

EXAMEN DES PROPOSITIONS D'AMENDEMENT DES ANNEXES I ET II

A. Proposition

Inscrire le requin pèlerin (*Cetorhinus maximus*) à l'Annexe II de la CITES.

B. Auteur de la proposition

Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord (au nom des Etats membres de la Communauté européenne).

Pour le Résumé, veuillez vous voir l'Annexe 7 (anglais seulement).

C. Justificatif

1. Taxonomie

- 1.1 Classe: Chondrichthyes (sous-classe Elasmobranchii)
- 1.2 Ordre: Lamniformes
- 1.3 Famille: Cetorhinidae
- 1.4 Genre: *Cetorhinus maximus* (Gunnerus, 1765)
- 1.5 Synonymes scientifiques: Voir annexe 1
- 1.6 Noms communs:
- | | |
|-----------|--|
| français: | requin pèlerin |
| anglais: | Basking shark (sunfish ou sailfish, hoe mother) |
| espagnol: | Peregrino |
| allemand: | Riesenhai |
| gaélique: | Cearban (Ecosse), liabhán mór, liabhán chor gréine (Irlande) |
| grec: | sapounas |
| italien: | Squalo elefante |
- 1.7 Numéros de code:

2. Paramètres biologiques

2.1 Répartition géographique

Le requin pèlerin vit dans les eaux tempérées des plates-formes continentales et insulaires des océans Atlantique et Indo-Pacifique et de la mer Méditerranée. Il a été observé dans les eaux des Etats énumérés à l'annexe 2. On le rencontre parfois très au large, dans les eaux océaniques, mais on l'observe surtout très près des côtes. Il n'a pas été vu dans les régions tropicales et les spécimens observés dans les zones les plus chaudes sont souvent morts, échoués ou moribonds. Bien que son aire de répartition soit vaste, ce requin est rarement vu, sauf dans quelques zones littorales qu'il paraît préférer, où il est alors généralement présent en effectifs relativement importants pendant une partie de l'année seulement.

Les données sur la répartition géographique indiquent des apparitions très saisonnières et l'espèce est très migratrice, entreprenant de très longues migrations horizontales (> 3000 km) et verticales (Sims, Southall et Metcalfe, en prép.). Aux latitudes supérieures, on enregistre le plus fréquemment sa présence au printemps et en été, ce qui semble être le signe d'une migration saisonnière. Il se

peut que celle-ci s'effectue des eaux profondes aux eaux peu profondes ou bien des basses latitudes vers les hautes latitudes, au fur et à mesure que l'eau se réchauffe. Peut-être ces deux éléments jouent-ils un rôle. L'idée selon laquelle les requins pèlerins hiberneraient tout l'hiver est aujourd'hui remise en question (Francis et Duffy, 2002; Sims *et al.*, en prép.). On capture des requins pèlerins dans une zone qui s'étend du bord du plateau continental loin vers le large de la côte ouest de la Nouvelle-Zélande en hiver, que ce soit à profondeur moyenne, sur le fond ou près du fond (Francis et Duffy, 2002). Des études récentes de suivi par satellite, financées par le Royaume-Uni, ont démontré que les requins pèlerins restent au bord des plateaux continentaux durant l'hiver passant alors plus de temps dans les grandes profondeurs que près de la surface (Sims *et al.*, en prép.). Sous les hautes latitudes, certains spécimens pénètrent dans les eaux peu profondes des plates-formes à mesure que l'été avance et passent plus de temps à se nourrir près de la surface, surtout après le développement de la thermocline, lorsque les densités de zooplancton sont au maximum.

Il y a une ségrégation spatiale et saisonnière marquée de la population; on observe souvent des groupes d'animaux de même taille et de même sexe ensemble. La plupart des requins pèlerins capturés par les pêcheries de surface dans les eaux écossaises étaient des femelles venant de s'accoupler (rapport F:M de 18:1, Watkins, 1958); 65-70% des requins capturés au Japon étaient également des femelles. En revanche, les prises dans les filets maillants sous la surface, au large de Terre-Neuve, comptent deux fois plus de mâles que de femelles (Lien et Fawcett, 1986). La ségrégation sexuelle est également évidente dans les prises accidentelles dans différentes régions autour de la Nouvelle-Zélande (Francis et Duffy, 2002). Malgré le grand nombre de femelles matures capturées par les pêcheries, on a noté une seule prise de femelle gravide (avec six embryons). Peu de nouveau-nés et de juvéniles sont observés (2,6 à 2,8% des observations effectuées par Sims *et al.*, 1997 et Lien et Fawcett, 1986), ce qui semble indiquer que leurs populations se trouvent ailleurs ou que le taux de recrutement est très faible. Des programmes de repérage à l'aide de transmetteurs par satellite et autres moyens électroniques aident à élucider les déplacements de ces requins (Sims, Southall et Metcalfe, en prép.).

2.2 Habitat disponible

On ne considère pas la disponibilité de l'habitat, du point de vue de l'étendue horizontale et verticale dans les régions tempérées chaudes à boréales, comme une contrainte pour le requin pèlerin. Toutefois, les habitats de nourrissage appropriés pourraient être limités par la disponibilité et l'abondance des espèces de zooplancton convenant au requin ainsi que par la persistance d'une stratification estivale et d'une formation de front dans la zone du plateau continental. Il semblerait que pour se nourrir, et peut-être s'accoupler, les requins pèlerins préfèrent les eaux de surface qui se situent sur le front de mer, à proximité des côtes de promontoires et d'îles et dans les baies où de forts flux forment des vagues et où se concentre le zooplancton (Earll, 1990, Sims *et al.*, 1997, Sims et Quayle, 1998).

2.3 Etat des populations

L'état du requin pèlerin, à l'échelon mondial, est considéré comme **Vulnérable** (A1a,d, A2d) dans la Liste rouge de l'UICN 2000. L'évaluation de l'UICN est basée sur les données passées du déclin rapide des populations locales de requins pèlerins, causé par les pêcheries à court terme, et sur le fait que la population se rétablit lentement après exploitation (voir les comptes rendus sur les pêcheries aux pages suivantes). Cette évaluation prend également en compte le fait que de semblables déclins de population sont probables à l'avenir, en raison des pêches ciblées, motivées au moins partiellement par la demande d'ailerons sur le marché international, et des captures accidentelles qui se poursuivent dans le monde entier. Compagno (1984) considère le requin pèlerin comme «extrêmement vulnérable à la surpêche, peut-être plus encore que les autres requins ... en raison de son taux de croissance lent, de sa maturité tardive, de sa longue gestation, de sa fécondité probablement faible et de la petite taille probable des populations existantes (bien que l'énorme taille des individus formant de petits bancs tende à donner une fausse impression)». Les meilleures estimations de l'âge de maturité du requin

pèlerin sont de 12-16 ans pour les mâles et jusqu'à 20 ans pour les femelles qui mettent bas six petits après une gestation de 12 à 36 mois. La longévité de ce requin est sans doute d'une cinquantaine d'années. Il se peut que l'intervalle entre les naissances soit de deux à quatre ans (Pauly, 1978, sous presse, Compagno, 1984, Fowler sous presse.)

On ne dispose d'aucune évaluation ferme de la population mondiale totale ou des populations régionales de cette espèce. Owen (1984) estimait que la population non exploitée, dans le golfe du Maine et au large de la Nouvelle-Angleterre (E.-U.), en été, pouvait compter entre 6700 et 14 300 requins. Il a comparé ce chiffre à l'estimation de 2000 requins dans la région de la baie de Monterey, au large de la côte ouest des Etats-Unis (Squire, 1967). Comme le note Compagno (1984), les populations de requins pèlerins sont probablement très petites comparées à celles de la majorité des autres requins. La plupart des pêcheries enregistrées n'ont pris que quelques centaines à environ un millier d'individus par an pendant quelques années avant de cesser leur activité. Dans les cas où les observations de requins pèlerins ont été consignées, le nombre annuel total n'est généralement que de quelques dizaines, centaines ou au maximum quelques milliers – en comptant les observations répétées. Il est probable que le nombre total prélevé dans la totalité du nord-est de l'Atlantique au cours des 50 dernières années est compris entre 80 000 et 106 000 individus (Annexe 5a; Sims et Reid, 2002).

Siccardi (1960, 1971) estime qu'il y a quatre espèces de *Cetorhinus* – deux dans l'Atlantique Nord et la Méditerranée (*C. maximus* et *C. rostratus*), une en Australie-Méridionale (*C. maccoyi*) et une dans l'Atlantique Sud (*C. normani*). Compagno (1984) et Springer et Gilbert (1976) estiment que les données sont insuffisantes pour séparer ces espèces, bien qu'il y ait apparemment des différences morphologiques claires entre certaines populations (p. ex. Tomás et Gomez, 1989). La recherche génétique en cours (p. ex. Hoelzel, 2001) pourrait aider à clarifier l'état des différentes populations dans différents océans et/ou hémisphères.

2.4 Tendances des populations

Quelques déclin bien documentés des captures des pêches ciblées de requins pèlerins suggèrent une réduction des stocks d'au moins 50% à plus de 90% dans certaines zones, en très peu de temps (en général 10 ans au maximum, Fowler sous presse; Annexe 4). Ces déclin ont entraîné une réduction à long terme de populations locales (réduction qui dure plusieurs décennies). Il semble que peu de requins (voire aucun) provenant d'autres sources migrent dans cette zone. Des exemples du NE de l'Atlantique sont donnés ci-dessous (fig. 2-4). Cependant, la plupart des autres pêcheries décrites (également résumées ci-dessous) manquent de données précises sur les débarquements, les conditions du marché et les captures par unité d'effort. Il n'est donc pas toujours possible de déterminer si une pêcherie à court terme ferme pour des raisons liées au marché ou parce que la population locale a décliné à tel point que la difficulté de trouver les animaux recherchés nuit à la viabilité de la pêcherie. Toutefois, dans le cas de la pêche d'autres grands requins, lorsque les structures de l'exploitation et du déclin des captures sont semblables et que l'on dispose de données et d'évaluations des stocks indépendantes sur la pêche, il s'est avéré que l'effondrement des pêcheries est le résultat de l'appauvrissement de ces espèces vulnérables (Camhi *et al.*, 1998).

Les estimations les plus récentes de la résilience de la population ou de la productivité (r_{msy}) vont de 0,013 à 0,023 (S. E. Smith, comm. pers.), selon une méthodologie décrite dans Smith, Au et Show (1998) et des hypothèses d'âge maximal de 50 ans, d'âge des femelles à la maturité de 18 ans, de fécondité annuelle (nouveau-nés femelles par portée) de 1,5 et de mortalité naturelle de 0,091. Cette productivité est très faible pour une espèce de poisson marin. Les estimations précédentes de $r=0,16$ (www.Fishbase.org) semblent maintenant avoir été fortement surestimées. Les calculs de mortalité naturelle ($M = 0,06$, www.Fishbase.org) et de mortalité due à la pêche déduite des débarquements en Europe du Nord-Ouest (Pauly, 1978 et 2002) suggèrent fortement que cette espèce n'est pas capable de résister longtemps à une exploitation ciblée et confirment que l'épuisement des stocks est probablement un facteur essentiel affectant les rendements de la pêche.

Pauly (1978 et 2002) a réanalysé des données de longueur – fréquence publiées précédemment pour les requins pèlerins d'Europe du Nord-Ouest. La mortalité due à la pêche (F) était estimée à 0,094/an pour les adultes, avec un rapport de $F/Z = 0,6$ (où $Z =$ mortalité totale). Pauly (2002) déclare qu'il s'agit là d'un «taux d'exploitation qu'aucun poisson – en particulier aucun poisson à longue vie et faible fécondité, tel que le requin pèlerin– ne peut supporter pendant longtemps (Beddington et Cooke, 1983)». En fait, cette espèce présente le taux annuel de mortalité et de productivité le plus faible qui ait été calculé à ce jour pour une espèce de poisson marin soumise à une pêche commerciale (Smith, Au et Show, 1998).

Un autre facteur pouvant expliquer la chute rapide des pêcheries localisées d'une espèce qui migre apparemment de façon saisonnière et a une vaste aire de répartition est que les requins pèlerins (comme beaucoup d'autres grands requins – p. ex. Walker, 1996; Hueter, 1998) sont attachés à un site et ont tendance à y retourner en été pour se nourrir et «lézarder». Les requins pèlerins effectuent de longs déplacements, mais il se pourrait qu'il fassent partie de populations locales particulièrement vulnérables à l'appauvrissement causé par la pêche (Fowler, 1996 et sous presse), bien que cette structure de mouvement ne s'applique peut-être pas à tous les spécimens d'une même population (Sims, Southall et Metcalfe, 2002). Les études actuelles de suivi par satellite et d'identification photographique des requins pèlerins devraient permettre de résoudre cette question.

