEM en alta mar al oeste de Portugal (IX), el oeste del golfo de Vizcaya (VIII) y en torno a las Azores (X) han aumentado desde 1989 (Figura 7). Esto se atribuye a una disminución de las poblaciones costeras muy pescadas y mermadas y a la reorientación del esfuerzo hacia zonas costeras poco explotadas anteriormente.</p>
<p>French longliners have targeted <i>L. nasus</i> since the</p>	<p>Les palangriers français pratiquent la pêche ciblée de <i>L. nasus</i> depuis</p>	<p>Los palangreros franceses capturan <i>L. nasus</i> desde el decenio de</p>

Extracted from E15 prop-17	De F-15 prop-17	De S-15 prop-17
<p>1970s in the Celtic Sea and Bay of Biscay. The fleet has declined from eleven vessels in 1994 to five in 2008. Mean CPUE fell from 1 to 0.73 kg per hook; from 3t/vessel in 1994, to less than 1t in 2005 (ICES WGEF 2008, Biseau 2006). Reported landings fell from over 1,092t in 1979 to 3–400t in the late 1990s to present (Figure 11). Spanish longliners took <i>L. nasus</i> opportunistically in the 1970s and since 1998, as bycatch from the longline swordfish fishery in the Mediterranean and Atlantic and from a target Blue Shark fishery that also catches Mako and Porbeagle (Biseau 2006, Bonfil 1994, Mejuto 1985, Mejuto and Garcés 1984, Lallemand-Lemoine 1991). Biomass and numbers have declined 94% and 93%, respectively, from baseline, and by more than 50% from the level in 1972, to well below MSY (Figures 13 and 14, ICCAT/ICES 2009).</p>	<p>les années 1970 en mer Celtique et dans le golfe de Gascogne. La flotte est passée de 11 navires en 1994 à cinq en 2008. Les CUEP moyennes sont tombées de 1 à 0,73 kg par hameçon et de 3 t/navire en 1994 à moins de 1 t en 2005 (CIEM WGEF 2008, Biseau 2006). Les débarquements notifiés sont passés de plus de 1092 t en 1979 à 300 à 400 t depuis la fin des années 1990 (fig.11). Les navires espagnols ont pêché <i>L. nasus</i> de façon opportuniste au cours des années 1970 et depuis 1998. Certains de ces débarquements sont des captures incidentes des palangriers pêchant l'espadon en Méditerranée et dans l'océan Atlantique (Bonfil 1994), et certains proviennent de pêches ciblées du requin bleu, qui capturent également des requins mako et des requins taupes communs (Biseau 2006, Bonfil 1994, Mejuto 1985, Mejuto et Garcés 1984, Lallemand-Lemoine 1991). La biomasse et le nombre ont diminué de 94% et 93% respectivement par rapport au niveau de référence, et de plus de 50% par rapport au niveau de 1972, et qu'ils se situent dès lors nettement au-dessous du RMD (fig. 13 et 14, CICTA/CIEM 2009).</p>	<p>1970 en el mar Celta y el golfo de Vizcaya. La flota se ha reducido de 11 embarcaciones en 1994 a cinco en 2008. El CPUE medio disminuyó de 1 a 0,73 kg por anzuelo; de 3 t/embarcación en 1994 a menos de 1 t en 2005 (WGEF del CIEM, 2008; Biseau, 2006). Los desembarcos comunicados disminuyeron de más 1.092 t en 1979 a 300-400 t a finales del decenio de 1990, hasta ahora (Figura 11). Los palangreros españoles capturaron <i>L. nasus</i> en acciones oportunistas en el decenio de 1970 y desde 1998 como captura incidental de la pesca de pez espada con palangre en el Mediterráneo y el Atlántico y de pesca directa de tiburón azul en que se captura también el tiburón azulejo y el marrajo sardinero (Biseau, 2006; Bonfil, 1994; Mejuto, 1985; Mejuto y Garcés, 1984; Lallemand-Lemoine, 1991). La biomasa y las cantidades habían disminuido un 94 y un 93%, respectivamente, desde la línea referencial, y más de un 50% desde el nivel de 1972, a bastante menos del RMS La realizaron la primera evaluación de esta población (Figuras 13 y 14, CICAA y ICEM 2009).</p>
<p>Northwest Atlantic</p>	<p>Atlantique Nord-Ouest</p>	<p>Atlántico noroccidental</p>
<p>Targeted <i>Lamna nasus</i> fishing started in 1961, when the Norwegian and subsequently the Faeroese shark longline fleets moved from the depleted Northeast Atlantic to the coast of New England and Newfoundland. Catches increased rapidly from ~1,900t in 1961 to > 9,000t in 1964 (Figure 15). By 1965 many vessels had switched to other species or fishing grounds because of the population decline (DFO 2001a). The fishery collapsed after six years, landing less than 1,000t in 1970. It took 25 years for only very limited recovery to take place. Norwegian and Faroese fleets have been excluded from Canadian waters since 1993. Canadian and US authorities reported all landings after 1995.</p>	<p>Les pêches ciblées de <i>Lamna nasus</i> ont commencé en 1961, suite à l'appauvrissement du stock de l'Atlantique Nord-Est, lorsque la flotte des palangriers norvégiens pêchant le requin a réorienté ses opérations vers les côtes de la Nouvelle-Angleterre et de Terre-Neuve. Les captures ont augmenté rapidement, passant d'environ 1900 t en 1961 à plus de 9000 t en 1964 (fig. 15). Dès 1965, de nombreux navires s'étaient tournés vers d'autres espèces ou s'étaient déplacés sur d'autres zones de pêche à cause du déclin de la population (DFO 2001a). Cette pêche s'est effondrée en six ans seulement, avec des débarquements inférieurs à 1000 t en 1970, et il a fallu 25 ans avant que l'on puisse constater un très léger redressement. Les flottes des îles Féroé et de la Norvège ont été exclues des eaux canadiennes depuis 1993. Les autorités du Canada et des Etats-Unis ont notifié tous les débarquements intervenus après 1995.</p>	<p>La pesca directa de <i>Lamna nasus</i> comenzó en 1961, cuando flotas de palangreros de tiburón noruegas y posteriormente feroesas se desplazaron del Atlántico nororiental agotado a la costa de Nueva Inglaterra y Terranova. Las capturas aumentaron rápidamente de ~1.900 t en 1961 a > 9.000t en 1964 (Figura 15). En 1965, muchas embarcaciones se dedicaron a otras especies o trasladaron a otros caladeros debido a la disminución de la población (DFO, 2001a). La pesquería se hundió después de seis años, desembarcando menos de 1.000 t en 1970. Se tardó 25 años en lograr una recuperación muy limitada. Las flotas noruegas y feroesas están excluidas de las aguas canadienses desde 1993. Las autoridades canadienses y estadounidenses informaron de todos los desembarcos después de 1995.</p>
<p>Three offshore and several inshore Canadian vessels entered the targeted Northwest Atlantic fishery in the 1990s. Catches of 1,000–2,000 t/year reduced population levels to a new low in under ten years: the</p>	<p>Dans les années 1990, trois navires canadiens de pêche côtière et plusieurs navires canadiens de pêche en haute mer se sont lancés dans la pêche ciblée dans l'Atlantique Nord-Ouest. Le volume des captures, qui a atteint 1000 à 2000 t/an, a ramené en moins de 10 ans</p>	<p>Tres barcos de pesca de altura y varios costeros canadienses iniciaron la pesca específica en el Atlántico noroccidental en el decenio de 1990. Las capturas de entre 1.000 y 2.000 t/año redujeron los niveles de población a un nuevo punto mínimo en</p>

