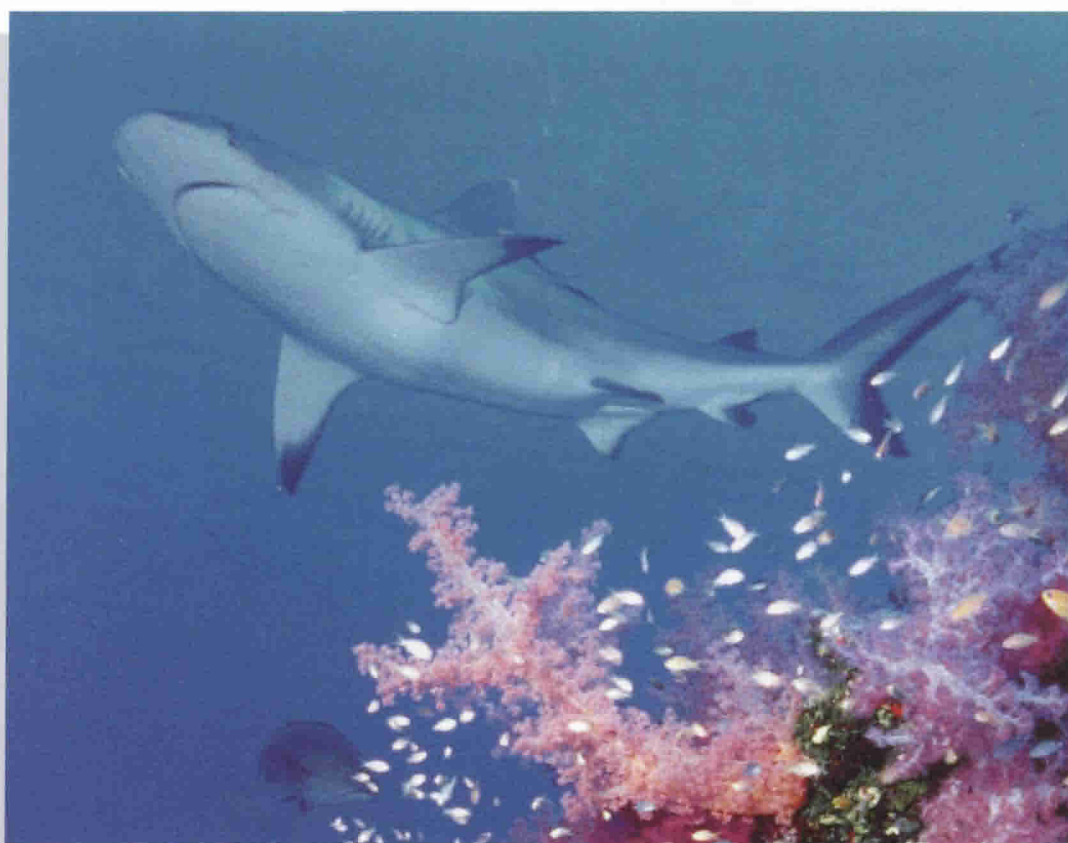


Commission de la sauvegarde des espèces de l'UCN

Les requins et autres poissons cartilagineux

Ecologie et conservation

**Merry Camhi, Sarah Fowler, John Musick,
Amie Bräutigam et Sonja Fordham**



Document occasionnel de la Commission de la sauvegarde des espèces de l'UCN No. 20

Donateurs en faveur du Programme de communication de la CSE et du document occasionnel *Les requins et autres poissons cartilagineux : écologie et conservation*

La Commission pour la sauvegarde des espèces (CSE) de l'UICN s'est engagée à communiquer les informations importantes pour la conservation des espèces aux gestionnaires de ressources naturelles, aux décideurs et à d'autres personnes dont les décisions influent sur la conservation de la diversité biologique. Les Plans d'action de la CSE, les Documents occasionnels, le bulletin d'information (Species) et d'autres publications sont publiés grâce à une grande diversité de généreux donateurs, au nombre desquels:

Le Sultanat d'Oman a établi en 1990 le Fonds Peter Scott pour les Plans d'action CSE de l'UICN. Le Fonds soutient la préparation et l'exécution de Plans d'action. A ce jour, il a financé plus de 80 dons à des groupes de spécialistes. La CSE est reconnaissante au Sultanat d'Oman de sa confiance et de son appui à la conservation des espèces dans le monde.