On dispose de peu d'informations sur les tendances à grande échelle des populations; il n'est en effet possible d'obtenir des données sur les changements dans les captures par unité d'effort ou les variations annuelles du nombre d'observations qu'à l'échelle locale ou régionale – au mieux. Il semblerait que le nombre de requins pèlerins pénétrant dans les eaux littorales répond à des cycles imprévisibles. Certaines années, il y a un afflux de requins dans certaines zones du Royaume-Uni, tandis que d'autres, il y en a très peu (Kunzlik, 1988, Speedie, 1998, Fairfax, 1998). Les débarquements dans le nord-est de l'Atlantique ont également fluctué mais, de toute évidence, avec une tendance persistante à la baisse depuis quelques décennies. Il se peut que cette variation annuelle du nombre d'observations et de prises soit cependant fortement influencée par les conditions climatiques, la température de l'eau et les fluctuations cycliques de l'abondance et de la distribution du zooplancton. Ainsi, certaines fluctuations du nombre de prises dans le nord-est de l'Atlantique (fig. 4 et annexe 4) pourraient être liées aux changements océaniques à grande échelle causés par des facteurs tels que la stratification estivale, l'oscillation nord-atlantique ou le climat (Sims et Reid, 2002). Il est possible que des changements d'activité des requins pèlerins rendent la population plus, ou moins, vulnérable à la pêche suivant les années. L'effort de pêche affecte les prises mais il est souvent difficile de savoir dans quelle mesure. La biologie du requin pèlerin (maturité tardive, faible taux de mortalité naturelle et faible taux de naissances) signifie cependant sans doute que toute fluctuation à court terme des observations et des prises ne correspond pas à une fluctuation naturelle de l'abondance totale mais à des variations dans la répartition et/ou la vulnérabilité à la pêche en surface.

Les données de trois importantes pêcheries au requin pèlerin de Norvège, d'Irlande et du Japon sont résumées ici. Des tendances similaires ont été remarquées pour des pêcheries situées dans les zones suivantes: Californie, Chine, Ecosse, E.-U. et Pacifique canadien. Ces pêcheries ainsi que les pêcheries accidentelles sont décrites à l'annexe 6 (en anglais uniquement).

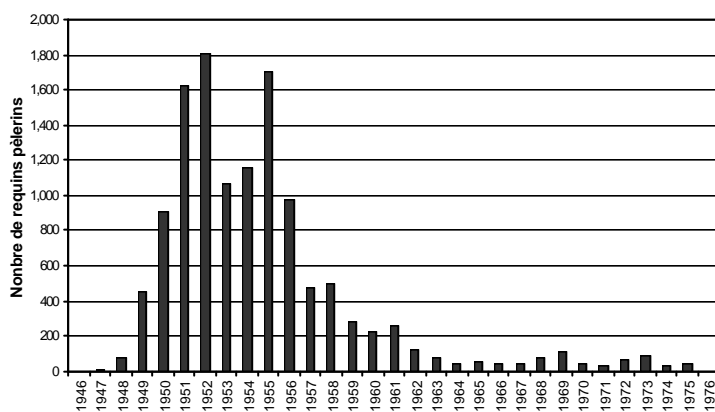
Pêcheries irlandaises

L'effondrement apparent de deux pêcheries historiques au large de la côte ouest de l'Irlande est bien documenté: la pêcherie Sunfish Bank des 18^e et 19^e siècles et la pêcherie de l'île Achill du milieu du 20^e siècle (McNally, 1976, Parker et Stott, 1965). De très nombreux requins pèlerins ont été capturés dans ces zones à la fin du 18^e siècle et dans les 25 premières années du 19^e siècle. Les archives de cette période indiquent que la pêcherie a été active entre 1770 et 1830. La saison ne durait que quelques semaines, en avril et en mai, mais il est vraisemblable qu'au moins 1000 poissons étaient capturés chaque année au plus fort des activités de la pêche. Au début des années 1830, les requins sont devenus très rares. La pêcherie devait fermer dans la seconde moitié du 19^e

siècle malgré le prix toujours élevé de l'huile de requin pèlerin – preuve que les facteurs du marché ne sont pas à l'origine de l'effondrement de la pêcherie. Les requins pèlerins sont restés rares pendant plusieurs décennies.

On a de nouveau observé des requins pèlerins en abondance autour de l'île Achill en 1941 (McNally, 1976), 50 ans après la fermeture de l'ancienne pêcherie et plus de 100 ans après que de très nombreux requins aient été capturés au large de la côte. Une nouvelle pêcherie a été ouverte en 1947. Entre 1000 et 1800 requins par an ont été capturés de 1951 à 1955 (moyenne de 1475/an) puis on a enregistré un important déclin des prises à partir de 1956, dernière année au cours de laquelle des pêcheurs de requins ont été employés. A partir de 1957, les observations et les prises de moins en moins nombreuses ont porté atteinte à la rentabilité de la pêcherie pour les pêcheurs indépendants qui avaient repris le flambeau. Les prises annuelles moyennes étaient de 489 en 1956-1960, 107 en 1961-65 puis environ 50-60 par an durant les dernières années de la pêcherie (fig. 1).

Figure 1. Nombre de requins pèlerins débarqués à Achill Island, 1947-75.

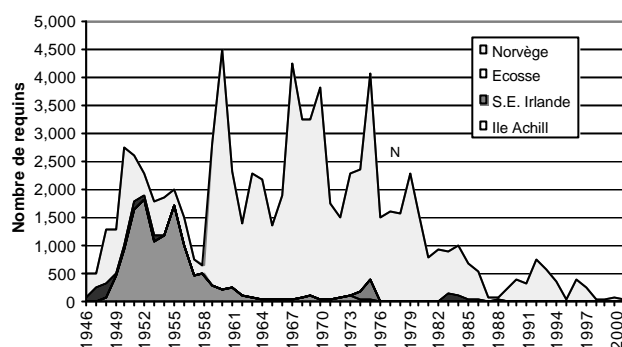


Rien ne prouve que ce déclin constant des captures, à partir de la fin des années 1950, ait résulté d'un important déclin de l'effort de pêche de cette station de pêche côtière. On estime, au contraire, qu'il est le reflet d'une diminution des captures par unité d'effort. En réalité, l'effort de pêche a de nouveau augmenté fortement au début des années 1970 en raison de la hausse du prix de l'huile et du réinvestissement et les prises ont augmenté ailleurs (voir ci-dessous). Quoiqu'il en soit, la pêcherie n'a pas pu augmenter ses débarquements et a cessé ses activités en 1975 (Kunzlik 1988).

Un total de 12 360 poissons ont été capturés en 29 ans sur ce seul site, dont 10 676 entre 1949 et 1958 (voir fig. 1 et annexe 4).

Sims et Reid (2002) notent que le déclin de la pêcherie de l'île Achill est en étroite corrélation avec un déclin dans l'abondance des copépodes (élément essentiel du régime du requin pèlerin) au large de la côte ouest de l'Irlande. Le rétablissement ultérieur des populations de copépodes (Chris Reid, comm. pers.) n'a cependant pas été suivi d'une augmentation des observations de requins dans cette région (Berrow et Heardman, 1994). Le déclin des copépodes n'avait, de toute évidence, pas affecté les débarquements des pêcheries norvégiennes au requin pèlerin (voir fig. 2), en revanche, la fermeture de la pêcherie de l'île Achill pourrait avoir été accélérée par l'activité des pêcheurs de requins pèlerins dans les eaux à l'ouest de l'Irlande et au large de la côte ouest de l'Ecosse (S. Myklevoll, comm. pers., cité dans Kunzlik, 1988). Cependant, le total des débarquements norvégiens pour l'ensemble du nord-est de l'Atlantique (y compris les eaux littorales de la Norvège et de l'Ecosse) a été relativement faible au cours de la période de déclin initial à l'île Achill (fig. 2, annexe 5b). Il est vraisemblable que, comme plus tard, la majorité des prises provenaient alors de la côte norvégienne, et que les déclin de la population de requins pèlerins au large de la côte ouest de l'Irlande étaient, au moins en partie, dus à la surexploitation par la pêcherie de l'île Achill.

Figure 2. Prises ciblées de requins pélerins dans le nord-est de l'Atlantique, 1946-2001.



un déclin de l'abondance du zooplancton dans les années 1960 et 1970 comme suggéré par Anon. (2000) mais qu'il pourrait être partiellement dû à cette influence trophique (Sims et Reid, 2002).

Pêcherie norvégienne du nord-est de l'Atlantique

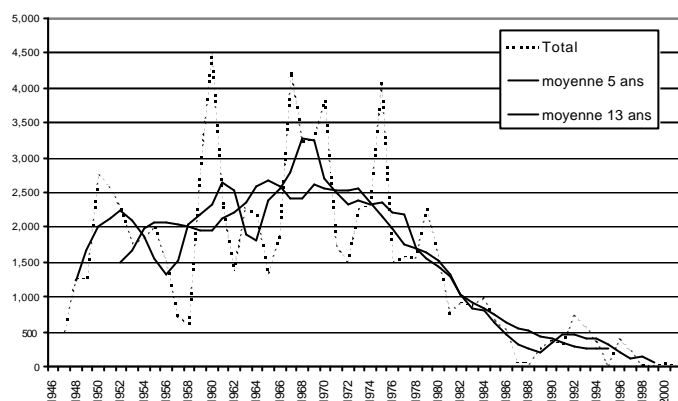
La principale pêche au requin pélerin du nord-est de l'Atlantique est le fait d'une flottille norvégienne à très long rayon d'action, dont la répartition géographique et temporelle change nettement d'une année à l'autre (Stott, 1982). Les débarquements, qui ont énormément fluctué (voir fig. 2 et Annexe 5), provenaient de zones de pêche locales de la mer de Barents au Kattegat, de la mer du Nord au sud et à l'ouest de l'Irlande, de la côte ouest de l'Ecosse, de l'Islande et des îles Féroé (Pawson et Vince, 1998).

Les captures ont atteint des chiffres records (> 1000 et > 4000 certaines années) entre 1959 et 1980 alors que plus de 30 vaisseaux pêchaient une partie de la saison ou la saison entière (ICES, 1995, fig. 2). Le prix de l'huile de requin était particulièrement élevé du milieu des années 1970 jusqu'au début des années 1980 et l'on pense donc que l'effort de pêche est resté relativement constant au cours de cette période. Le déclin ultérieur de cette pêcherie a été attribué (ICES, 1995) au vieillissement de la flottille baleinière ciblant les requins pélerins et à la baisse de valeur de l'huile de foie de requin pélerin à la fin des années 1980. Il semble cependant que cette tendance ait été contrebalancée par la forte hausse du prix des ailerons sur le marché international dans les années 1990 (les ailerons d'un seul requin valent aujourd'hui plus de USD 2000 – voir par. 3.2). En fait, les captures norvégiennes sont déclarées sous forme de poids des ailerons depuis au moins 1992 (avant cela, elles étaient déclarées en tant que poids du foie) (Norwegian Directorate for Nature Management *in litt.*, 2002).

Comme on ne connaît pas avec certitude les lieux précis où les flottilles norvégiennes pêchaient le requin pélerin au cours des 27 années de la pêcherie, il est difficile de détecter et d'évaluer les tendances des prises, les efforts et par conséquent la population. La figure 3 présente toutes les données combinées sur les débarquements du nord-est de l'Atlantique depuis la reprise des pêcheries dans les années 1940. Les courbes des moyennes ont été ajoutées pour atténuer l'influence des fluctuations qui pourraient résulter (comme indiqué ci-dessus) de facteurs climatiques ou océanographiques. On note clairement un déclin persistant des débarquements moyens du début des années 1970 au début des années 1990. Il y a eu un pic de la demande au cours de cette période de déclin ainsi qu'une augmentation de la valeur de l'huile de foie de requin pélerin du milieu des années 1970 au milieu des années 1980, ce qui a favorisé l'ouverture de nouvelles pêcheries en Irlande du Sud et dans le Firth of Clyde en Ecosse. Selon le Conseil international pour l'exploration des mers (ICES, 1995), la flottille norvégienne a subi un déclin important après 1980, et l'effort de pêche a été concentré au large de la côte norvégienne à partir de 1984.