Extracted from E15 prop-17	De F-15 prop-17	De S-15 prop-17
<p>average size of sharks and catch rates were the smallest on record in 1999 and 2000, catch rates of mature sharks in 2000 were 10% of those in 1992, and biomass estimated as 11–17% of virgin biomass and fully recruited F as 0.26 (DFO 2001a). The annual catch quota was reduced for 2002–2007 to allow population growth (DFO 2001a, 2001b) and reduced again in 2006. Landings have since ranged from 139t to 229t. Total population numbers have remained relatively stable since 2002, although female spawners may have continued to decline slightly. ICCAT/ICES (2009) estimate that spawning stock biomass (SSB) is now about 95–103% of its size in 2001 and the number of mature females 83% to 103% of the 2001 value (Figure 16), or 12–16 % of baseline.</p>	<p>la population à de nouveaux niveaux record vers le bas: en 1999 et 2000, la taille moyenne des requins et les taux de capture ont été les plus faibles jamais enregistrés, et en 2000 le nombre des captures de requins adultes a été inférieur de 10% à celui de 1992; la biomasse a été estimée à 11 à 17% de la biomasse vierge et le plein recrutement à 0,26 (DFO 2001a). Le quota annuel de captures a été réduit une première fois pour 2002 à 2007 afin de permettre la croissance de la population (DFO 2001a, 2001b), puis réduit de nouveau en 2006. Depuis, les débarquements ont été de 139 t à 229 t. La population totale est restée relativement stable depuis 2002, bien que le nombre de femelles frayeuses ait continué à baisser légèrement. La CICTA/CIEM (2009) estime que la biomasse du stock de géniteurs (BSG) est aujourd'hui comprise entre 95 et 103% de sa taille de 2001 et que le nombre de femelles parvenues à maturité sexuelle est compris entre 83% et 103% de ce qu'il était en 2001 (fig. 16), ou entre 12 à 16 % par rapport au niveau de référence.</p>	<p>menos de diez años: el tamaño medio de los tiburones y las tasas de capturas fueron los más pequeños registrados en 1999 y 2000; en 2000 las tasas de capturas de tiburones adultos habían quedado reducidas al 10% de las de 1992, y la biomasa se estimaba entre el 11 y el 17% de la biomasa virgen y F plenamente reclutados en 0,26 (DFO, 2001). El cupo anual de capturas se redujo en 2000-2007 para permitir el crecimiento de la población (DFO, 2001a, 2001b) y disminuyó de nuevo en 2006. Desde entonces, los desembarcos han variado entre 139 t y 229 t. Las cifras de la población total han permanecido relativamente estables desde 2002, si bien las hembras desovadoras pueden haber seguido disminuyendo ligeramente. La CICAA y el CIEM (2009) estimaron que la biomasa de la población de desove (BPD) se sitúa ahora entre 95-103% de su tamaño en 2001, y el número de hembras maduras entre el 83 y el 103% del valor de 2001 (Figura 16), o sea, 12-16% de la línea referencial.</p>
<p>In addition to the Canadian quota of 185t, in 1999 a quota of 92t was set in the US EEZ, which is presumed to share the same stock. The TAC for all US fisheries was reduced to 11t, including a commercial quota of 1.7t, in 2008. tuna longliners from Taiwan Province of China, the Republic of Korea and Japan take a largely unknown bycatch of <i>L. nasus</i> on the high seas in the North Atlantic (ICES 2005). Most of the catch is reportedly discarded or landed at ports near the fishing grounds. Stocks and catches are "under investigation" (Fishery Agency of Japan 2004). Campana and Gibson (2008) note that the unreported Porbeagle bycatch observed on Japanese vessels could have amounted to ~200t in 2000 and 2001. Spanish catches are usually also unreported. These levels of combined Northwest Atlantic landings will prevent stock recovery.</p>	<p>Outre le quota canadien de 185 t, un petit quota de 92 t a été fixé en 1999 pour <i>L. nasus</i> dans la ZEE des Etats-Unis, censée faire partie du même stock. Les captures totales autorisées pour l'ensemble des pêches des Etats-Unis ont été ramenées à 11 t, y compris un quota commercial de 1,7 t, en 2008. Les captures incidentes de <i>L. nasus</i> en haute mer, dans l'Atlantique Nord, par des palangriers de la province chinoise de Taiwan, de la République de Corée et du Japon pêchant le thon sont en grande partie inconnues (CIEM 2005). La plupart de ces captures sont notifiées comme déchargées ou débarquées dans des ports proches des lieux de pêche. Les stocks et les captures "font actuellement l'objet d'une étude" (Administration des pêches, Japon 2004). Campana et Gibson (2008) notent que les captures incidentes non notifiées de requins-taupes communs observées à bord de navires japonais pourraient avoir atteint quelque 200 t en 2000 et 2001. Les captures espagnoles, elles non plus, ne sont habituellement pas notifiées. Ces niveaux de débarquements combinés dans l'Atlantique Nord-Ouest empêcheront le redressement du stock.</p>	<p>Además del cupo canadiense de 185 t, en 1999 se estableció un cupo de 92 t en la ZEE de Estados Unidos, que se supone que comparte la misma población. La CTP para todas las pesquerías estadounidenses se redujo a 11 t, incluido un cupo comercial de 1,7 t, en 2008. Palangreros de atún de la provincia china de Taiwan, la República de Corea y Japón obtuvieron una captura incidental en gran parte desconocida de <i>L. nasus</i> en alta mar en el Atlántico norte (CIEM, 2005). Según se informa, la mayoría de las capturas se descartaron o desembarcaron en puertos próximos a los caladeros. Las poblaciones y las capturas se "están investigando" (Organismo de Pesca de Japón, 2004). Campana y Gibson (2008) señalan que la captura incidental de marrajo sardinero no comunicada observada en embarcaciones japonesas podría haber ascendido a ~200 t en 2000 y 2001. Tampoco se informa normalmente de las capturas españolas. Estos niveles de desembarcos combinados del Atlántico noroccidental impedirán la recuperación de la población.</p>

Application of the criteria for amendment of Appendices I and II for commercially exploited aquatic species, with regard to Porbeagle shark *Lamna nasus*

CITES Standing Committee 58 [SC58 Sum. 7 (Rev. 1) (09/07/2009)] asked Parties, as they prepared for CoP15, to clearly define in their listing proposals how they have interpreted and applied Resolution Conf. 9.24 (Rev. CoP14), particularly paragraph B of Annex 2a of the Resolution, which deals with the inclusion of species in Appendix II in accordance with Article II paragraph 2a of the Convention. This paragraph has been interpreted differently by the CITES and FAO Secretariats, and by Parties.