La Société Zoologique de Chicago (CZS) fournit un appui significatif à la CSE, financier ou en nature, incluant des subventions pour des projets spécifiques, de l'aide à l'édition et la mise en page des publications, le détachement de personnel ainsi que les services qui en découlent. La mission de la CZS est d'aider l'Homme à développer une relation harmonieuse et durable avec la nature. Le Zoo remplit sa mission en informant et en stimulant 2 millions de visiteurs par an, en servant de refuge à des espèces menacées d'extinction, en développant des approches scientifiques pour une bonne gestion des espèces dans les zoos et dans la nature, et en collaborant avec d'autres zoos, agences et aires protégées à travers le monde dans le but de conserver les habitats et la vie sauvage.

Le Conseil de l'Agriculture (COA), Taiwan a fait des dons importants au Programme sur le commerce des espèces sauvages et au Programme de communication pour la conservation de la CSE. Cet appui a permis à la CSE de maintenir son service de conseil technique aux Parties de la CITES ainsi que, d'une manière plus générale, à la communauté s'intéressant à la conservation au plan mondial. Le Conseil est responsable entre autres des questions concernant la désignation et la gestion de réserves naturelles, la conservation de la flore et de la faune sauvages et de leurs habitats, la préservation des paysages naturels, la coordination des efforts visant à assurer l'application des lois, ainsi que la promotion de l'éducation, de la recherche et de la coopération internationale en matière de conservation.

Le Fonds mondial pour la nature (WWF) fournit à longueur d'année un important appui opérationnel à la CSE. Sa contribution renforce l'infrastructure minimale de la CSE et concourt au soutien du réseau de bénévoles et du programme de publications. Le WWF a pour objectifs de protéger la nature et les processus écologiques en: 1) préservant la diversité génétique, des espèces et des écosystèmes; 2) veillant à ce que l'utilisation des ressources renouvelables soit durable maintenant et à plus long terme; et 3) promouvant des actions visant à réduire la pollution ainsi que l'exploitation et la consommation abusives des ressources et de l'énergie. Le WWF est l'une des plus importantes organisations de conservation indépendantes, avec un réseau d'organisations nationales et d'associés couvrant le monde entier et plus de 5,2 millions d'adhérents.

Le Département de l'environnement, des transports et des régions du Royaume-Uni (DETR) a financé le poste du Responsable du programme de la Liste Rouge basé au Centre de la CSE à Cambridge, Royaume-Uni, où se trouve également le personnel du Programme sur le commerce des espèces de la CSE ainsi que le Programme sur l'évaluation du statut de la biodiversité des eaux douces. Le DETR a également soutenu le travail du Groupe de spécialistes des requins dans le contexte de la CITES en 1996, notamment la préparation du rapport du Groupe de spécialistes des requins pour le Comité pour les animaux de la CITES, sur lequel ce Document occasionnel est basé. Avec deux autres agences financées par le Gouvernement, Scottish Natural Heritage et Royal Botanical Gardens à Kew, le DETR a également financé le poste d'un spécialiste des plantes. Le Centre de la CSE a également bénéficié également du soutien de deux ONG membres de l'UICN : Le Fonds mondial pour la nature Royaume-Uni et Conservation International, USA.

La Société Nationale Audubon (NAS) par le biais de son programme « Living Oceans » fourni de l'aide en personnel et en logistique au Groupe de spécialistes des requins notamment pour la préparation du rapport original et de cette mise à jour. Le programme « Living Oceans » est dédié à la conservation et à la restauration des grands poissons des océans comme les requins et les thons ; c'est aussi est un des principaux sponsors de Shark News et d'autres activités du Groupe de spécialistes des requins de l'UICN.