Fowler (1996 et sous presse) suggère que le pourcentage de déclin de la population régionale de requins pélerins, enregistré au large de la côte ouest de l'Irlande était certainement supérieur à 50%. La pêcherie de l'île Achill la plus récente semble être responsable d'un déclin de plus de 80% de la population locale en moins de 10 ans, déclin encore ressenti 40 ans plus tard. Il semble donc improbable que l'effondrement de la pêcherie soit entièrement dû à

Figure 3. Débarquements totaux et moyens de requins pèlerins .



Bien qu'aucune donnée sur l'effort de pêche ne soit disponible, on peut conclure que le déclin des prises, de 1970 à 1980, représente la chute des rendements provoquée par le déclin des populations (peut-être en dépit de l'effort de pêche croissant), plutôt qu'à un effort de pêche en déclin. On retrouve également cette tendance de fort déclin des prises dans d'autres pêcheries de grands requins où de bien meilleures données, y compris sur les captures par unité d'effort, sont disponibles (Camhi et al., 1998).

Les débarquements ont légèrement augmenté au début des années 1990 (fig. 2 et 3), époque où les pêcheries vivaient de la valeur considérable des ailerons (ICES, 1995, citant S. Myklevoll). Il semble que le principal marché d'ailerons norvégiens soit le Japon et les exportations vers ce marché étaient également en augmentation régulière au début des années 1990 (Directorate for Nature Management, 1995, (cité dans Castro et al., 1999), et communication personnelle de M. Kuniaki Takahashi, 2000). Cela a coïncidé avec le début d'un changement de régime dans la mer du Nord ainsi que d'une abondance et de débarquements accrus d'autres espèces dans l'Atlantique du Nord-Est (p. ex. le chinchard, Reid, comm. pers.). Malgré la conjugaison d'une grande valeur et d'une augmentation apparente des requins, les plus fortes captures du début des années 1990 ne représentaient encore que 10 à 20% des captures maximales des années 1960 et cette augmentation des débarquements n'a été que de courte durée. Les débarquements norvégiens de requins pèlerins ont décliné depuis pour atteindre leur niveau le plus bas malgré la valeur toujours élevée de ces produits, la demande des marchés internationaux, et une augmentation du nombre de navires de pêche ciblant les requins pèlerins. En 1999, la délégation norvégienne à la CdP11 de la CITES (intervention verbale au Comité I, avril 2000) n'a déclaré que 10 navires pêchant les requins tandis que le Directorate for Nature Management (in litt., 2002) a déclaré qu'en 2000 et 2001, respectivement, 30 et 13 navires norvégiens participaient à la pêche au requin pèlerin.

Tableau 1. Captures norvégiennes de requins pèlerins entre 1992 et 2001 (Directorate for Nature Management)

Année	Ailerons (kg)	Poids estimé des captures (tonnes)	Nombre estimé de requins	Notes:
1992	37 145	3 715	675	<p>Colonne 3: Poids estimé des captures calculé par DNM en tant que 100 x poids de l'aileron (bien qu'un rapport aileron:corps de 1% soit inférieur aux autres estimations de 2-4%).</p> <p>Colonne 4: Nombre estimé de requins calculé en utilisant un poids moyen de 55 kg d'ailerons par requin.</p>
1993	34 360	3 436	625	
1994	26 922	2 692	489	
1995	15 571	1 557	283	
1996	19 789	1 979	360	
1997	11 520	1 152	209	
1998	1 366	137	25	
1999	770	77	14	
2000	2 926	293	53	
2001	1 997	200	36	

Pêche japonaise

La principale pêche japonaise ciblée au requin pèlerin a lieu de mars (le mois d'effort maximal) à mai, à savoir durant la principale période d'accouplement et de migration du requin pèlerin à proximité de Nakiri (péninsule de Shima, préfecture de Mie). La chasse au requin pèlerin est ici une activité traditionnelle depuis l'ère d'Edo (1772), mais a connu une plus forte intensité en 1967 lorsque les prix de l'huile ont augmenté et que les pêcheurs de Nakiri ont commencé à harponner des requins en plus grands nombres. Des vaisseaux de pêche de moins de 3 tonnes, avec un équipage de deux marins, un harponneur et un pilote, travaillaient généralement par deux, l'un capturant les requins et l'autre les remorquant. À cette époque, les requins étaient surtout utilisés pour les huiles du foie très riches en squalène. Les ailerons de requins étaient également importants et considérés comme des ailerons de qualité moyenne à Taiwan. La chair de requin était vendue pour la consommation humaine ou transformée en farine de poisson pour l'alimentation animale.

En 12 ans, de 1967 à 1978, on estime que 1200 requins pèlerins ont été harponnés (en moyenne environ 100 par an). Durant les dernières années de la pêcherie, entre 1975 et 1978, les captures ont progressivement diminué d'environ 150 requins en 1975 à quelque 20 en 1976, 9 en 1977 et 6 en 1978. La pêcherie a été fermée au début des années 1980 en raison de la chute des prix de l'huile et de la diminution du nombre de requins observés (Annexe 4). Dans les années 1990, on a observé entre 0 et 2 requins pèlerins chaque année au large de Nakiri durant la saison de migration, ce chiffre étant à comparer avec l'année pic de 1972 lorsque plus de 60 requins pèlerins ont été transformés pour être vendus sur le marché de Nakiri en une seule journée (Yano, 1976 et 1979, Uchida, 1995.)

2.5 Tendances géographiques

L'espèce a une vaste aire de répartition dans les eaux tempérées. On a cependant tendance à ne trouver de concentrations de nombreux requins pèlerins que dans quelques zones côtières particulièrement prisées où ils se nourrissent et où il est possible que l'activité de reproduction ait lieu à la surface ou près de la surface. Comme nous l'avons noté ci-dessus, les requins pèlerins sont particulièrement vulnérables à la pêche ciblée dans les endroits où on les trouve dans de telles agrégations à la surface. De plus, on a enregistré des variations cycliques des observations ou des prises de cette espèce. Il se peut qu'elles soient dues à des altérations des courants océaniques, de la température de l'eau et des concentrations de zooplancton. Des cycles d'abondance du plancton à long et court terme ont été enregistrés dans le nord-est de l'Atlantique et la mer du Nord, avec différents cycles d'abondance enregistrés dans différents endroits (Reid *et al.*, 1998 a et b). Comme mentionné ci-dessus, les captures de requins pèlerins pourrait en avoir été affectées mais ces facteurs n'ont fait que se superposer à une tendance générale à la diminution.

2.6 Rôle de l'espèce dans son écosystème

Présumé semblable à celui des petits cétacés planctonophages.

2.7 Menaces

Pour les populations de requins pèlerins, la principale menace vient des opérations de pêche – pêche ciblée et captures accidentelles. Comme ces poissons se rassemblent dans les baies et les eaux peu profondes, ils courent le risque d'entrer en collision avec des navires et peuvent être harcelés par des observateurs de requins. Il semble que les collisions soient relativement fréquentes si l'on en juge par les grandes cicatrices souvent observées sur la tête et le dos de ces animaux.

2.7.1 Pêche ciblée

La pêche ciblée au requin pèlerin utilise des filets dans lesquels les poissons s'enchevêtrent ou des canons-harpons pour capturer les poissons nageant ou se nourrissant à la surface. Il

Il y a des pêches ciblées dans les régions et pays suivants: Californie, Chine, Ecosse, Equateur, Irlande, Islande, Japon, Norvège, Pérou, (Compagno, 1984) et nord de l'Espagne (Evaristo Alfaya, comm. pers.). Certaines sont décrites en détail ci-dessus. Toutes les données disponibles suggèrent que les populations de requins pèlerins sont vulnérables aux pêches ciblées. Les populations déclinent rapidement en raison de la surexploitation (annexe 4) et il se peut que leurs effectifs restent bas pendant plusieurs décennies.

2.7.2 Captures accidentelles

Les captures accidentelles ont principalement lieu dans les filets fixes et les chaluts, dans les eaux côtières. Elles proviennent naturellement d'une zone bien plus grande que celle des pêches ciblées. On a pu observer, à Terre-Neuve (Lien et Fawcett, 1986, par. 3.4), que certaines pêches accidentelles peuvent se transformer en pêches ciblées avec le développement du marché des produits. Les captures accidentelles (Annexe 6) peuvent être considérables; elles contribuent au déclin des captures ciblées ou empêchent le rétablissement des populations ayant fait l'objet d'une surpêche. Certains Etats de l'aire de répartition (p. ex. la Nouvelle-Zélande et les Etats-Unis d'Amérique) ont veillé à ce que la valeur croissante des prises accidentelles ne stimule pas une pêche ciblée qui menacerait les populations respectivement, en interdisant, les pêches ciblées et en protégeant légalement l'espèce (voir par. 4.1).

Les requins pèlerins victimes de captures accidentelles sont suffisamment résistants pour être relâchés, apparemment intacts dans la plupart des cas, peut-être même après avoir passé trois heures sur le pont d'un bateau de pêche (Lien, comm. pers. et Watterson, *in litt.*). La survie des requins remis à l'eau n'a pas été étudiée. Quoi qu'il en soit, la grande valeur des ailerons (et à un moindre degré de l'huile de foie, de la chair et du cartilage), incite fortement les pêcheurs à tuer et utiliser cette espèce au lieu de la relâcher.

3. Utilisation et commerce

Le peu de données précises sur les débarquements et le commerce au niveau de l'espèce et pour des produits de requin particuliers (même lorsque ceux-ci sont faciles à identifier comme c'est le cas pour les ailerons) rend difficile de déterminer avec précision quels produits sont utilisés à l'échelle nationale par les pays pratiquant la pêche et en quelle quantité, et quels produits font l'objet de commerce international (Rose, 1996). Il est toutefois possible d'obtenir des informations dans la littérature, les communications personnelles des chercheurs et marchands d'ailerons et dans les rapports de TRAFFIC sur le commerce international des produits de requin.

3.1 Utilisation au plan national

Huile de foie: c'était récemment encore le principal produit utilisé. Certains pêcheurs prélevaient autrefois le foie en mer et rejetaient le poisson. Le foie représente 17 à 25% du poids corporel total (jusqu'à 7 t) et on en tire 60 à 75% d'huile, (Phillips, 1947, McNally, 1976). Un grand requin peut fournir 0,7 t d'huile mais on estime la moyenne à environ 0,4 à 0,5 t par individu. L'huile est très riche en squalène (jusqu'à 55%), caractéristique des requins d'eau profonde; sa valeur est donc plus industrielle que médicinale. Traditionnellement, l'huile était destinée au marché interne, notamment pour les cosmétiques et les suppléments alimentaires en Norvège (Fleming et Papageorgiou, 1996). La grande quantité d'huile tirée d'un seul requin rendait autrefois ces pêcheries viables mais le marché de l'huile de foie pâtit actuellement de la concurrence des pêcheries au requin-chagrin commun *Centrophorus granulosus* et au squalo liche *Dalatias licha* (ICES, 1995). On ignore quelle quantité d'huile de foie débarquée dans la plupart des pays est utilisée au niveau national aujourd'hui; il semble toutefois que presque toute l'huile débarquée au Royaume-Uni dans les années 1980 et 1990 soit entrée sur le marché international, principalement par le biais d'exportations vers la Norvège.

Chair: la chair des requins pèlerins est utilisée à la fois pour la farine de poisson et séchée ou fraîche pour la consommation humaine. Le faible prix de GBP 2,5-3,5 la tonne au début des années 1960, rendait la transformation peu rentable McNally (1976). La chair de requin pèlerin était vendue sur le marché de Billingsgate, à Londres dans les années 1970, et dans les «*fish and chips*» d'Ecosse dans les années 1980 et au début des années 1990. Le prix de la chair était de GBP 0,30-0,80/kg au début des années 1990 (Fleming et Papageorgiou, 1996). Selon Chen *et al.* (1996 dans Phipps, 1996), la valeur de débarquement de requins pèlerins entiers sur les marchés de poissons de Taïwan était de USD 1,10/kg.

Ailerons: on pense que les ailerons débarqués en Europe et dans les autres pays pratiquant la pêche en dehors de l'Asie du Sud-Est sont principalement dirigés vers le marché international et sont peu utilisés de façon interne. Les ailerons débarqués en Chine et au Japon peuvent être utilisés par les marchés internes ou exportés pour être traités.