The 15th meeting of the Conference of Parties also discussed this issue, introduced in CoP15 Doc.63, adopting Decision 15.28 (addressed to the Secretariat) and 15.29 (addressed to the Animals Committee), and further amending Res Conf 9.24 (Rev. CoP15). The discussion on the application of the listing criteria within CITES and FAO has continued since then within the framework set out by these Decisions. The following documents were prepared and discussed by the Animals Committee in July 2011: AC25 Doc. 10; AC25 Inf. 10 (Germany); AC25 Inf. 12 (FAO 2011, the report of a workshop on the application of criterion Annex 2a B), and in March 2012: AC26 Doc. 14. The latter meeting of the Animals Committee recognised the complexity of the issue and invited the Standing Committee to consider the merit of continuing a discussion on this matter within CITES.

Since these discussions are still underway with no recommendations available yet, this proposal has been developed on the basis of the EU position so far.

Interpreting the Text of Annex 2 a with regard to *Lamna nasus*

The proponents have carefully considered the FAO's views on how CITES Parties should interpret the criteria in Resolution Conf. 9.24 (SC 58 Inf. 6), and the interpretation suggested by the CITES Secretariat (SC 58 Doc. 43). In the view of the proponents, the definition of the term "decline" given in Annex 5 of Resolution Conf. 9.24 and the Footnote "Application of decline for commercially exploited aquatic species" is clearly relevant for Criterion A of Annex 2 a, and we have interpreted it according to the guidelines and the footnote.

Criterion A of Annex 2 a states that a species should be included in Appendix II "to avoid it becoming eligible for inclusion in Appendix I in the near future". According to Article II Paragraph 1 of the Convention, it shall be included in Appendix I if it is "threatened with extinction". According to Annex 1 of Res. Conf. 9.24 (Biological criteria for Appendix I), a species is threatened with extinction if it meets or is likely to meet at least one of the criteria A, B or C, with C specifying "a marked decline in the population size in the wild [...]". This term "decline" used in Criterion C for Appendix I is then further defined in Annex 5 (Definitions, explanations and guidelines) and specified for commercially exploited aquatic species in the abovementioned footnote.

By contrast, Criterion B of Annex 2 a does not refer to Appendix I. Criterion B states that a species should be included in Appendix II "to ensure that the harvest of specimens from the wild is not reducing the wild population to a level at which its survival might be threatened by continued harvesting or other influences." Whether the Appendix I definition of "decline" is relevant for Criterion B has been subject to different interpretations. The proponents do not wish to enter into this general discussion through the present document. However, the proponents would like to underline that Criterion B represents the outcome of a rewording of the previous version of Paragraph B of Annex 2a in Res. Conf. 9.24, which reads as follows:

"It is known, or can be inferred or projected, that harvesting of specimens from the wild for international trade has, or may have, a detrimental impact on the species by either

- i) exceeding, over an extended period, the level that can be continued in perpetuity; or*
- ii) reducing it to a population level at which its survival would be threatened by other influences."*

In the criteria working group at Johannesburg (20th Animals Committee, 2004) it was recognized that Criterion B of Annex 2 a in its current version encompasses both meanings of the abovementioned original text, i.e. paragraph i) and ii). With respect to paragraph ii) of the original criterion, decline is relevant with

respect to the special case of reducing a population to a level at which depensation might occur. Paragraph i) of the original criterion is a reference to long-term unsustainable harvesting that is known or might be inferred or projected and to the detrimental impact that such harvesting has, or may have, on the species.

This represented the understanding of European Community Parties when the revised criteria were adopted, and the proponents feel that this remains a valid interpretation of this criterion.

Resolution Conf. 9.24 (Rev. CoP 14) also recognizes the importance of the application of the precautionary approach in cases of uncertainty and indicates that the definitions, explanations and guidelines provided in Annex 5 should be interpreted in a flexible manner, taking account of the specific features of each species considered. This was highlighted by the Standing Committee at its 58th meeting, and the proponents have interpreted the Resolution accordingly in their listing proposal for *Lamna nasus*.

On this basis, with regard to the relevant stocks of *Lamna nasus* referred to in the proposal, Criterion B of Res. Conf. 9.24 Annex 2a is regarded to be met because:

- This species is of high biological vulnerability, falling within FAO's lowest productivity, and takes decades to recover from depletion, even under fisheries management;
- Exploitation in target fisheries is driven primarily by international trade demand for this species' meat, while fins and meat enter international trade from target and bycatch fisheries
- Stock assessments identify serious impacts of exploitation in the North Atlantic and Southwest Atlantic (possibly extending into Southeast Pacific), where populations depleted by target and bycatch fisheries qualify for listing in the CITES Appendices;
- Data are lacking on most other southern hemisphere stocks, but these populations are of lower biological productivity, even more vulnerable to depletion than northern stocks, and are also exploited by fisheries;
- *Lamna nasus* is taken in high seas IUU fisheries, which undermine conservation measures adopted by coastal fishing states;
- Improved management of all stocks is a high priority. As also pointed out by the 2009 FAO expert panel (FAO 2010), regulation of international trade through CITES listing can supplement traditional management measures, including by strengthening national efforts to keep harvesting for trade commensurate with stock rebuilding plans and improving the control of high seas catches through the use of certificates of introduction from the sea accompanied by non detriment findings, thus providing a significant contribution to the conservation of this species.

National management measures for porbeagle *Lamna nasus*

Argentina	Requires live bycatch of large sharks to be released alive.
Canada	<p>Pelagic shark Fisheries management plans in Atlantic Canada established non-restrictive catch guidelines of 1500t for <i>L. nasus</i> prior to 1997, followed by a provisional TAC of 1000t for 1997–1999, based largely on historic reported landings and observations of decreased recent catch rates (DFO 2001b). Following analytical stock assessments (Campana <i>et al.</i> 1999, 2001), the Shark Management Plan for 2002–2007 reduced the TAC to 250t, followed by a further reduction to 185t (60t bycatch, 125t directed fishery) from 2006. Stock projections (Figure 17) indicate that the population will eventually recover if harvest rates are kept under 4% (~185 mt, DFO 2005b). Finning is prohibited.</p> <p>The Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC) designated <i>L. nasus</i> as Endangered in 2004 (COSEWIC 2004). The Federal Government of Canada declined to list it under Schedule 1 of Canada's Species at Risk Act because recovery measures were being implemented.</p>
European Community	<p>The conservation and management of sharks in EU waters falls under the European Common Fishery Policy, which manages fish stocks through a system of Total Allowable Catch (TAC or annual catch quotas) and reduction of fishing capacity. The Community Action Plan for the Conservation and Management of Sharks (CPOA, EU COM(2009) 40 final) sets out to rebuild depleted shark stocks fished by the EC fleet within and outside EC Waters. The CPOA's Shark Assessment Report pays particular attention to <i>L. nasus</i>, which has been under legally-binding EU management in EC and international waters since 2008.</p> <p>EC Regulation 40/2008 established a TAC for porbeagle taken in EC and international waters of I, II, III, IV, V, VI, VII, VIII, IX, X, XII and XIV of 581 t. In 2009, the TAC was reduced to 436 t (a decrease of 25%) and regulations stated that "A maximum landing size of 210 cm (fork length) shall be respected" (EC Regulation No 43/2009). The TAC was reduced to zero in 2010. Since 2012, EC Regulations 23/2010, 57/2011 and 44/2012 have prohibited fishing for porbeagle in EU waters and, for EU vessels, to fish for, to retain on board, to tranship and to land porbeagle in international waters.</p> <p>EC Regulation 1185/2003 prohibits the removal of shark fins of this species, and subsequent discarding of the body. This regulation is binding on EC vessels in all waters and non-EC vessels in Community waters.</p>
Malta	<i>L. nasus</i> is listed in appendices to the Flora, Fauna and Natural Habitats Protection Regulations 2006
New Zealand	<i>L. nasus</i> has been included in New Zealand's Quota Management System (QMS) since 2004, with an unrestrictive TAC set at 249t (Sullivan <i>et al.</i> 2005). Finning and discard of carcasses is permitted, but discards must be reported.
Norway	In 2007 Norway banned all direct fisheries for porbeagle, based on ICES advice. Until 2011, by-catch could be landed and sold. Since 2011, live specimens must be released and dead specimens can (not must) be landed. Weight and number of specimens landed must be reported. From 2011, the regulations also include recreational fishing. Since 2012, landings of porbeagle are not remunerated.
Spain	Included in Spanish National List of Endangered Species (RD 139/2011)
Sweden	It has been forbidden to catch and land porbeagle since 2004 (FIFS 2004:36)
USA	There is quota management for <i>L. nasus</i> in USA Atlantic waters. A 92t TAC was adopted in US waters in 1999 and reduced in 2008 to 11t for all US fisheries, including a commercial quota of 1.7t (NOAA NMFS 2011). When exceeded, the fishery is closed.