Le Center for Marine Conservation (CMC) – maintenant The Ocean Conservancy – a fourni un appui financier et en nature au Groupe de spécialistes des requins de la CSE ainsi qu'à d'autres groupes de spécialistes d'espèces marines et aux activités sur les espèces marines de la CSE en général.

Le Nature Conservation Bureau Limited – maintenant Nature Bureau – soutient le travail du Groupe de spécialistes des requins en mettant à disposition leurs bureaux et en offrant de leur temps de travail.

Le Virginia Institute of Marine Science a financé ce Document occasionnel par le biais de la Contribution # 21 67.

La Junta de Andalucía et le Ministère Espagnol de l'Environnement ont financé la traduction de ce document par le biais de l'important soutien qu'ils apportent aux activités du Centre de Coopération pour la Méditerranée de l'UICN, Malaga.

Commission de la sauvegarde des espèces de l'UICN

Les requins et autres poissons cartilagineux

Ecologie et conservation

Merry Camhi, Sarah Fowler, John Musick,
Amie Bräutigam et Sonja Fordham

Document occasionnel de la Commission de la sauvegarde
des espèces de l'UICN No. 20

UICN
Union mondiale pour la nature



COMMISSION DE LA SAUVEGARDE DES ESPÈCES



Sultanate of Oman



Chicago Zoological Society



WWF



COUNCIL OF AGRICULTURE



DETR
ENVIRONMENT
TRANSPORT
REGIONS



LIVING
OCEANS
National Aquadon Society



Center for Marine Conservation



naturebureau



MINISTERIO
DE MEDIO AMBIENTE



JUNTA DE ANDALUCIA
CONSEJERIA DE MEDIO AMBIENTE

Avertissement : Ce document est la traduction sans révision ni actualisation d'un texte en Anglais publié en 1998.

La terminologie géographique employée dans cet ouvrage, de même que sa présentation, ne sont en aucune manière l'expression d'une opinion quelconque de la part de l'UICN sur le statut juridique ou l'autorité de quelque pays, territoire ou région que ce soit, ou sur la délimitation de ses frontières.

Les opinions exprimées dans cette publication ne reflètent pas nécessairement celles de l'UICN.

Publié par : UICN, Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni

Droits d'auteur : ©2004 Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources

La reproduction de cette publication à des fins non commerciales, notamment éducatives, est permise sans autorisation écrite préalable du détenteur des droits d'auteur à condition que la source soit dûment citée.

La reproduction de cette publication à des fins commerciales, notamment en vue de la vente, est interdite sans autorisation écrite préalable du détenteur des droits d'auteur.

Citation : Camhi, M., Fowler, S., Musick, J., Bräutigam, A. et Fordham, S. (1998). *Les requins et autres poissons cartilagineux : écologie et conservation*. Groupe de spécialistes des requins de la CSE de l'UICN. UICN, Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni, iv + 44pp.

ISBN: 2-8317-0787-0

Photo couverture : Requin dagsit, Jeremy Stafford-Deitsch

Produit par : NatureBureau, Newbury, Royaume-Uni

Imprimé par : Information Press, Oxford, Royaume-Uni

Disponible auprès du : Service des publications de l'UICN
219c Huntingdon Road, Cambridge CB3 0DL, R.-U.
Tél. : +44 1223 277894, Télécopie : +44 1223 277175
Courriel : books@iucn.org
www.iucn.org/bookstore/
Il existe aussi un catalogue des publications de l'UICN.