Cartilage, peau et autres produits: on n'utilise probablement le cartilage de requin pèlerin que de façon interne et en petites quantités. Il peut être exporté sous forme «brute» avant d'être réimporté comme produit fini pour être utilisé dans son pays d'origine. Il est probable qu'en raison de la grande taille du requin pèlerin, son cartilage est plus rentable à traiter et donc plus recherché que celui de requins plus petits. Aucune information n'a été obtenue sur l'utilisation nationale actuelle de la peau de requin pèlerin par l'industrie du cuir ou sur l'utilisation d'autres produits.

3.2 Commerce international licite

Quatre produits de requin pèlerin entrent sur le marché international en grande quantité (bien qu'ils soient rarement déclarés): l'huile de foie, les ailerons, le cartilage et la chair. Cependant, aucune donnée des douanes n'est disponible sur les quantités d'ailerons et de cartilage de requins, ou sur les importations et exportations d'huile par espèce; la plupart des pays qui enregistrent des données sur le commerce des requins séparent les données relatives aux poissons mais classent les produits de tous les requins dans une seule catégorie. Il est donc impossible de déterminer avec précision le volume des produits de requin pèlerin entrant sur le marché international ou de quelles populations ils proviennent. D'autres données sur le commerce des produits de requin pèlerin pourraient devenir disponibles depuis que le Royaume-Uni a inscrit cette espèce à l'Annexe III de la CITES en 2000 et à l'Annexe C des règlements CITES de la Communauté européenne (CE). Les réserves émises par le Japon et la Norvège empêcheront d'obtenir des informations sur le commerce des ailerons entre ces deux Parties, mais le commerce de la CE devrait faire l'objet d'un suivi dans le cadre des dispositions des règlements CE 338/97 et 1808/2001 (aucun n'était disponible au moment où le rapport a été rédigé). L'information suivante a été obtenue dans la littérature et dans le cadre de rencontres avec des marchands d'ailerons.

Huile de foie: la valeur de l'huile a décliné ces dernières décennies. Fleming et Papageorgiou (1996) signalent des valeurs de GBP 600/t pour l'huile de foie débarquée en Ecosse au début des années 1980 mais ces prix tombent à GBP 230/t à la fin des années 1980. Fairfax (1998) a noté le prix du foie à GBP 250/t au début des années 1990. Il notait que les foies n'étaient plus débarqués au cours des dernières années de la récente pêcherie du Firth of Clyde en Ecosse car les coûts élevés de l'exportation de l'huile vers la Norvège rendaient les exportations non rentables. La pêcherie norvégienne ne débarquerait plus d'huile de requins pèlerins bien que la Norvège ait, autrefois, importé de grandes quantités d'huile de requin (de différentes espèces). Depuis 1965, au moins, les requins pèlerins capturés accidentellement dans les opérations de pêche néo-zélandaises (voir annexe 6) sont transformés pour leur huile et leurs ailerons (Anon., 1991a) mais les ailerons avaient plus de valeur dès le début des années 1990 (anon., 1991b). Lorsque des données d'exportation et d'importation d'huile de requin sont disponibles, elles ne différencient pas les espèces d'origine. Les déclarations d'huile de requin peuvent donc concerner des produits de requin pèlerin, de squalo-chagrin commun, d'aiguillat commun, de squalo liche mais aussi d'autres pêcheries. La Norvège est le seul pays qui transmette des informations à l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) sur le commerce d'huile de requin.

Ailerons: la valeur des ailerons est très élevée sur les marchés orientaux. McNally (1976) note que la vente d'ailerons fournissait à la pêcherie de l'île Achill «une source de revenu secondaire – quoique relativement faible depuis 1960», lorsqu'on les exportait d'Irlande en Espagne. En 1970, les ailerons étaient directement exportés à Hong Kong. Le prix payé aux pêcheurs pour les ailerons de requins était de GBP 3000/t dans les années 1970 mais atteignaient GBP 20 000/t en 1994 (Fairfax, 1998). Fleming et Papageorgiou (1996) notent que les ailerons étaient exportés d'Ecosse en Norvège au prix de GBP 4/kg en 1983. Les prix ont ensuite augmenté, mais particulièrement rapidement au début des années 1990; les ailerons exportés atteignaient GBP 17,50/kg en 1994, soit une augmentation de plus de 300% en neuf ans (Anon, 1991b). Fairfax (1998) indique que la plus grande quantité d'ailerons obtenus sur un seul requin (une grande femelle) dans la récente pêcherie du Firth of Clyde était de 92 kg. Il se pourrait donc que les ailerons d'un seul requin rapportent plus de GBP 1000, peut-être même jusqu'à GBP 1600 au pêcheur. Quelques années plus tard (août 2000), www.fis.com/fis/hotnews signale que les requins pèlerins capturés accidentellement en Norvège avaient un rendement de 70 à 90 kg d'ailerons ce qui, à plus de NOK 200/kg, représente jusqu'à NOK 20 000 (GBP 1500) par requin (la chair est rejetée à la mer).

Norsk Medicinal Union A/S achète des ailerons aux pêcheurs et les revend en Asie du Sud-Est. Les exportations norvégiennes d'ailerons vers le Japon ont augmenté régulièrement: 0,096 t d'ailerons ont été exportées en 1992, 7218 t en 1993 et 26 859 t en 1994 (lettre du Directorate for Nature Management, 21 septembre 1995, cité dans Castro *et al.*, en prép.). Un marchand d'ailerons japonais (M. Kuniaki Takahashi, président de la Cuisine chinoise Takahashi, Tokyo) déclare qu'il s'est rendu en Norvège pour obtenir des ailerons de requins pèlerins avant que le stock ne s'effondre. Il a personnellement importé 3 t de Norvège en 1995 à USD 14/kg et 16 t en 1996 à USD 23/kg (cette dernière transaction représentait tous les ailerons disponibles cette année-là bien qu'une comparaison avec les débarquements d'ailerons déclarés (voir tableau 1) laisse à penser que d'autres exportations avaient également lieu). M. Takahashi indique que d'autres marchands d'ailerons lui ont reproché d'avoir payé un prix de gros élevé et risqué ainsi de faire flamber les prix mondiaux de l'aileron. Ces prix correspondent au label de haute qualité accordé aux ailerons de requins pèlerins dans la Cuisine Kwang Tong (une des quatre cuisines chinoises principales) et par la demande qui vise à les utiliser comme des «bannières» à l'entrée des restaurants chinois. (Ils sont considérés comme ailerons de second rang dans d'autres cuisines en raison de leur nature calcifiée ou partiellement calcifiée.)

Le prix d'ailerons séchés pour transformation est évidemment bien plus élevé. Une entreprise norvégienne de traitement d'ailerons déclare que le prix des ailerons de requins pèlerins séchés était de l'ordre de USD 130/kg en avril 1996 (Fleming et Papageorgiou, 1996). Des ailerons sont peut-être utilisés dans les restaurants asiatiques des pays d'origine mais on pense que pratiquement tous les requins pèlerins pris dans les eaux européennes et autres zones hors de l'Asie du Sud-Est entrent sans doute sur le marché international; certains sont peut-être réimportés ultérieurement comme produit fini. Lum (1996) rapporte que les ailerons de requins pèlerins importés de Norvège sont les plus chers à Singapour, à SGD 400 (> USD 300) le kilo (séché), ou SGD 88 (GBP 44) le bol dans les restaurants.

Parry-Jones (1996b dans Phipps, 1996) cite des prix au détail fournis par un négociant expérimenté de Hong Kong: USD 25/kg, USD 256/kg et USD 330/kg respectivement pour des lots d'ailerons de requins pèlerins congelés, séchés et traités (un lot d'ailerons comprend généralement deux ailerons pectoraux, deux dorsaux et deux caudaux inférieurs). Un autre négociant citait un prix de USD 846/kg pour un aileron unique (séché) pesant 7,3 kg (USD 6176 pour l'aileron entier), qui devait appartenir à un requin pèlerin ou à un requin baleine. En juin 1998, un aileron de requin d'un mètre de haut, sans doute de requin pèlerin, était vendu dans un restaurant près de Chengdu, Sichuan, Chine, au prix de 80 000 yuans (un peu moins de USD 10 000) (Antony Whitten, comm. pers.). A Beijing, des prix de 138 000 yuans (USD 16 600) et plus étaient signalés pour des ailerons semblables en 1999 et 2000 (S. Fowler, com. pers.). A Hong-kong, les ailerons des requins pèlerins que l'on trouve dans le commerce portent le nom de Na Wei Tian Jiu Chi ("requin norvégien des neuf paradis") et sont apparemment reconnus sans problème par les négociants. Entre décembre et

novembre 2000, les registres des ventes aux enchères signalent ces ailerons avec des prix oscillant entre USD 51 et USD 114/kg.

Cartilage: il est impossible de déterminer le volume de cartilage entrant sur le marché international. Cependant, selon Fleming et Papageorgiou (1996), les gélules de cartilage fabriquées en Belgique et en vente en pharmacie, dans les magasins homéopathiques et par les médecins de ce pays sont étiquetées «*ex Ceatarinus maximus pulvis*». Si cet étiquetage est correct, le cartilage a certainement été importé en Belgique car il n'existe aucune pêcherie aux requins pèlerins dans la mer du Nord. Ce produit est également exporté de Belgique vers l'Allemagne, la France, le Portugal et la Suisse.

Chair: Fleming et Papageorgiou (1996) indiquent que le marché pour les exportations de chair de requin pèlerin de la Norvège vers l'Europe de l'Est (valeur USD1/kg en 1996) augmente mais que la majeure partie de la chair de faible valeur est rejetée.

3.3 Commerce illicite

Tout le commerce international connu de produits de requin pèlerin est licite. Il n'y a commerce illicite que si les produits proviennent de zones où l'espèce est protégée et où les animaux ont été capturés illégalement (par exemple, les zones décrites au point 4.1); on ne possède aucune preuve de l'existence de telles pratiques mais le commerce de cette espèce ne fait pas l'objet de rapports détaillés.

3.4 Effets réels ou potentiels du commerce

La grande valeur des ailerons de requins pèlerins sur le marché international serait la raison pour laquelle la pêcherie norvégienne de l'espèce est encore viable alors que le prix de l'huile de foie a chuté (voir ci-dessus). En l'absence de marché interne important en Norvège ou dans les autres pays européens pour l'aileron de requin pèlerin brut, la principale motivation de cette pêche ciblée est le commerce international.

Il est également vraisemblable que la valeur du marché international a un impact non négligeable sur la mortalité due à la capture accidentelle. Comme l'indiquent Lien et Fawcett (1986), l'existence d'un marché pour les produits de requin pèlerin, y compris les ailerons pour le commerce international, encourage les pêcheurs de morues et de saumons de Terre-Neuve à laisser leurs filets dans l'eau lorsque les requins pèlerins sont présents, risquant collision, enchevêtrement et endommagement des engins de pêche, tout cela parce que la valeur des produits de requin dépasse les frais de réparation des filets. S'il n'y a pas de marché pour les produits de requin pèlerin, les filets sont retirés de l'eau lorsqu'on sait que ces poissons sont présents dans la zone. En fait, le marché international pour les produits de requin pèlerin a transformé la pêche accidentelle en pêche ciblée. La grande valeur du commerce international d'ailerons de requins pèlerins incite également à prélever les ailerons de requins pèlerins capturés accidentellement dans d'autres pêcheries qui, autrement, seraient relâchés vivants. Ces considérations ont conduit à l'introduction de mesures de gestion dans le cadre de la législation sur la conservation de la nature ou sur les pêches du Royaume-Uni, des Etats-Unis d'Amérique et de la Nouvelle-Zélande (voir par. 4) mais des augmentations récentes des débarquements en Nouvelle-Zélande (Annexe 6) laissent supposer que la valeur accrue des ailerons dans le commerce international encourage ou favorise plutôt l'utilisation de captures accidentelles qui étaient jusqu'ici rejetées.

3.5 Elevage en captivité à des fins commerciales

Impossible.

4. Conservation et gestion

4.1 Statut légal

4.1.1 Au plan national

Royaume-Uni: il est interdit de tuer, capturer ou perturber intentionnellement les requins pèlerins dans les eaux britanniques (jusqu'à 12 milles des côtes). Il est interdit de les vendre, de les proposer à la vente et de les posséder dans le but de les vendre conformément à l'inscription, en 1998, à l'annexe 5 de la loi *Wildlife and Countryside* (1981). En Angleterre et au pays de Galles, en vertu de la loi *Countryside and Rights of Way* (2000), l'espèce est protégée contre les perturbations intentionnelles et malavisées.