NOTE:

The above list is based upon consultation with range States and may be incomplete.

It excludes national regulations adopted by EU Member States in order to implement the zero TAC and other Community-level management measures, or by Barcelona Convention signatories and GFCM Contracting Parties implementing the listing in Annex II (Endangered or Threatened Species) of the Barcelona Convention Protocol concerning specially protected areas and biological diversity (SPA/BD) in the Mediterranean.

References

- Acuña, E., Villarroel, J.C. y Grau, R. 2002. Fauna Ictica Asociada a la Pesquería de Pez Espada (*Xiphias gladius* Linnaeus). *Gayana (Concepc.)*, 66(2):263–267.
- Anonymous, 2008. Results of the International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Findings. Cancun, Mexico, November 17th to 22nd, 2008. [http://www.conabio.gob.mx/institucion/cooperacion_internacional/TallerNDF/ Links-Documentos/WG-CS/WG8-Fishes/WG8-FR.pdf](http://www.conabio.gob.mx/institucion/cooperacion_internacional/TallerNDF/Links-Documentos/WG-CS/WG8-Fishes/WG8-FR.pdf)
- Anonymous, 2012. Response to Notification to the Parties No. 2011/049, Concerning Sharks. CITES AC26 Inf. 1. <http://www.cites.org/common/com/AC/26/E26-01i.pdf>.
- Anonymous, 2012. Report of the 2012 Shortfin mako stock assessment and ecological risk assessment meeting. http://www.iccat.es/Documents/Meetings/Docs/2012_SHK_ASS_ENG.pdf
- Babcock, E.A. and Cortes, E., 2010. Bayesian surplus production model applied to porbeagle catch, CPUE and effort data. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 65(6): 2051-2057.
- Biais G. and Vollette J. 2009. CPUE of the French porbeagle fishery. ICES WGEF Working Document, 3 pp.
- Biseau, A. 2006. Untitled summary of french porbeagle fisheries and market data. Working Document, ICES Working Group on Elasmobranch Fishes.
- Bonfil, R. 1994. Overview of world elasmobranch fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper* No. 341 119 pp.
- Buencuerpo, V., Rios, S., Moron, J. 1998. Pelagic sharks associated with the swordfish, *Xiphias gladius*, fishery in the eastern North Atlantic Ocean and the Strait of Gibraltar. *Fishery Bulletin* (96): 667–685.
- CCAMLR. 2006. Conservation of sharks. Conservation Measure 32-18, 2006. At www.ccamlr.org. Accessed on 14 May 2012 at http://www.ccamlr.org/pu/e/e_pubs/cm/11-12/32-18.pdf.
- Campana, S., L. Marks., Joyce, W., Hurley, P., Showell, M., and Kulka, D. 1999. An analytical assessment of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) population in the northwest Atlantic. Canadian Science Advisory Secretariat. CSAS. Res. Doc.99/158.
- Campana, S., Marks, L., Joyce, W. and Harley, S. 2001. Analytical assessment of the porbeagle (*Lamna nasus*) population in the Northwest Atlantic, with estimates of long-term sustainable yield. Canadian Science Advisory Secretariat. CSAS Res. Doc. 2001/067. 17 pp.
- Campana, S.E. and W.N. Joyce. 2004. Temperature and depth associations of porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the northwest Atlantic. *Fish. Oceanogr.* 13:52–64.
- Campana S. and J. Gibson. 2008. Catch and Stock Status of Porbeagle Shark (*Lamna nasus*) in the Northwest Atlantic to 2007, NAFO Doc. 08/36.
- Campana, S. E., Joyce, W. and Fowler, M. 2010a. Subtropical pupping ground for a cold-water shark. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 67:769-773.
- Campana, S. E., Gibson, A. J. F., Fowler, M., Dorey, A., and Joyce, W. 2010b. Population dynamics of porbeagle in the northwest Atlantic, with an assessment of status to 2009 and projections for recovery. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 65(6): 2109-2182.
- Campana, S.E., J. Brading, and W. Joyce. 2011. Estimation of pelagic shark bycatch and associated mortality in Canadian Atlantic fisheries. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2011/067: vi + 19p.
- CITES 2006. Conservation and Management of Sharks: Implementation of CITES shark listings. AC22 Doc.17.2. 5pp. www.cites.org.
- Clarke, S. and Harley, S.J. 2010. A Proposal for a Research Plan to Determine the Status of the Key Shark Species. Secretariat of the Pacific Community (SPC), Ocean Fisheries Programme (OFP), Noumea, New Caledonia. WCPFC-SC6-2010/EB-WP-01.
- Compagno, L.J.V. 2001. Sharks of the World. Volume 2. Bullhead, mackerel and carpet sharks (Heterodontiformes, Lamniformes and Orectolobiformes). An annotated and illustrated catalogue of the shark species known to date. *FAO Species Catalogue for Fisheries Purposes* (1): i–v, 1–269.