Cet ouvrage est imprimé sur papier Hello Silk faiblement chloré (115g/m²)

Table des matières

Résuméiv	Chapitre 5 : La gestion des chondrichthyens22
Remerciementsiv	5.1 La gestion des pêcheries.....22
Chapitre 1 : Introduction1	5.2 La protection des espèces.....23
1.1 Questions relatives à la conservation1	Chapitre 6 : Conclusions26
1.2 Contexte.....2	6.1 Résumé.....26
Chapitre 2 : La biologie des chondrichthyens3	6.2 Besoins de données écologiques.....26
2.1 Les Chondrichthyens : un groupe très divers. . . 3	6.3 Besoins de données relatives à la pêche.....27
2.2 Caractéristiques biologiques.....3	6.4 Mesures de gestion.....27
2.3 Conséquences des caractéristiques biologiques sur l'exploitation.....4	Annexe 1 : Caractéristiques biologiques de certaines espèces d'Elasmobranches28
Chapitre 3 : Aperçu de l'exploitation et autres menaces ... 7	Annexe 2 : Résumé des Catégories et Critères de la Liste Rouge de l'UICN (1994)34
3.1 Les pêcheries.....7	Bibliographie35
3.2 Prises accessoires.....11	
3.3 Dégradation et perte de l'habitat.....11	
Chapitre 4 : État de conservation13	
4.1 Risque d'extinction.....13	
4.2 Évaluation du statut des requins pour la Liste Rouge de l'UICN.....15	
4.3 Études de cas par espèces.....16	

Résumé

Les requins, les raies et les chimères constituent le groupe diversifié des poissons cartilagineux (classe des Chondrichthyes) qui a évolué sur plus de 400 millions d'années. Historiquement, ces poissons étaient considérés comme ayant une faible valeur économique pour les pêcheries industrielles (et par conséquent ils étaient négligés par les organisations de gestion des pêcheries). De nos jours, beaucoup de ces poissons sont devenus la cible des pêcheries commerciales et récréatives à travers le monde, et ils sont aussi de plus en plus capturés en tant que prises accessoires dans les activités de pêche ciblant d'autres espèces. La plupart ont malheureusement les caractéristiques biologiques des espèces à stratégie K – croissance lente, maturité tardive, faible fécondité, durée de vie longue –, d'où de faibles taux d'accroissement de leurs populations. Cela les rend très vulnérables à la surexploitation. Une fois décimés, leurs stocks ne se reconstituent que lentement.

Depuis le milieu des années quatre-vingt, les pêcheries de requins ont augmenté en taille et en nombre à travers le monde, essentiellement en réponse à l'accroissement rapide de la demande d'ailerons, de chair et de cartilage de requin. Au cours du siècle dernier, la quasi-totalité des pêcheries de requins a connu un « boom » suivi d'un déclin. Pourtant, à ce jour, aucune mesure de surveillance et de gestion n'a encore été prise dans la plupart d'entre elles. À titre d'exemple, quelque 125 pays sont aujourd'hui concernés par la pêche des requins ou par le commerce international de leurs produits, mais une poignée d'entre eux seulement disposent d'un plan minimal de gestion, et il n'y a toujours aucune mesure de gestion pour les animaux capturés en

haute mer. De ce fait, de nombreuses populations de requins sont aujourd'hui réduites, et certaines sont menacées.

La gestion des pêcheries de requins a été entravée par l'insuffisance des données biologiques et halieutiques. La préoccupation grandissante à l'échelon international concernant l'état de leurs stocks a toutefois permis une amélioration de la situation au cours des dernières années. Le présent rapport souligne la nécessité largement reconnue d'améliorer la surveillance des pêcheries de requins, d'élargir le champ de la recherche biologique et de prendre des mesures de gestion. Bien que l'on ait toujours besoin de données par espèces, le manque d'information ne devrait pas être invoqué pour justifier l'absence de gestion de ces animaux vulnérables. S'il y a une espèce marine dont les populations doivent être gérées selon l'approche de précaution (1995) définie par l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), c'est bien le groupe des requins et autres poissons cartilagineux, en raison de leur vulnérabilité bien connue à la pêche excessive.