Ile de Man: le requin pèlerin est protégé dans un rayon de 12 milles autour de l'Ile de Man (dépendance de la Couronne britannique). Malgré cette protection qui date de 1990, le nombre de requins pèlerins enregistrés autour de l'île ces dernières années a chuté (K. Watterson, *in litt.*).

Guernesey, îles anglo-normandes: le requin pèlerin est strictement protégé par la législation sur la pêche autour de Guernesey (dépendance de la Couronne britannique).

Malte: en septembre 1999, le requin pèlerin a été protégé en vertu de la législation nationale.

Eaux de la Floride, E.-U.: le requin pèlerin, qui se trouve à l'extrémité sud de son aire de répartition en Floride, est complètement protégé dans les eaux de cet Etat (jusqu'à trois milles de la côte est et neuf milles de la côte du golfe du Mexique).

Eaux fédérales de l'Atlantique et du golfe du Mexique (3-200 milles)

E.-U.: le requin pèlerin est strictement protégé par le *US Fishery Management Plan*. La pêche commerciale ciblée, le débarquement ou la vente spécimens de l'espèce (par des pêcheurs professionnels ou amateurs) sont interdits. Cette interdiction reconnaît la vulnérabilité biologique de l'espèce (potentiel de reproduction limité et déplacements lents à la surface) et a été promulguée afin de prévenir le développement de pêcheries ciblées.

Nouvelle-Zélande: le requin pèlerin est une des espèces (comprenant certains téléostéens) partiellement protégées par la *Fisheries Act*, 1983. La pêche commerciale ciblée de l'espèce est interdite depuis 1991 mais les prises accidentelles sont autorisées et le prélèvement des ailerons n'est pas interdit (voir annexe 6).

4.1.2 Au plan international

Méditerranée

Le requin pèlerin est inscrit à l'Annexe II (sur les espèces en danger et menacées) du Protocole de la Convention de Barcelone sur la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée (1976), relatif aux aires spécialement protégées et à la diversité biologique en Méditerranée (signé le 10 juin 1995). Le requin sera intégralement protégé en Méditerranée lorsque la Convention sera ratifiée et que la législation appropriée sera en place (voir Malte, ci-dessus). Le requin pèlerin (population de la Méditerranée uniquement) a été inscrit à l'Annexe II (espèces strictement protégées) de la Convention de Berne relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe, en décembre 1997.

4.2 Gestion de l'espèce

Les consultations avec les organes internationaux des pêches laissent à penser qu'aucune organisation régionale des pêches n'entreprend ou ne propose d'entreprendre la gestion des populations de requins pèlerins.

4.2.1 Surveillance continue de la population

Cette espèce n'a guère fait l'objet d'une surveillance continue et l'on n'a pas assez de bonnes informations pour établir des tendances de population fiables, bien que ce soit le but de la recherche actuelle au Royaume-Uni, y compris des programmes d'observation publics et d'un projet de recherche financé par le gouvernement. Les programmes d'observation publics n'enregistrent que les requins à la surface et sont entravés par les conditions météorologiques et les activités des observateurs. Les variations des chiffres selon les années ne peuvent donc être attribuées, avec une quelconque fiabilité, à des changements dans la taille des populations. Certains départements des pêches – notamment ceux de la Norvège (dont les archives par poids de l'aile sont difficiles à interpréter), et de la Nouvelle-Zélande (captures accidentelles) – enregistrent les captures de requins pèlerins mais il n'y a pas de surveillance continue en cours pour contribuer à la gestion durable des pêches. La plupart des pays qui déclarent leurs débarquements d'élastranchés ne différencient pas les espèces de requins (ne fournissant des chiffres que pour le tonnage total débarqué); le poids des produits plutôt que le nombre de poissons est enregistré; et il y a peu de données sur l'effort de pêche, voire pas du tout. Même quand les prises sont enregistrées correctement, on ne dispose d'aucune donnée de capture par unité d'effort pour permettre d'obtenir, par extrapolation, les tendances générales de la population à partir du rendement de la pêche. Il est urgent d'améliorer les données sur les captures, l'utilisation et le commerce afin de soutenir les efforts de gestion durable de cette espèce.

4.2.2 Conservation de l'habitat

4.2.3 Mesures de gestion

Quota européen

A la suite de l'établissement des limites de pêche de 200 milles autour des pays de la Communauté européenne (y compris l'Irlande et le R.-U.) dans les années 1970, un quota annuel de capture de requins pèlerins dans les eaux de la CE a été accordé à la Norvège en 1978 (dans le cadre d'un échange de quota avec le poisson blanc dans les eaux norvégiennes). Le quota des requins pèlerins était de 800 t de foie en 1982. Il a ensuite été réduit jusqu'à 400 t (environ 800-1000 poissons) en 1985, puis 200 t, avant de se stabiliser à 100 t (ou environ 200-300 requins par an, dont on obtenait en moyenne 0,4-0,5 t d'huile l'unité) en 1994. Ce quota n'a pas été utilisé depuis plusieurs années. La capture totale autorisée a été réduite à zéro en 2001 (règlement CE 2848/2000).

Plan d'action international de la FAO pour la conservation et la gestion des requins

gestion et le suivi du requin pèlerin et des autres espèces de requins capturées accidentellement et dans les opérations de pêche ciblées sont requis, conformément au Plan d'action international de la FAO pour la conservation et la gestion des requins (PAI-requins), adopté par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) en 1999. Le PAI-requins a pour objectif d'assurer la conservation et la gestion des requins et leur utilisation durable à long terme, et demande aux Etats qui adoptent le Plan (à titre volontaire) d'identifier les espèces, d'accorder une attention particulière aux espèces vulnérables ou

menacées et de faciliter l'identification et l'enregistrement des données biologiques et commerciales au niveau de l'espèce. Les progrès d'application du PAI-requins sont très limités depuis son adoption (voir Doc. 19.2 de la 18^e session du Comité pour les animaux) et en conséquence, aucune nouvelle mesure de gestion importante n'a été prise pour les requins. Il semble très improbable que le Plan puisse proposer une gestion durable des pêcheries au requin ou des mesures de conservation dans un avenir prévisible. La CITES offre actuellement le seul moyen reconnu et efficace de suivre les données du commerce international au niveau de l'espèce. Le Comité pour les animaux a conclu, en avril 2002, que la 12^e session de la Conférence des Parties devait discuter du rôle potentiel de la CITES qui pourrait aider les membres de la FAO à mettre en œuvre le PAI-requins, notamment en ce qui concerne le commerce international des requins et de leurs parties et produits.

4.3 Mesures de contrôle

- 4.3.1 Commerce international
et
- 4.3.2 Mesures internes

Le Royaume-Uni a inscrit le requin pèlerin à l'Annexe III de la CITES en 2000 (ce qui a suscité ultérieurement des réserves du Japon et de la Norvège). Le commerce est contrôlé au sein de l'Union européenne en vertu des dispositions des règlements CE 338/97 et 1808/2001.

5. Information sur les espèces semblables

Le requin pèlerin est la seule espèce de la famille Cetorhinidae. Il a une apparence très distinctive; il est difficile de le confondre avec une autre espèce (sauf peut-être certains grands spécimens de grands requins blancs (*Carcharodon carcharias*) si la visibilité est mauvaise et qu'on se trouve dans une zone où les aires de répartition se chevauchent – par exemple en Australie-Méridionale). Les ailerons des adultes sont très grands et ne serait-ce que pour cette raison, il est difficile de les confondre avec ceux d'une autre espèce lorsqu'ils sont détachés du corps. Le requin-baleine (*Rhincodon typus*) a également de grands ailerons mais sa peau est tachetée et le bout de l'aileçon est concave et arrondi alors que celui du requin pèlerin est triangulaire et pointu. Une fiche de manuel d'identification CITES a été préparée pour faciliter l'identification des ailerons de requins pèlerins dans le commerce. Elle a été distribuée aux Parties en 2001, Fiche d'identification No A-500g.005.001.001). La chair, le cartilage et l'huile faisant l'objet de commerce sont beaucoup plus difficiles à identifier. Pour cette raison, le R.-U. a financé la mise au point d'un test ADN qui permettra de les identifier et de les distinguer des produits d'autres requins. A ce jour, on a identifié deux *loci* qui s'amplifient avec une bonne spécificité avec l'ADN du requin pèlerin mais pas avec celui des autres requins testés. Cet ADN amplifié inclut des variations suffisantes pour différencier les requins pèlerins des autres espèces de requins Lamniformes, et est assez court pour être amplifié à partir de matériau très dégradé (Hoelzel, 2001). Un rapport complet sur la méthode et les résultats est disponible (http://www.ukcites.gov.uk/pdf_files/dnf.pdf). Il est également possible d'identifier l'origine des espèces dont on extrait l'huile de foie de requin à l'aide des procédures d'établissement de profil de l'huile – la classe de l'huile, les acides gras, les éthers glycéryles. Une proportion du contenu d'hydrocarbures d'huile dans le foie du requin pèlerin provient du zooplancton consommé par cette espèce et peut donc être distinguée de l'huile de foie d'autres espèces (Blumer, 1967; Blumer et Thomas, 1965; Blumer *et al.*, 1963).

6. Autres commentaires

6.1 Commentaires des autres Parties

Un avant-projet de proposition a été distribué le 3 mai 2002 aux nombreux Etats de l'aire de répartition énumérés dans l'Annexe 2. Les Etats suivants ont exprimé leur appui: Australie, Monaco, Union européenne et ses Etats membres, qui, dans leur majorité, sont des Etats de l'aire de

répartition. Plusieurs autres Etats de l'aire de répartition ont indiqué, à l'occasion de consultations informelles qu'ils étaient en faveur de la proposition mais tous n'ont pas répondu à temps pour que l'on puisse inclure leurs commentaires dans cette section. La Norvège a déclaré qu'elle ne pouvait soutenir la proposition parce qu'à l'heure actuelle il est du ressort des organisations internationales des pêches de traiter de la conservation et de la gestion des espèces de poissons marins. Elle doute que les données contenues dans la proposition puissent prouver que le requin pèlerin est «menacé d'extinction ou susceptible de le devenir en raison du commerce». Elle estime également qu'il est incorrect d'interpréter un déclin constant du nombre de spécimens capturés comme un déclin de la population.

Les organes mondiaux de gestion des pêches marines, énumérés sur le site Web de la FAO (www.fao.org/fi/boy/rfb/index.htm), ont également été consultés le 3 mai 2002. Ils ont été priés de fournir des informations sur les données de captures, y compris les captures accidentelles, l'évaluation des populations et autres mesures de gestion pour le requin pèlerin. Parmi les six organes qui ont répondu avant le 30 mai, la plupart ont confirmé qu'ils n'avaient aucune donnée sur les captures ni mesure de gestion pour les requins pélerins. Seul le Conseil international pour l'exploration des mers (CIEM) a pu fournir des données sur les captures (pour l'Atlantique Nord). Ces données ont été incorporées dans la présente proposition.

7. Remarques supplémentaires

7.1 Evaluation du requin pèlerin sur la base des critères biologiques CITES

Cette proposition d'inscription du requin pèlerin à l'Annexe II de la CITES est basée sur l'évaluation suivante de l'état biologique de l'espèce, fondée sur le critère B i) d'inscription à l'Annexe II («*Il est établi, déduit ou prévu que le prélèvement de spécimens dans la nature aux fins de commerce international nuit ou pourrait nuire à l'espèce s'il excède, sur une longue période, le niveau pouvant être maintenu indéfiniment*»).

1. L'espèce a fait l'objet d'une pêche non durable en plusieurs endroits du monde, y compris le nord-est de l'Atlantique, du Pacifique et le nord-ouest du Pacifique (voir résumé à l'Annexe 4). Il semble que toutes ces pêcheries ont dépassé les niveaux durables et ont pour la plupart causé un déclin des populations en 10-20 ans (le temps de génération pour cette espèce est de 22 ans sur www.fishbase.org).
2. Au moins certains produits de certaines de ces pêcheries sont entrés dans le commerce international.
3. Ces dernières années, les pêcheries au requin pèlerin du nord-est de l'Atlantique ont été largement soutenues économiquement par la grande valeur de l'aileron de requin sur le marché international.