- COSEWIC 2004. COSEWIC assessment and status report on the porbeagle shark *Lamna nasus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. viii + 43 pp. (www.sararegistry.gc.ca/status/status_e.cfm).
- De la Serna, J.M., Valeiras, J., Ortiz, J.M., Macias D., 2002. Large Pelagic sharks as by-catch in the Mediterranean Swordfish Longline Fishery : some biological aspects. NAFO SCR Doc.02/137 Serial No. N4759.
- Deynat, P. 2010. *Les requins: Identification des nageoires*. Éditiones Quae. 464 pp.
- DFO. 2001a. Porbeagle shark in NAFO subareas 3–6. *Scientific Stock Status Report*. B3-09. 9 pp.
- DFO. 2001b. Canadian Atlantic Pelagic Shark Integrated Fishery Management Plan, 2000–2001. Pp. 1–72.
- DFO, 2005a. Stock assessment report on NAFO Subareas 3–6 porbeagle shark. *CSAS Science Advisory Report 2005/044*.
- DFO, 2005b. Recovery Assessment Report on NAFO Subareas 3–6 Porbeagle Shark. *CSAS Science Advisory Report 2005/043*.
- DFO 2006. Potential Socio-economic Implications of Adding Porbeagle Shark to the List of Wildlife Species at Risk in the *Species at Risk Act* (SARA). Fisheries and Oceans Canada, Policy and Economics Branch – Maritimes Region, Dartmouth, Nova Scotia.
- Domingo, A., O. Mora y M. Cornes. 2001. Evolución de las capturas de elasmobranquios pelágicos en la pesquería de atunes de Uruguay, con énfasis en los tiburones azul (prionace glauca), moro (*Isurus oxyrinchus*) y porbeagle (*Lamna nasus*). Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT 54(4): 1406–1420.
- Domingo, A. 2000. Los Elasmobranquios Pelágicos Capturados por la flota de longline Uruguay. In: M. Rey (Editor). Consideraciones Sobre la Pesca Incidental Producida por la Actividad de la Flota Atunera Dirigida a Grandes Pelágicos. “Plan De Investigación Pesquera”. Inape – Pnud Uru/92/003.
- Dulvy, N.K., Baum, J.K., Clarke, S., Compagno, L.J.V., Cortés, E., Domingo, A., Fordham, S., Fowler, S., Francis, M.P., Gibson, C., Martinez, J., Musick, J.A., Soldo, A., Stevens, J.D. and Valenti S. 2008. You can swim but you can't hide: the global status and conservation of oceanic pelagic sharks and rays. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 18, 459–482.
- FAO. 2000. An appraisal of the suitability of the CITES criteria for listing commercially-exploited aquatic species. FAO Circulaire sur les pêches No. 954, FAO, Rome. 76pp.
- FAO. 2001. Report of the second technical consultation of the CITES criteria for listing commercially exploited aquatic species. FAO Fisheries Report No. 667. FAO, Rome.
- FAO–FIGIS. 2012. FISHSTAT Capture production statistics. FAO website, downloaded 2012.
- FAO–FIGIS. 2012a. *Lamna nasus* Species Fact Sheet. In: A world overview of species of interest to fisheries. FIGIS Species Fact Sheets. SIDP -Species Identification and Data Programme. FAO–FIGIS. <<http://www.fao.org/figis/servlet/species?fid=2798>> downloaded 2012.
- FAO 2010a. Report of the Third FAO Expert Advisory Panel for the assessment of proposals to amend Appendices I and II of CITES concerning commercially-exploited aquatic species. Rome, 7–12 December 2009. FAO Fisheries and Aquaculture Report No.FIRF/R925.
- FAO 2010b. Report to COFI 29 on Progress in the implementation of the Code of Conduct for Responsible Fisheries and related instruments, including International Plans of Action and strategies, and other matters. COFI/2011/2, FAO, Rome.
- FAO 2011. Report of the FAO workshop to review the application of CITES Criterion Annex 2 a B to commercially-exploited aquatic species. Rome, 19–21 April 2011. *FAO Fisheries and Aquaculture Report* No.976. FAO, Rome, Italy.
- Fernández-Costa, J. and Mejuto, J. 2009. A short note on the FAO statistics for the porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the Atlantic and its relation to other lamnid. ICCAT SCRS/2009/062.
- Ferretti, F. R. A. Myers, F, Serena and H. K. Lotze. 2008. Loss of Large Predatory Sharks from the Mediterranean Sea. *Conservation Biology*. doi: 10.1111/j.1523-1739.2008.00938.x.
- Fischer, W., Bauchot, M.-L. and Schneider, M.-L 1987. *Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. Méditerranée et Mer Noire*. Zone de peche 37. Volume 2. Vertébrés. FAO, Rome. 761–1530.

- Fishery Agency of Japan. 2004. Salmon Shark *Lamna ditropis*; Porbeagle Shark *Lamna nasus*, Pacific, Atlantic and Indian Oceans. *In: The current status of international fishery stocks* (summarised edition). Pp. 82–83. Fishery Agency, Japan.
- Fleming, Elizabeth. H. and Papageorgiou, P.A. 1997. *Shark fisheries and trade in Europe*. TRAFFIC Europe. 78 pp.
- Fong, Q.S.W. and J.L. Anderson (1998). Assessment of Hong Kong shark fin trade. Department of Environmental and Natural Resource Economics, University of Rhode Island, Kingston, 9 pp.
- Forselledo Caldera. R. (2012). Estructura poblacional y aspectos reproductivos del tiburón pinocho *Lamna nasus* (Bonnaterre, 1788) en el Atlántico Sudoccidental. Pasantía de grado para optar a la Licenciatura en Ciencias Biológicas, opción Oceanografía, Facultad de Ciencias-UDELAR (Convenio DINARA-Facultad de Ciencias, Uruguay).
- Francis, M.P., Campana, S.E. and Jones, C.M. 2007. Age under-estimation in New Zealand Porbeagle sharks (*Lamna nasus*): is there an upper limit to ages that can be determined from shark vertebrae? *Marine and Freshwater Research*, 58, 10-23.
- Francis, M. P. and Duffy, C. (2005). Length at maturity in three pelagic sharks (*Lamna nasus*, *Isurus oxyrinchus* and *Prionace glauca*) from New Zealand. *Fishery Bulletin* 103: 489–500.
- Francis, M. P., Natanson, L. J. and Campana, S. E. 2008: The biology and ecology of the Porbeagle shark *Lamna nasus*. *In: Pikitch, E. K. and M. Camhi (Eds). Sharks of the open ocean*. Blackwell Scientific Publications.
- García Núñez, N.E. 2008. Sharks: Conservation, Fishing and International Trade. Bilingual edition. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid. 111 pp. <http://www.cites.org/common/com/AC/24/EF24i-05.pdf>
- Gauld, J.A. (1989). Records of porbeagles landed in Scotland, with observations on the biology, distribution and exploitation of the species. *Scottish Fisheries Research Report* 45, ISSN 0308 8022. 15 pp.
- Gibson, A.J. and S. E. Campana. 2005. Status and recovery potential of porbeagle shark in the Northwest Atlantic. CSAS Res. Doc. 2005/53. 179 pp.
- Griggs, L.H., Baird, S.J., Francis, M.P. (2008). Fish bycatch in New Zealand tuna longline fisheries in 2005-06. New Zealand Fisheries Assessment Report 2008/27. 47p.
- Hazin, F., M. Broadhurst, A. Amorim, C. Arfelli and A. Domingo. 2008. Catch of pelagic sharks by subsurface longline fisheries in the South Atlantic Ocean: A review of available data with emphasis on Uruguay and Brazil *In: "Sharks of the open Ocean"* M. Camhi and E. Pikitch (Eds.) Blackwell Scientific, New York.
- Hernandez, S., P. A. Haye and M. S. Shivji (2008) Characterization of the pelagic shark-fin trade in north-central Chile by genetic identification and trader surveys, *Journal of Fish Biology* 73, 2293–2304
- ICCAT SCRS/ICES 2009. Report of the 2009 Porbeagle stock assessments meeting. Copenhagen, Denmark, June 22 to 27, 2009. SCRS/2009/014. 57 pp.
- ICES. 2005. Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management. Copenhagen, Denmark.
- ICES WGEF 2008. Report of the Working Group on Elasmobranch Fishes, 3-6 March 2008. ICES CM 2008/ACOM:16. www.ices.dk/products/CMdocs/CM-2008/ACOM/ACOM1608.pdf
- ICES WGEF 2011. Report of the Working Group on Elasmobranch Fishes, 20–24 June 2011. ICES CM 2011/ACOM:19. 492 pp. www.ices.dk/reports/ACOM/2011/WGEF/wgef_2011.pdf
- ICES WGEF 2012. Draft Report of the Working Group on Elasmobranch Fishes, Lisbon, 19-26th June 2012.
- INIDEP. 2009. Análisis de las capturas de *Squalus acanthias* y *Lamna nasus* en embarcaciones congeladoras y factorías (convencional y surimera) con observadores a bordo. Periodo 2003 - 2006. 5th January 2009, pp. 12.
- Jensen, C. F., L.J. Natanson, H.L. Pratt, N.E. Kohler, and S.E. Campana. 2002. The reproductive biology of the porbeagle shark, *Lamna nasus*, in the western North Atlantic Ocean. *Fish. Bull.* 100:727–738.
- Joyce, W., S.E. Campana, L.J. Natanson, N.E. Kohler, H.L. Pratt, and C.F. Jensen. 2002. Analysis of stomach contents of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the northwest Atlantic. *ICES J. Mar. Sci.* 59:1263–1269.