Le présent rapport constitue une introduction à l'écologie, à la situation et à la conservation des populations de requins et autres poissons cartilagineux destinée au grand public. Il attire l'attention sur leur biologie unique et défend un investissement politique et financier accru pour promouvoir la recherche, une surveillance et une gestion de précaution de toutes les pêcheries qui font des prises de requins, pocheteaux, raies et chimères, ciblées ou non. On ne pourra garantir une gestion durable des pêcheries et le maintien de populations viables en l'absence de nouvelles initiatives de conservation et de gestion.

Remerciements

Une grande partie du texte original de ce rapport a été écrite et établie par Merry Camhi et Sarah Fowler en août et en septembre 1996, avec le précieux concours de plusieurs membres du groupe de spécialistes des requins et d'autres biologistes spécialisés dans les élasmobranches. Les auteurs du présent ouvrage l'ont révisé en vue de sa publication en tant que document occasionnel de la Commission de la sauvegarde des espèces de l'UICN. Deux ans après l'achèvement du texte primitif, sans auteurs déterminés, il est difficile de se souvenir de tous ceux qui ont généreusement contribué, directement ou indirectement, à la version originale, ou qui ont aidé à la réviser. Nous prions toute personne qui aurait participé à la préparation de cette publication et dont le nom aurait été omis ci-après de bien vouloir nous en excuser.

Nous remercions tout particulièrement Alberto Amorim, Charles Anderson, Ramón Bonfil-Sanders, Steven Branstetter, Barry Bruce, George Burgess, Greg Cailliet,

José Castro, Christine Chan-A-Sing, Gustavo Chiamonte, Leonard Compagno, Sid Cook, Enric Cortés, Dominique Didier, Jim Ellis, Ian Fergusson, Malcolm Francis, Manoel Gonzalez, Samuel Gruber, Hajime Ishihara, Peter Last, Rosangela Lessa, Mark Marks, Henry Mollet, Madeleine Oetinger, Andrea Oliver, Debra Rose, Alison Rosser, Carl Safina, Glenn Sant, Colin Simpfendorfer, Malcolm Smale, Susan Smith, John Stevens, Carolus Vooren, Paddy Walker, Terry Walker, Keith Wolf et George Zorzi.

Cette publication est dédiée à la mémoire de notre collègue Sid Cook, ancien vice-président régional du groupe de spécialistes des requins pour le Nord-Est du Pacifique, qui a toujours généreusement prodigué ses conseils sans ménager son temps.

Nous remercions Bernard Séret du Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, pour avoir fait la révision du texte français.

Introduction

1.1 Questions relatives à la conservation

Les populations de chondrichthyens (requins, raies et chimères) à travers le monde subissent, directement et indirectement, les effets d'un large éventail d'activités humaines. Cela a provoqué la réduction de nombreuses populations. Certaines espèces sont menacées d'extinction en raison de plusieurs facteurs :

- les stratégies de reproduction des chondrichthyens les rendent particulièrement vulnérables à la surexploitation et empêchent la reconstitution des populations dont les stocks sont très bas ;
- les pêcheries, qui sont pour la plupart non réglementées, ont connu une croissance rapide en partie provoquée par le commerce international non réglementé de produits des requins ;
- la mortalité due aux captures accessoires est très importante dans les pêcheries marines et d'eau douce ;
- enfin, la dégradation d'importantes nurseries et d'autres habitats cruciaux en zones côtières, fluviales ou estuariennes, liée aux changements provoqués par le développement, à la pêche excessive ou à la pollution.

Historiquement, les investissements dans des activités de recherche et de gestion des populations mondiales de chondrichthyens n'ont jamais été jugés prioritaires. Les pêcheries d'élastombranchés avaient des niveaux de production peu élevés par rapport à ceux des pêcheries ciblant les poissons osseux (téléostéens) et les produits étaient pour la plupart de moindre valeur. Un nombre considérable de ces poissons sont par ailleurs pris en tant que captures accessoires dans d'autres pêcheries. Les rares fois où les pêcheries ont ciblé des espèces très prisées, les stocks se sont souvent effondrés avant l'introduction de toute mesure de gestion.