Cette évaluation remplit également le critère A de l'Annexe 2a du fait que les critères C i) et ii) d'inscription à l'Annexe I sont remplis: «*un déclin du nombre d'individus dans la nature est, soit i) en cours ou passé (mais avec la possibilité qu'il reprenne); ou ii) déduit ou prévu sur la base des niveaux ou modes d'exploitation*». En fait, la plupart des tendances des captures des pêches ciblées résumées dans l'Annexe 4 démontrent des déclins qui se situent entre 50 et 95%, souvent dans la période de génération estimée pour cette espèce.

7.2 Evaluation du requin pèlerin sur la base des critères recommandés par la FAO pour l'inscription à la CITES.

La FAO, après plusieurs consultations techniques, a soigneusement examiné l'application des critères d'inscription à la CITES pour les espèces aquatiques exploitées au niveau commercial. La FAO (2000) fait remarquer que des espèces de grande taille, à durée de vie longue et qui atteigne

tardivement la maturité, avec une fécondité élevée et faible mais surtout faible présentent un risque relativement élevé d'extinction du fait de l'exploitation.

La productivité, en tant que facteur de résilience à l'exploitation, a été considérée comme l'élément le plus important dans l'évaluation du statut d'une population et de la vulnérabilité à la pêche. Les espèces les plus vulnérables sont celles qui ont un taux d'augmentation démographique intrinsèque $< 0,14$ et un temps de génération > 10 ans (FAO, 2001). Les données biologiques présentées dans le paragraphe 2.4 indiquent que le requin pèlerin se situe dans la plus faible catégorie de productivité de la FAO et, de ce fait, pourrait être candidat à une inscription à l'Annexe I si sa population diminuait jusqu'à 20% au moins du taux de référence historique (FAO, 2001). La FAO (2001) a en outre recommandé que même si une espèce n'est plus en déclin, si les populations ont été réduites de telle sorte qu'elles sont proches (c'est-à-dire 5 à 10% au-dessus du déclin justifiant l'inscription à l'Annexe I) du chiffre de 20% mentionné ci-dessus pour l'étendue du déclin, on pourrait envisager leur inscription à l'Annexe II. Comme démontré ci-dessus, ainsi que dans l'Annexe 4, les données de capture indiquent clairement que certaines pêcheries au requin pèlerin présentent des déclinés de populations (exprimés par le nombre de requins débarqués) de 87 à 95% dans le temps de génération de cette espèce et certaines captures sont peut-être réduites à 5% du taux de référence historique. Ces déclinés sont considérés comme des indicateurs du déclin de la taille des populations, décrits dans les pêcheries d'autres espèces de grands requins qui ont une grande valeur marchande.

En résumé, tout en satisfaisant aux critères d'inscription contenus dans la résolution Conf. 9.24, cette espèce satisfait aux directives recommandées par la FAO pour inscrire des espèces aquatiques exploitées sur le plan commercial.

8. Références

Voir annexe 3.

Annexes (English only)

Annex 1 Scientific synonyms of *Cetorhinus maximus*.

Annex 2 Countries where *Cetorhinus maximus* has been recorded.

Annex 3 References

Annex 4 Trends in fisheries yields or sightings for the basking shark.

Annex 5 North East Atlantic basking shark landings data.

5a Targeted Northeast Atlantic basking shark landings (numbers of sharks caught), 1946-1996.

5b Norwegian basking shark landings, recorded by ICES Fishing Area from 1973.

Annex 6 Detailed review of additional fisheries for basking shark.

Annex 7 Executive summary.

Scientific synonyms of *Cetorhinus maximus*

Halsydrus pontoppidani (Neill, 1809);
Tetroras angiova Rafinesque, 1809;
Squalus gunnerianus Blainville, 1810;
Squalus homianus Blainville 1810;
Squalus pelegrinus Blainville, 1810;
Squalus peregrinus Blainville, 1811;
Squalus (Cetorhinus) gunneri Blainville, 1816;
Squalus (Cetorhinus) shavianus Blainville, 1816;
? *Scoliophis atlanticus* Anon., 1817;
Squalus isodus Macri, 1819;
Squalus rostratus Macri, 1819;
Squalus elephas LeSueur, 1822;
Squalus rashleighanus Couch, 1838;
Squalus rhinoceros Mitchell, in DeKey, 1842;
Squalus cetaceus Gronow, 1854;
Polyprosopus macer Couch, 1962;
Cetorhinus blainvillei Brito Capello, 1870;
Selachus pennantii Cornish, 1885;
Cetorhinus maccoyi Barrett, 1933;
Cetorhinus maximus forma infanuncula Deinse & Adriani, 1953;
Cetorhinus maximus normani Siccardi, 1960.

Countries where *Cetorhinus maximus* is found

Alaska (USA)	Germany	New Zealand
Albania	Gibraltar (UK)	Norway
Algeria	Greece	Peru
Argentina	Greenland	Portugal
Australia	Iceland	Russian Federation
Belgium	Ireland	Senegal
Brazil	Isle of Man (UK)	Slovenia
Canada	Italy	South Africa
Cape Verde	Japan	Spain
Chile	Korea D P Republic	Sweden
China	Korea, Republic of	Taiwan
Croatia	Libyan Arab Jamhiriya	Tunisia
Cuba	Malta	Turkey
Denmark	Mexico	United Kingdom
Ecuador	Monaco	United States of America
Faeroe Islands	Morocco	Uruguay
Falkland Islands (UK)	Namibia	Western Sahara
France	Netherlands	Yugoslavia

(source: www.fishbase.org FAO Catalogue of Sharks of the World; Checklist of fish and invertebrates listed in the CITES appendices and in EC Regulation 338/97, 5th edition. JNCC report No. 292).

References

- Anon. (1991a). The good oil. *New Zealand Professional Fisherman* 5(8): 35-36.
- Anon. (1991b). Shark fins – facts and fallacies. *New Zealand Professional Fisherman* 5(9): 12-14.
- Anon. (2000). *UK Biodiversity Group Tranche 2 Action Plans. Volume V: maritime species and habitats*. English Nature, Peterborough, UK.
- Beddington, J.R. and Cooke, J.G. (1983). The potential yield of fish stocks. *FAO Fisheries Technical Paper* (242) 47pp.
- Berrow, S.D. & Heardman, C. (1994). The basking shark *Cetorhinus maximus* (Gunnerus) in Irish waters - patterns of distribution and abundance. *Proceedings of the Royal Irish Academy* 94B, 2. 101-107.
- Berrow, S.D. (1994). Incidental capture of elasmobranchs in the bottom set gill-net fishery off the south coast of Ireland. *Journal of Marine Biological Association UK*, 74. 837-847.
- Blumer, M. (1967). Hydrocarbons in the digestive tract and liver of a basking shark. *Science* 156:390-391.
- Blumer, M and DW Thomas. (1965). "Zamane", isomeric C19 monoolefins from marine zooplankton, fishes and mammals. *Science* 148:370-371
- Blumer, M., MM Mullin and DW Thomas. (1963). Pristane in zooplankton. *Science* 143:974.
- Bonfil, R. (1994). *Overview of world elasmobranch fisheries*. FAO Fisheries Technical Paper 341. FAO, Rome, Italy.
- Buranudeen, F. & Richards-Rajadurai, P.N. (1986). Squalene. *Infofish Marketing Digest* n1/86:42-43.
- Cailliet, G.M., Holts, D.B., & Bedford, D. (1993). A review of the commercial fisheries for sharks on the west coast of the United States. In: J.Pepperell, J.West, & P.Woon (eds). *Shark Conservation*. Zoological Parks Board of NSW. Australia.
- Camhi, M., S.L. Fowler, J. Musick, A. Brautigam & S. Fordham. 1998. Sharks and their relatives: Ecology and Conservation. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission No. 20. IUCN, Gland, Switzerland.
- Casey, J.G., Mather, F.J., Mason, J.M. & Hoenig, J. (1978). Offshore fisheries of the Middle Atlantic Bight. In: H. Clepper, (ed.). *Marine recreational fisheries 3: Proc. of the Second Annual Marine Recreational Fisheries Symposium*. 107-129. Sport Fishing Institute, Washington DC.
- Castro, J.I., Woodley, C.M., and Brudek, R.L. (1999). *A preliminary evaluation of the status of shark species*. FAO Fisheries Technical Paper No 380. Rome, FAO.
- Chen, C.T., Liu, K.M., Joung, S.J. and Phipps, M.J. (1996). TRAFFIC report on shark fisheries and trade in Taiwan. In: Phipps, M.J. TRAFFIC report on shark fisheries and trade in the East Asian Region. TRAFFIC International, Cambridge, UK.
- Clemens, W.A. & Wilby, G.V. (1961). *Fishes of the Pacific coast of Canada*. Fisheries Research Board of Canada, Bull. 86, 2nd Edition.
- Compagno, L.J.V. (1984). *Sharks of the World. Hexanchiformes to Lamniformes*. FAO Fisheries Synopsis No. 124, Volume 4, Part 1. FAO, Rome.
- Darling, J.D. & Keogh, K.E. (1994). Observations of basking sharks *Cetorhinus maximus* in Clayoquot Sound, British Columbia. *Canadian Field Naturalist* 108, 199-210.
- Earll, R.C. (1990). The basking shark: its fishery and conservation. *British Wildlife*. 121-129.
- Fairfax, D. (1998). *The basking shark in Scotland: natural history, fishery and conservation*. Tuckwell Press, East Linton, Scotland. 206 pp.
- 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. (2000). An appraisal of the suitability of the CITES criteria for listing commercially-exploited aquatic species. FAO Fisheries Circular No. 954. FAO, Rome.
- Fleming, E.H. and Papageorgiou, P. (1996.) European regional overview of elasmobranch fisheries and trade in selected Atlantic and Mediterranean countries. TRAFFIC Europe.
- Fowler, S.L. (1996). Status of the basking shark *Cetorhinus maximus* (Gunnerus). *Shark News* 6:4-5. Newsletter of the IUCN Shark Specialist Group.
- Fowler, S.L. (in press). Status of the basking shark *Cetorhinus maximus* (Gunnerus). In: Fowler, S.L., Camhi, M., Burgess, G., Fordham, S., and Musick, J. In press. *Sharks, rays and chimaeras: the status of the Chondrichthyan fishes*. IUCN Species Survival Commission Shark Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK.
- Francis, M.P. and Duffy, C. (2002). Distribution, seasonal abundance and bycatch composition of basking sharks *Cetorhinus maximus* in New Zealand, with observations on their winter habitat. *Marine Biology* 140(4): 831-842.
- 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. Aberdeen.