- Kohler, N.E., P.A. Turner, J.J. Hoey, L.J. Natanson, and R. Briggs. 2002. Tag and recapture data for three pelagic shark species, blue shark (*Prionace glauca*), shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*), and porbeagle (*Lamna nasus*) in the North Atlantic Ocean, ICCAT Collective Volume of Scientific Papers SCRS/2001/064 1231–1260.
- Lack, M. 2006. Conservation of Spiny Dogfish *Squalus acanthias*: a role for CITES? TRAFFIC Oceania.
- Lack, M. and Sant G. (2011). *The Future of Sharks: A Review of Action and Inaction*. TRAFFIC International and the Pew Environment Group.
- Lallemand-Lemoine, L. 1991. Analysis of the French fishery for porbeagle *Lamna nasus* (Bonnaterre, 1788). ICES-CM-1991/G:71, 10 pp.
- Marconi, M., De Maddalena, A. 2001. On the capture of a young porbeagle, *Lamna nasus* (Bonnaterre, 1788), in the western Adriatic Sea. *Annales, Ser.hist.nat.* 11, 2 (25): 179–184
- Matsumoto, H. 2005. Report of observer program for Japanese tuna longline fishery in the Atlantic Ocean from August 2004 to January 2005, Col. Vol. Sci. Rap. ICCAT, 59(2): 663–681.
- Matsunaga, H. 2009. CPUE trend for Porbeagle caught by the Japanese tuna longline in the SBT fishery ground during 1992-2007. SCRS 2009-91. 6 pp.
- Matsunaga, H. and H. Nakano 2002. Preliminary results of standardized CPUE for porbeagles caught by Japanese longline fishery in the Atlantic Ocean. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 54(4): 1381–1385. Available at http://www.iccat.es/Documents/CVSP/CV054_2002/no_4/CV054041381.pdf
- Matsunaga, H. and H., Nakano 2005. Estimation of shark catches by Japanese tuna longline vessels in the Atlantic Ocean. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT 58(3): 1096–1105. Available at http://www.iccat.es/Documents/CVSP/CV058_2005/no_3/CV058031096.pdf.
- McCoy, M.A. and H. Ishihara (1999). *The Socio-economic Importance of Sharks in the U.S. Flag Areas of the Western and Central Pacific* (Administrative Report AR-SWR-99-01), prepared for U.S. Department of Commerce, National Marine Fisheries Service, Southwest Region, Long Beach, California, United States.
- Megalofonou, P., Damalas, D., Yannopoulos, C., De Metrio, G., Deflorio, M., De La Serna, J.M., Macias, D. 2000. By catches and discards of sharks in the large pelagic fisheries in the Mediterranean Sea. Final report of the Project No 97/50 DG XIV/C1, Comm. Of the Eu. Communities.
- Mejuto, J. 1985. Associated catches of sharks, *Prionace glauca*, *Isurus oxyrinchus* and *Lamna nasus*, with NW and N Spanish swordfish fishery in 1984. ICES C.M. 1985/H:42: 16pp.
- Mejuto, J., and A. G. Garcés. 1984. Shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, and porbeagle, *Lamna nasus*, associated with longline swordfish fishery in NW and N Spain. ICES Council Meeting 19841G 72:1-10.
- Ministry of Fisheries. 2005. New Zealand Gazette of Thursday, November 3 2005. Issue No. 184. Wellington, New Zealand.
- MFSC 2011. Ministry of Fisheries Science Group. Highly Migratory Species Stock Assessment Report. (Unpublished report held in NIWA Greta Point Library, Wellington, New Zealand.)
- MFSC, 2008. Ministry of Fisheries, Science Group (Comps.). Report from the Mid-Year Fishery Assessment Plenary, November 2008: stock assessments and yield estimates. (Unpublished report held in NIWA Greta Point Library, Wellington, New Zealand.)
- Natanson, L.J., Mello, J.J. and Campana, S.E. 2002. Validated age and growth of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the western North Atlantic Ocean. *Fishery Bulletin* **100**, 266–278.
- NOAA NMFS. 2011. www.nmfs.noaa.gov/pr/pdfs/species/porbeagleshark_detailed.pdf
- Orsi Relini L. & Garibaldi F. 2002. Pups of Lamnid sharks from the Ligurian Sea: morphological and biometrical characteristics of taxonomic value. In M. Vacchi, G. La Mesa, F. Serena & B. Seret (eds.) *Proc. 4th Elasm. Assoc. Meet.*, Livorno (Italy) 2000. ICRAM, ARPAT & SFI: 199.
- Pade, N., Sarginson, J., Antsalo, M., Graham, S., Campana, S., Francis, M., Jones, C., Sims, D., and Noble, L. 2006. Spatial ecology and population structure of the porbeagle (*Lamna nasus*) in the Atlantic: an integrated approach to shark conservation. Poster presented at 10th European Elasmobranch Association Science Conference. 11–12 November 2006. Hamburg, Germany.
- Pew Environment Group. 2012. Identifying Shark Fins: Oceanic Whitetip, Porbeagle and Hammerheads.

- Pons, M. and Domingo, A. 2010. Standardized CPUE of Porbeagle shark (*Lamna nasus*) caught by the Uruguayan pelagic longline fleet (1982-2008). *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 65(6): 2098-2108.
- Rose, D.A. 1996. *An overview of world trade in sharks and other cartilaginous fishes*. TRAFFIC International. 106 pp.
- Rosser, A.R. & Haywood, M.J. (compilers). 2002. Guidance For CITES Scientific Authorities: Checklist to assist in making non-detriment findings for Appendix II exports. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K. 146pp.
- Saunders R.A., Royer F., and Clarke M.W. (2011) Winter migration and diving behaviour of porbeagle shark, *Lamna nasus*, in the northeast Atlantic. *ICES Journal of Marine Science* 68(1): 166-174
- Scacco, U., I. Consalvo, S. DiMuccio and L. Tunesi. 2012. On the by-catch of two porbeagle sharks *Lamna nasus* in the central Adriatic Sea. *Marine Biodiversity Records*, 5, e61 doi:10.1017/S1755267212000127.
- Serena, F. & Vacchi, M. 1997. Attività di studio sui grandi pesci cartilaginei dell'alto Tirreno e Mar Ligure nell'ambito del programma L.E.M. (Large elasmobranchs monitoring). *Quad. Civ. Staz. Idrobiol.* N. 22: 17-21
- Shivji, M.S. 2010. DNA forensic applications in shark management and conservation. In: *Sharks and their Relatives II: Biodiversity, Adaptive Physiology and Conservation*. Eds. J.C. Carrier, M.R. Heithaus and J.A. Musick. Pp 593-610. CRC Press.
- Shivji, M., Clarke, S., Pank, M., Natanson, L., Kohler, N., and Stanhope, M. 2002. Rapid molecular genetic identification of pelagic shark body-parts conservation and trade-monitoring. *Conservation Biology* 16(4): 1036-1047.
- Smith, S. E., Au, D. W. and Show, C. 2008. Intrinsic Rates of Increase in Pelagic Elasmobranchs, in *Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation* (eds M. D. Camhi, E. K. Pikitch and E. A. Babcock), Blackwell Publishing Ltd., Oxford, UK. doi: 10.1002/9781444302516.ch25
- Soldo, A. & I. Jardas. 2002. Large sharks in the Eastern Adriatic. In M. Vacchi, G. La Mesa, F. Serena & B. Seret (eds.) *Proc. 4th Elasm. Assoc. Meet.*, Livorno 2000. ICRAM, ARPAT & SFI: 141-155.
- Sonu, S.C. 1998. Shark fisheries, trade, and market of Japan. *NOAA Technical Memorandum NMFS*.
- STECF 2006. Report of subgroup on porbeagle. European Scientific, Technical and Economic Committee on Fisheries. Brussels.
- Stevens, J.D. (1990). Further results from a tagging study of pelagic sharks in the north-east Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 70, 707-720.
- Stevens, J.D., Bonfil, R., Dulvy, N.K. and Walker, P.A. 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, Volume 57, Issue 3, 476-494 pp.
- Stevens, J., Fowler, S.L., Soldo, A., McCord, M., Baum, J., Acuña, E., Domingo, A. & Francis, M. 2005. *Lamna nasus*. In: IUCN 2012. *2012 IUCN Red List of Threatened Species*. <www.iucnredlist.org>.
- Stevens, J. D., and Wayte, S. E. (2008). The bycatch of pelagic sharks in Australia's tuna longline fisheries. In: *Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation*. Eds M.D. Camhi, E.K. Pikitch and E.A. Babcock. Blackwell Publishing, Oxford, U.K.
- Stevens, J. D., and Wayte, S. E. (1999). A review of Australia's pelagic shark resources. FRDC Project No. 98/107. Fisheries Research and Development Corporation, Canberra.
- Sullivan, K. J., P. M. Mace, N. W. M. Smith, M. H. Griffiths, P. R. Todd, M. E. Livingston, S. Harley, J. M. Key & A. M. Connell (ed.). 2005. Report from the Fishery Assessment Plenary, May 2005: stock assessments and yield estimates. Ministry of Fisheries, Wellington. 792 pp.
- Svetlov, M.F. (1978). The porbeagle, *Lamna nasus*, in Antarctic waters. *Journal of Ichthyology* 18 (5), 850-851.
- Testerman, C., Richards, V., Francis, M., Pade, N., Jones, C., Noble, L. and Shivji, M. 2007. Global phylogeography of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) reveals strong genetic separation of northern and southern hemisphere populations. Abstract presented at the American Elasmobranch Society Annual Conference 2007.
- Vannuccini, S. 1999. Shark utilization, marketing and trade. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 389. Rome, FAO. 470 pp.

- Van Wijk, E.M. and R. Williams (2003). Fishery and invertebrate by-catch from Australian fisheries for *D. eleginoides* and *C. gunnari* in Division 58.5.2. CCAMLR WG-FSA 03/73. 26 pp.
- Vas, P. and Thorpe, T. 1998. Commercial landings of sharks in South-Western England. *Shark News* 12: November 1998.
- WCPFC 2010. Conservation and Management Measures for Sharks. Conservation and Management Measure 2010-07. Western and Central Pacific Fisheries Commission.

Fin identification guide (3 pages)

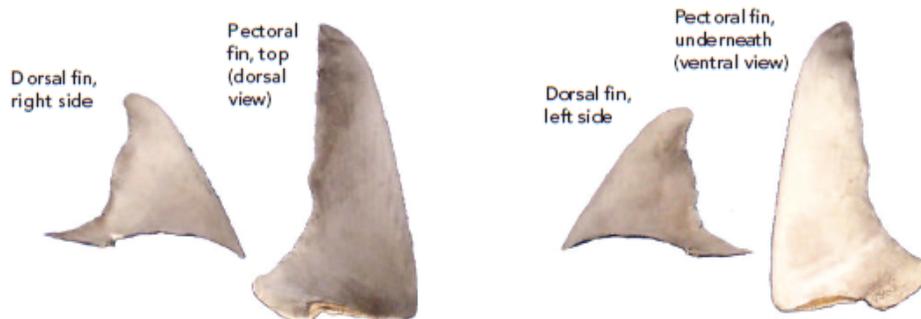
Three steps to using this guide

- Step 1. Distinguish 1st dorsal fins from other highly-valued traded fins: pectoral fins and lower caudal lobes (see below).
- Step 2. Look for white 1st dorsal fin markings, and use the flowchart on Page 3 to identify either porbeagle or oceanic whitetip sharks or exclude many species with black fin markings.
- Step 3. Take several simple measurements (Page 4) to help identify hammerhead 1st dorsal fins, which are much taller than they are broad and are dull brown or light grey.