- Hoelzel, A.R. (2001). Shark fishing in fin soup. *Conservation Genetics* 2: 69-72.
- Holden, M.J. (1968). The rational exploitation of the Scottish-Norwegian stocks of spurdogs (*Squalus acanthias* L.). *Fishery Investigations Series II*, 25(8), 28 pp.
- Holden, M.J. (1974). Problems in the rational exploitation of elasmobranch populations and some suggested solutions. In: Harden Jones, F.R. (ed.) *Sea Fisheries Research*. pp 117-137. John Wiley and Sons.
- Hueter, R.E. (1998). Philopatry, natal homing and localised stock depletion in sharks. *Shark News* 12, 1-2. Newsletter of the IUCN Shark Specialist Group.
- ICES (1995). Report of the Study Group on Elasmobranch Fishes. *ICES CM 1995/G:3*. International Council for the Exploration of the Sea. Denmark.
- IUCN (2000). *IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN–The World Conservation Union, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK.
- Kunzlik, P.A. (1988). The basking shark. *Scottish Fisheries Information Pamphlet No. 14*. Department of Agriculture and Fisheries for Scotland. Aberdeen.
- Last, P.R. & Stevens, J.D. (1994). *Sharks and rays of Australia*. CSIRO Division of Fisheries, Australia.
- Lien, J. and Aldrich, D. (1982). The basking shark (*Cetorhinus maximus*) in Newfoundland. Report to the Department of Fisheries, Government of Newfoundland and Labrador. 186 pp.
- Lien, J. and Fawcett, L. (1986). Distribution of basking sharks *Cetorhinus maximus* incidentally caught in inshore fishing gear in Newfoundland. *Canadian Field-Naturalist*, 100, 246-252.
- Lum, M. (1996). Every mouthful of shark's fin in high demand. *Singapore Sunday Times, (Straits Times)* May 19 1996, Leisure page.
- McNally, K. (1976). *The Sun-Fish Hunt*. Blackstaff Press, Belfast.
- Olsen, A.M. (1954). The biology, migration and growth rate of the school shark *Galeorhinus australis* (Macleay) (Carcharhinidae) in south-eastern Australian waters. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 5:353-410.
- Owen, R.E. (1984). Distribution and ecology of the basking shark *Cetorhinus maximus* (Gunnerus 1765). A Thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the Degree of Master of Science in Oceanography. University of Rhode Island.
- Parker, H.W. and Stott, F.C. (1965). Age, size and vertebral calcification in the basking shark *Cetorhinus maximus* (Gunnerus). *Zoologische Mededelingen*, 40, 305-319.
- Parry-Jones, R. (1996). TRAFFIC report on shark fisheries and trade in the People's Republic of China. In: Phipps, M.J. TRAFFIC report on shark fisheries and trade in the East Asian Region. TRAFFIC International, Cambridge, UK.
- Pauly, D. (1978). A critique of some literature data on the growth, reproduction and mortality of the lamnid shark *Cetorhinus maximus* (Gunnerus). International Council for the Exploration of the Sea. Council Meeting 1978/H:17 Pelagic Fish Committee, 10 pp.
- Pauly, D. (1980). On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 39(3): 175-192.
- Pauly, D. (2002). Growth and mortality of the basking shark *Cetorhinus maximus* and their implications for management of whale sharks *Rhincodon typus*. In: Fowler, S.L., Reed, T.M. and Dipper, F.A. (eds). (2002). *Elasmobranch Biodiversity, Conservation and Management: Proceedings of the International Seminar and Workshop, Sabah, Malaysia, July 1997*. IUCN SSC Shark Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. xv + 258 pp.
- Pawson, M. and Vince, M. (1999). Management of shark fisheries in the Northeast Atlantic. In: Shotton, R. (ed.). *Case studies of the management of elasmobranch fisheries*. *FAO Fisheries Technical Paper* No. 378, part 1. Rome, FAO. 1999. pp 1-46.
- Phillips, J.B. (1947). Basking shark fishery revived in California. *California Fish and Game*. V.7 11-23.
- Phipps, M.J. (1996). TRAFFIC report on shark fisheries and trade in the East Asian Region. TRAFFIC International, Cambridge, UK.
- Rae, B.B. (1962). Porbeagle sharks. *Scottish Fisheries Bulletin* 18, 17-19.
- Reid, P.C., Planque, B. and Edwards, M. (1998a). Is observed variability in the long-term results of the Continuous Plankton Recorder survey a response to climate change? *Fish. Oceanography* 7:3/4, 282-288.
- Reid, P.C., Edwards, M. E., Hunt, H., and Warner, A.E. (1998b). Phytoplankton change in the North Atlantic. *Nature* 391: 546.
- Ripley, W.E. (1946). The biology of the soupfin *Galeorhinus zyopterus* and biochemical studies of the liver. *Fishery Bulletin. California Department Fish Game*, 64, 93pp.
- Robinson, G.A. and Hunt, H.G. (1986). Continuous plankton records: annual fluctuations of the plankton in the western English Channel, 1958-83. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 66, 791-802.
- Roedel, P.M. and Ripley, W.M.E. (1950). California sharks and rays. *California Department Fish Game, Fishery Bulletin* 64:7-37.
- Rose, D. (1996). *An overview of world trade in sharks and other cartilaginous fishes*. TRAFFIC International.
- Russell, F.S. (1936). On the value of certain plankton animals as indicators of water movements in the

- English Channel and the North Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 20, 309-331.
- Siccardi, E.M. (1960). *Cetorhinus* in el Atlantico sur. In: Actas y trabajos del Primer Congreso Sudamericano de Zoología, La Plata, 1959. Vol. 4:251-63.
- Siccardi, E.M. (1971). *Cetorhinus* in el Atlantico sur (Elasmobranchii: Cetorhinidae). *Rev. Mus. Argent. Cienc. Nat. Bernardino Rivadavia Inst. Nac. Invest. Cienc. Nat.* 6(2):61-101.
- Sims, D.W., Fox, A.M., and Merrett, D.A. (1997). Basking shark occurrence off south-west England in relation to zooplankton abundance. *Journal Fishery. Biology*. 51: 436-440.
- Sims, D.W. and Quayle, V.A. (1998). Selective foraging behaviour of basking sharks on zooplankton in a small-scale front. *Nature* 393: 460-464.
- Sims, D.W. and Reid, P. C. (2002). Congruent trends in long-term zooplankton decline in the Northeast Atlantic and basking shark (*Cetorhinus maximus*) fishery catches off west Ireland. *Fisheries Oceanography* 11:1, 59-63.
- Sims, D., Southall, E., and Metcalfe, J. (2002). Basking shark population assessment. First Annual Report (including literature review) for Global Wildlife Division of DEFRA. CEFAS Contract report C1310. CEFAS, Lowestoft, UK.
- Sims, D., Southall, E. & Metcalfe, J.D. (In prep.). Migratory movements and over-wintering behaviour of basking sharks.
- Smith, S.E., Au, D.W. & Show, C. (1998). Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. *Marine and Freshwater Research* 49, 663-678.
- Southward, A.J. (1980). The western English Channel – an inconstant ecosystem? *Nature*, London, 285, 361-366.
- Speedie, C. (1998). Basking shark report – Cornwall 1998. *Shark focus* No. 3, p.6.
- Springer, S. and Gilbert, P.W. (1976). The basking shark *Cetorhinus maximus*, from Florida and California, with comments on its biology and systematics. *Copeia*, 1976, 47-54.
- Squire, J.L. (1967). Observations of basking sharks and great white sharks in Monterey Bay 1948-1950. *Copeia* 1:247-250.
- Squire, J.L. (1990). Distribution and apparent abundance of the basking shark *Cetorhinus maximus* off the central and southern California coast, 1962-85. *Marine Fisheries Review* 52(2): 8-11.
- Tomás, A.R.G. and Gomes, U.L. (1989). Observacoes sobre a presenca de *Cetorhinus maximus* (Gunnerus, 1765) (Elasmobranchii, Cetorhinidae) no sudeste e sul do Brasil. *B. Inst. Pesca*, 16(1): 111-116.
- Uchida, S. (1995). Basking shark. In "*Basic data for the Japanese rare wild animals II* (eds. by Japan Fisheries Resource Conservation Association)", p. 159-167. (In Japanese.)
- Walker, T. (1996). Localised stock depletion: does it occur for sharks? *Shark News* 6:1-2. Newsletter of the IUCN Shark Specialist Group.
- Watkins, A. (1958). *The Sea My Hunting Ground*. London, Heinemann, 250pp.
- Yano, K. [Ken-ichi] (1976). *World of sharks*. Shincho-sha, Tokyo, 230 pp. (In Japanese)
- Yano, K. [Ken-ichi] (1979). *Sharks*. Hosei University Press, Tokyo, 267 + 10 pp. (In Japanese).

Trends in fisheries yields or sightings for the basking shark

Geographical area and description of records.	Time scale	Average catches or sightings per year	Overall (decline) or increase in catches	Average (decline) or increase per decade
Achill Island, Ireland. A targeted coastal basking shark fishery	1947-1975	360/year in 1947-1950, 1,475/year in 1951-1955, 489/year in 1956-1960, 107/year in 1961-1965, 64/year in 1966-1970, 50/year in 1971-1975. Rarely seen in 1990s	(> 95% decline in 25 years)	1940s: increase as fishery develops (1950s: 65% decline) (1960s: 30% decline) (1970s: 20% decline and closure)
West coast of Scotland	1946-1953	121/year throughout fishery. 142/year in 1946-1949, 100/year in 1950-1953.	(~ 30% in 7 years, but trend unclear)	(~ 30%, but trend unclear)
Firth of Clyde, Scotland	1982-1994	58.6/yr in first 5 years, 4.8/yr in last 5 years.	(> 90% in 12 years)	(~ 90%)
Norwegian catches	1946-1996	837/year in 1946-1950 554/year in 1951-1955, 1,541/year in 1956-1960, 1,792/year in 1961-1965, 3,213/year in 1966-1970, 2,236/year in 1971-1975. 1,706/year in 1976-1980 797/year in 1981-1985 343/year in 1986-1990 491/year in 1991-1995 132/year in 1996 – 2000	(90% decline from peak landings in late 1960s to levels in the early 1990s)	~ 200% increase, 1950s ~ 100% increase, 1960s (1970s: 47% decrease) (1980s: 80% decrease) (1990s: 60% overall)
Northeast Atlantic (all catches combined)	1946-1996	1,254/year in 1946-1950 2,094/year in 1951-1955, 2,030/year in 1956-1960, 1,899/year in 1961-1965, 3,277/year in 1966-1970, 2,385/year in 1971-1975. 1,706/year in 1976-1980 848/year in 1981-1985 355/year in 1986-1990 494/year in 1991-1995 132/year in 1996 – 2000	(> 90% decline from the main period of peak landings in the late 1960s to landings in the 1990s). This followed 20 years of fluctuating but rising catches.	~ 40% increase, 1950s ~ 20% increase, 1960s (1970s: 40% decrease) (1980s: 65% decrease) (1990s: 80% overall)
Canadian Pacific	1956-1990s	50-60/year killed in 1950s < 25/year sighted in 1990s	(50% decline)	Data unclear, but a few years of catches resulted in an approximately 50% decline in sightings over 40 years.
California	1946-1950s	300/yr in 1946 200/yr in late 1940s Fishery closed, early 1950s	(30% decline in first few years, then fishery closed)	Data unclear, but a few years of high catches was followed by closure of the fishery.

Japan	1967-1990s	127/yr average, 1967-1974 150 sharks in 1975 20 sharks in 1976 9 sharks in 1977 6 sharks in 1978 Fishery closed, early 1980s 0-2/year sighted in 1990s	(> 95% decline in 10 years)	Data summarised for first 8 years of the fishery, so early trends unclear, but decline rapid in the 2nd half of the fishery and has persisted to present.
China	1960-1990	No quantitative data. Reported to be common in the 1960s, occasionally caught in the 1970s, and rare in 1980s and 1990s.	(No quantitative data, but decline to very low levels reported.)	(No quantitative data, but significant decline indicated in the 1960s and 1970s.)
Isle of Man sightings	1985-1998	Data available suggest a decrease in sightings/effort.	(Average sightings declined by ~ 90%)	(Average sightings declined by ~ 90%)

North East Atlantic basking shark landings data

Targeted NE Atlantic basking shark landings (no. of sharks caught), 1946-1996

Year	Achill Island	Other Irish catches	Scotland	Norway*	Norway 5-yr mean	Total	Total 5-yr mean
1946	0		66	426		492	
1947	6		245	250		501	
1948	80		222	964	837	1,266	1,254
1949	450		35	782	913	1,267	1,673
1950	905		77	1,764	942	2,746	2,026
1951	1,630		147	806	868	2,583	2,128
1952	1,808		68	392	848	2,268	2,243
1953	1,068		110	596	554	1,774	2,094
1954	1,162		0	682	498	1,844	1,879
1955	1,708			294	472	2,002	1,570
1956	977			528	377	1,505	1,340
1957	468			258	747	726	1,533
1958	500			122	1,541	622	2,030
1959	280			2,532	1,844	2,812	2,189
1960	219			4,266	2,046	4,485	2,320
1961	258			2,042	2,463	2,300	2,653
1962	116			1,266	2,384	1,382	2,526
1963	75			2,210	1,792	2,285	1,899
1964	39			2,138	1,748	2,177	1,813
1965	47			1,304	2,331	1,351	2,380
1966	46			1,822	2,521	1,868	2,570
1967	41			4,180	2,719	4,221	2,784
1968	75			3,160	3,213	3,235	3,277
1969	113			3,130	3,190	3,243	3,250
1970	42			3,774	2,642	3,816	2,706
1971	29			1,708	2,446	1,737	2,512
1972	62			1,438	2,250	1,500	2,330
1973	85	0		2,214	2,229	2,299	2,378
1974	33	150		2,148	2,188	2,331	2,331
1975	38	350		3,670	2,217	4,058	2,348
1976	0	?		1,502	2,095	1,502	2,209
1977				1,586	2,119	1,586	2,197
1978				1,570	1,706	1,570	1,706
1979				2,268	1,561	2,268	1,561
1980				1,606	1,430	1,606	1,430

* Numbers of sharks caught by Norway are mainly calculated from landings data in metric tonnes, converted through an estimated mean weight of 5t per shark. This calculation may under-estimate numbers of sharks taken by up to 30%. From 1992 onwards Norwegian landings were recorded as weight of fins (kg) only, scaled up to total weight in ICES data. Estimates of numbers of sharks landed in 2001 are based on an estimated average weight of 55 kg of fins per individual shark. Data for 2001 are preliminary only.

1981	0	776	1,268	776	1,292
1982	1	930	995	931	1,038
1983	122	758	800	880	851
1984	92	888	744	980	802
1985	40	631	572	671	630
1986	38	493	429	531	466
1987	1	70	299	71	319
1988	15	46	250	61	262
1989	3	256	217	259	221
1990	2	387	349	389	355
1991	1	325	456	326	459
1992	9	732	476	741	480
1993	0	582	403	582	406
1994	9	352	417	361	420
1995	0	22	317	22	319
1996		396	206	396	208
1997		232	138	232	138
1998		27	146	27	146
1999		15	74	15	74
2000		59		59	
2001		36		36	

North East Atlantic basking shark landings data (cont.)

Norwegian basking shark landings^{*3}, recorded by ICES Fishing Area from 1973

	Area I Barents Sea	Area IIa N. Norway	Area IVa S. Norway/ Shetland	Area Vb(1) Faeroes	Area VIa W. Scotland	Area VIIb-c W. Ireland	Total
1973	20	1,850	150			160	2,180
1974		1,598		200		350	2,148
1975		2,776	444		450		3,670
1976	14	1,488					1,502
1977	5	1,581					1,586
1978		1,443		6		120	1,570
1979	1	2,206				60	2,268
1980		1,570		36			1,606
1981		764		12			776
1982		849				80	930
1983		416	316			26	758
1984	1	375	512				888
1985	1	630					631
1986		493					493
1987		70					70
1988		3	43				46
1989			256				256
1990		337	50				387
1991		230	95				325
1992		695					731
1993		582					582
1994		301	51				352
1995		21	1				22
1996		396					396
1997		211	21				232
1998		27					27
1999		15					15
2000		59					59

Source: ICES, Denmark (May 23rd 2002).

* Numbers are derived by converting published landings (tonnes) to number of 5t fish. This may result in an underestimate of the numbers of sharks taken by up to 30%.

Detailed review of additional fisheries for basking shark

California, USA

Basking sharks were only taken occasionally during the winter in Californian waters before a directed fishery commenced. Harpooning was initially only for sport, with carcasses incidentally being processed for oil and fish meal. However, the value of these products increased until the fishery became profitable and was operated from two centres Monterey Bay and the San Luis Obispo Bay to Morro Bay area, 100 miles to the south. These two small areas are the two most important locations for winter concentrations of basking sharks along the central and northwestern southern Californian coast (Squire 1990). An average of 25 sharks *per annum* was landed during each season (September to May) from 1924 and 1938, with a maximum of about 100 in a single year. The fishery was inactive for several years then was revived in autumn 1946 to develop new uses for the valuable liver oil. It was also intended to process the carcasses for their very thick leather and for animal feed meal, and dry the fins for export to China. Three hundred basking sharks were taken in the first season, with 12 vessels operating in Monterey Bay and about six in the San Luis Obispo Bay area. Some vessels were directed to basking sharks on or near the surface by a spotter plane (Phillips 1947). This fishery continued until the early 1950s with about 200 sharks taken annually (Roedel and Ripley 1950, Annex 3). Squire (1967) reports that the fishery was suspended in California in 1950, because of the low prices paid for the oil and the low availability of basking sharks. Lea (pers. comm.) reports that basking shark sightings off central California over the past 20 years are not as numerous in the past. It has been suggested that the early 1940s and 1950s fisheries reduced the populations substantially, and that the species has never fully recovered.

Canadian Pacific

Basking sharks are common in the traditional knowledge of the Hesquiat and Ahousat people along the central west coast of Vancouver Island. In the 1940s, salmon fishermen complained about the problems with these fish being caught in their nets in Barkley Sound, Vancouver Island. The Department of Fisheries and Oceans therefore ran a shark eradication programme in the 1950s. A large blade was placed on the bow of Fisheries vessels and the sharks were rammed and killed. Information on the numbers of fish killed in this manner varies. Newspaper articles report a maximum of 31 being killed in one day and 50 in the first month of operation in 1956, and a total of 59 sharks killed in 1955 and 51-56 in 1956. Clemens and Wilby (1961) state that 'several hundred' were killed in Barkley Sound up to 1959. Presumably the programme ceased when numbers had been depleted to the extent where basking sharks were no longer posing a significant problem to the salmon fishermen. Darling and Keogh (1994) state 'Basking sharks are rarely sighted in Barkley Sound today, suggesting that the majority of the population in that area were killed.' It seems that a single vessel managed to deplete significantly the Barkley Sound stock of basking sharks over a period of just a few years. This occurred between 35 and 40 years ago, but the population has not recovered (Annex 3).

China

Parry-Jones (1996a in Phipps 1996) reports that basking sharks used to be landed by a harpoon fishery in Fujian Province and Guangxi Zhuang Autonomous Region up to the 1970s. The species was commonly caught in the 1960s, but is seldom landed now. The report concludes that catches and landings of this species had decreased over the last 40 years, and recommended prohibition of catches of this species (and whale sharks *Rhincodon typus*) in near-shore waters as a precautionary measure until their status is ascertained.

Scotland

Fairfax (1998) summarises the limited information available on the earlier 18th and 19th century fisheries in Scotland. These appear, like the Irish fishery, to have ceased by the mid 1830s, with large numbers of

sharks not being reported again until the 1930s. Fairfax (1998) and Kunzlik (1984) present data on landings from the 20th century Scottish basking shark fisheries, which concentrated on the Firth of Clyde and West coast (see Annex I). Several such fisheries started up in the 1940s, some targeted full time at the basking shark during the summer season, while others were more opportunistic. Regardless, all appear to have ceased after only a few years of good catches (Figure 3, Annex 3 & 4a). It is unclear whether this fishery was short-lived because of stock depletion (by the Scottish fishermen themselves, or Norwegian shark catchers operating close to the west coast of Scotland), or because of falling oil prices in the 1950s.

Oil prices rose again in the mid 1970s, Norwegian catchers took several hundred sharks in 1975, some Clyde basking shark by-catch was processed in the late 1970s, and a small target harpoon fishery started again in the Clyde in 1982. Initial yields from this fishery were good, but these were extremely short-lived and the fishery ceased at the end of 1994 after several poor years of catches (Fairfax 1998, Annex 4a).

New Zealand

Between 1986 and 1999 about 203 basking sharks were reported caught by observers on commercial trawlers off the coast of New Zealand. Catches were obtained in midwater and on or near the seabed, and multiple catches were common, including 14 in one tow (Francis and Duffy 2002). These authors also reported that, in the 1980s, Japanese bottom trawlers frequently caught and sometimes targeted basking sharks on the seabed. Catch data are also available from returns made by fishermen (provided by S Black, Ministry of Fisheries, NZ) and Licensed Fish Receivers (fish wholesalers, provided by M Francis, National Institute of Water and Atmospheric Research, NZ). The latter do not include discards and the former may only report processed weights (e.g. fins), not whole weights, resulting in obvious discrepancies. Both sets of data (see below) indicate a marked increase in landings in recent years, most likely due to an increased awareness of the value of fins for export to international markets (Malcolm Francis, NIWA, pers. comm.).

Fishing Year (Oct-Sept)	Greenweight reported by fishers (t)	Licensed Fish Receiver records (t)
1988/89	N/a	10.00
1989/90	N/a	3.81
1990/91	90.67	1.05
1991/92	21.22	0.00
1992/93	0.02	0.80
1993/94	42.67	32.93
1994/95	22.65	90.92
1995/96	20.09	11.50
1996/97	21.94	20.60
1997/98	72.82	49.33
1998/99	64.44	33.36
1999/00	172.80	142.80
2000/01	228.18	121.97

Incidental fisheries

There are reports of finned basking sharks being washed up dead in areas where no directed fisheries are known to exist (e.g. Monterey Bay, van Sommeran pers. comm.). Berrow (1994) extrapolated from very limited observer data to suggest that 77-120 sharks may be taken annually in the bottom set gill net fishery in the Celtic Sea (south of Ireland), though the reliability of this estimate has been questioned (P. Kunzlik in litt.). Berrow and Heardman (1994) received 28 records from fishermen of sharks entangled in fishing gear

(mostly surface gill-nets) around the Irish coast during 1993, representing nearly 20% of all records of the species that year. At least 22% of basking shark by-catch in fishing nets died. By-catch in Isle of Man herring fishery has amounted to 10-15 sharks annually, and a further by-catch source here is entanglement in pot fishermen's ropes, amounting to some 4-5 fish annually (Watterson in litt.). Lien and Fawcett (1986) record that at least 410 basking sharks were caught between 1980 and 1983 in salmon gill nets and cod-traps in the coastal waters of Newfoundland. Some basking sharks were also taken in deepwater trawls nearby during the winter months. Fairfax (1998) also reports that basking sharks are sometimes brought up from deep water trawls near the Scottish coast during winter. In contrast to these relatively large coastal by-catches, extrapolation of observer data from oceanic gill net fleets suggests that only about 50 basking sharks were among the several million sharks taken annually offshore in the Pacific Ocean (Bonfil 1994).

Executive summary

- An Appendix II listing is proposed for the basking shark (*Cetorhinus maximus*); the species meets the criteria in Resolution Conf. 9.24, as outlined below and meets the guidelines suggested by FAO for the listing of commercially exploited aquatic species. Such a listing would help ensure that exploitation of this globally threatened species is regulated and monitored and that international trade is not detrimental to the survival of the species. The species is only protected within a limited part of its range and evidence suggests that fisheries are not being effectively managed by national or regional Fishery Management Organisations. Listing on Appendix II would also contribute to the implementation of the FAO International Plan of Action for the Conservation and Management of Sharks.
- *C. maximus* is widely distributed in coastal waters and on continental shelves of temperate zones in the northern and southern hemispheres. The species is planktivorous, bears a small number of live young (ovoviviparous) and is the second largest fish in the world (up to 10m in length and 47t in weight), exceeded only by the whale shark *Rhincodon typus*.
- *C. maximus* is considered to be **Vulnerable** in the 2000 IUCN Red List based on past records of declining catch rates, attributed to over-exploitation by fisheries, slow recovery rates and the potential for similar declines to occur in future due to targeted and by-catch fisheries.
- The biology of the species makes it especially vulnerable to exploitation: it has a slow growth rate, a long time to sexual maturity (c. 12-20 years), a long gestation period (1-3 years) and possibly a similar interval between pregnancies, low fecundity, and probable small populations. Estimates of natural mortality (M) and productivity (r) are very low.
- Catches in well-documented fisheries for *C. maximus* (especially from the NE Atlantic) have declined by 50-90% over short periods (typically a few decades or less). These declines have persisted into the long-term with no apparent recovery several decades after exploitation has ceased. Other data, based on sightings and less well-recorded fisheries, suggest similar declines.
- Demand for the fins of *C. maximus* has increased. Fins are known to enter international trade, particularly from the NE Atlantic to eastern Asia, where they command a high value, either fresh or dried, as a food item. This demand currently maintains the viability of targeted fisheries for this species and encourages incidental take in non-target fisheries. A single *C. maximus* can yield over 90kg of fins and reported prices range from USD 100-300/kg (dried) and USD 26/kg (fresh). Unprocessed or partly processed fins are identifiable in trade; a CITES identification sheet has been distributed to the Parties. There is only limited demand for the flesh and cartilage of this shark. A DNA test is available to identify parts and derivatives in trade.
- This species meets the criteria listed in Conference Resolution Conf. 9.24, Annex 2a, Bi, namely that '*it is known, inferred and projected that harvesting of specimens from the wild for international trade has, or may have, a detrimental impact on the species by exceeding, over an extended period, the level that can be continued in perpetuity*'. The species also meets criterion in Annex 1, Ci & ii, namely that '*a decline has been either observed as ongoing or as having occurred in the past, and is inferred and projected on the basis of levels or patterns of exploitation*'. FAO's recommended quantitative guidelines for considering listing commercially exploited marine species on CITES are also satisfied for this species (in view of its low productivity and declining population status).