Step 1: Distinguish 1st dorsal fins from pectoral fins and lower caudal lobes

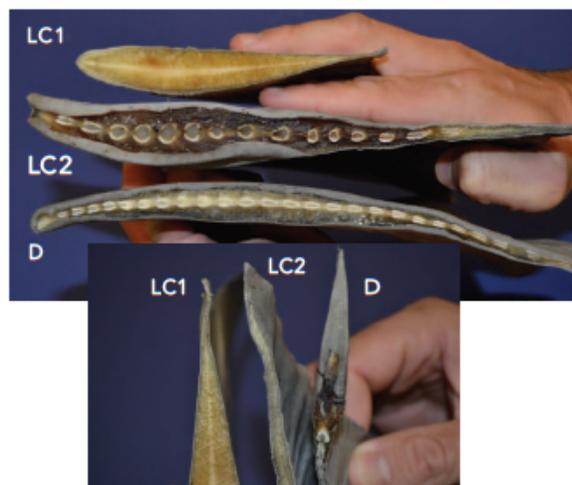
a. Check the fin color on each side

Dorsal fins are the same color on both sides (see right and left side views below). In contrast, pectoral fins are darker on the top side (dorsal view) and lighter underneath (ventral view); (see both views below).



b. Check the base of the fin

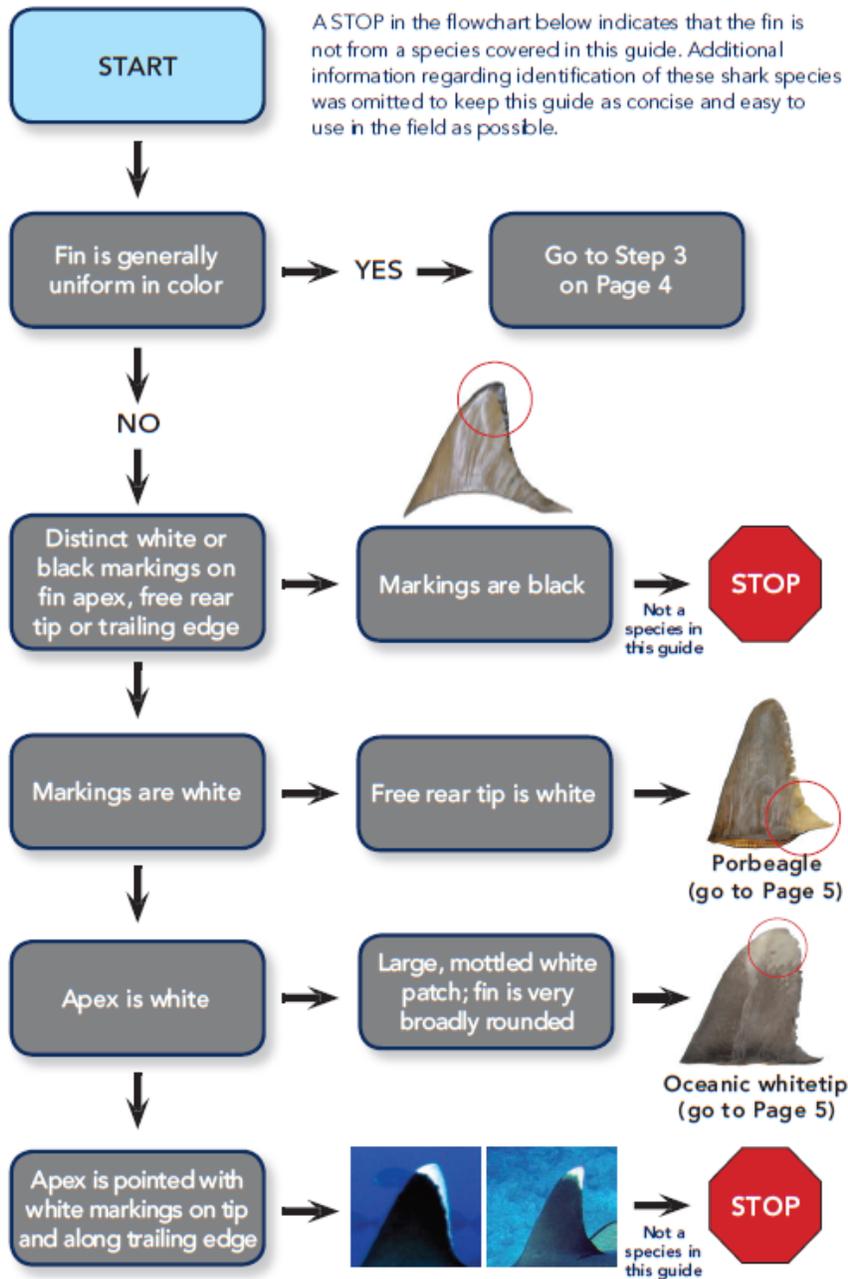
Dorsal fins (D) have a continuous row of closely spaced cartilaginous blocks running along almost the entire fin base. When looking at a cross section of the base of a lower caudal lobe (LC1), there is typically only a yellow, "spongy" material called ceratotrichia, which is the valuable part of the lower caudal lobe. In some lower caudal lobes (LC2) there may be a small number of the cartilaginous blocks, but they are usually widely spaced and/or occur only along part of the fin base. Usually the lower caudal lobe has been cut along its entire base when removed from the shark; in contrast, dorsal fins frequently have a free rear tip that is fully intact.



2

Source: Anonymous. 2012. *Identifying shark fins (oceanic whitetip, porbeagle and hammerheads)*. Pew Environment Group, USA. Pew Environment Group —901 E St. NW, Washington, DC 20004, and School of Marine and Atmospheric Sciences —Stony Brook, NY 11794-5000. USA.

Step 2: Identify porbeagle and oceanic whitetip fins



Porbeagle *Lamna nasus*

IUCN Red List Designation **VULNERABLE**



1st dorsal fin: dark blue/black to dark greyish brown, rounded apex with white patch on lower trailing edge onto free rear tip



Pectoral fins: short, rounded at apex; ventral surface has dusky coloration from apex throughout midsection of fin and along leading edge



Dorsal view (top)



Ventral view (undereath)



IUCN Red List Designations: NE Atlantic and the Mediterranean subpopulations are Critically Endangered, and the NW Atlantic subpopulation is designated as Endangered

Oceanic Whitetip *Carcharhinus longimanus*

IUCN Red List Designation **VULNERABLE**



1st dorsal fin: large and broadly rounded (paddle-like); mottled white color at apex



Pectoral fins: long, broadly rounded at apex; dorsal surface has mottled white color at apex; ventral surface is typically white but can have mottled brown coloration

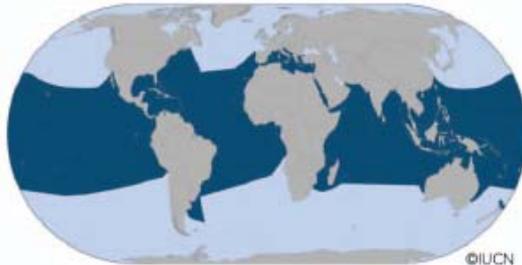
- mottled white color also present on caudal fin (upper and lower lobe)
- very small juveniles may have mottled black coloration on dorsal, pectoral and caudal fins



Dorsal view (top)



Ventral view (underneath)



IUCN Red List Designations: NW Atlantic and Central Atlantic subpopulations are designated as Critically Endangered

Consultations with Range States

Responses were received from the following Range States, Secretariats and Management bodies. Additional information was provided by several of these bodies and incorporated to the extent possible (within the constraints of the 12 page limit on the length of proposal).

Australia

Canada

Croatia

Monaco

New Zealand

Norway

South Africa

Tunisia

Turkey

USA

General Fisheries Committee for the Mediterranean