De nos jours, quelques rares pêcheries de requins sont gérées, mais la plupart ne dispose d'aucune mesure de surveillance adéquate. Cette situation tient en partie à une mauvaise compréhension des limitations des modèles classiques de gestion des pêcheries de téléostéens appliqués aux élastombranchés. Les plus grandes difficultés auxquelles sont confrontés les chercheurs et les gestionnaires qui tentent d'évaluer et de gérer les populations de requins et de raies, sont l'insuffisance des données disponibles et des outils de gestion, ainsi que le manque de volonté politique. Les caractéristiques biologiques des élastombranchés sont généralement mal connues et très peu de recherches indépendantes au niveau des pêcheries ou de recherches

taxinomiques sont en cours. La mortalité due à la pêche n'est pas bien évaluée, ni surveillée, car la plupart des pêcheries s'abstiennent le plus souvent d'identifier et de déclarer les quantités débarquées de requins ou les prises accessoires. En outre, les débarquements peuvent intervenir à une grande distance du lieu de la capture. L'origine des produits des requins, de même que le nombre des animaux qui approvisionnent le commerce international, ne font pour ainsi dire l'objet d'aucun enregistrement. Il n'a été publié que très peu d'ouvrages taxinomiques ou de guides de distribution susceptibles de permettre l'identification de toutes les espèces capturées dans les pêcheries (il n'existe aucun catalogue exhaustif pour les raies ou les chimères, et de nombreuses espèces ne sont toujours pas décrites). Il est rarement procédé à la tenue de registres qui permettraient l'identification des produits par espèces ou même par genre ainsi qu'un suivi de l'évolution du commerce et des captures. Enfin, peu de modèles de gestion existants tiennent compte des caractéristiques biologiques uniques des chondrichthyens et de l'état des connaissances à leur sujet.

Taxonomie et terminologie

Le terme « requin » est souvent employé collectivement pour désigner tous les chondrichthyens ou poissons cartilagineux de la classe taxinomique des Chondrichthyes. Le mot « requin » est utilisé dans ce sens par la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES), par la Consultation technique de la FAO, et dans l'intitulé du groupe de spécialistes des requins relevant de la Commission de la sauvegarde des espèces de l'UICN.

Le présent document couvre toutes les espèces de la classe des Chondrichthyes, mais s'efforce d'établir une distinction entre les trois principaux groupes : requins, raies (aussi connues sous le nom de poissons batoïdes) et chimères.

La classification systématique supérieure des chondrichthyens distingue les groupes suivants :

Classe des Chondrichthyes : requins, raies et chimères

Super-ordre des Elasmobranchii : requins et raies

(Le terme « élastombranchés » signifie littéralement « poissons à branchies nues (sans opercule) » ; le groupe des « raies » englobe les poissons-scies, les guitares de mer, les torpilles, les raies « vraies » (Rajidae) et les raies pastenagues.

Super-ordre des Holocephali : chimères

(Les chimères constituent un groupe mal connu ayant des liens de parenté plus lointains. Il s'agit de poissons qui vivent le plus souvent en eaux profondes et qui n'apparaissent pas dans un aussi large éventail de pêcheries - ciblées ou non - que les élastombranchés.)

Même si l'on disposait de données solides et d'excellents outils de gestion, la nature particulièrement vulnérable de ces poissons impose de mettre en œuvre une approche de gestion très conservatrice si l'on veut assurer la viabilité des populations et la pérennité des pêcheries, évitant ainsi que les espèces menacées ne soient condamnées à l'extinction. Cependant, en l'absence de données de base, les biologistes et les gestionnaires peuvent difficilement évaluer l'incidence des pêcheries et du commerce international sur les populations d'élastomobranthes, inverser la tendance au déclin des stocks, mettre en place une gestion efficace et veiller à ce que les pêcheries puissent continuer à approvisionner les marchés intérieurs et le commerce international. Dans ces conditions, il importe d'appliquer une gestion rigoureuse selon le concept de l'approche de précaution.

1.2 Contexte

Le groupe de spécialistes des requins a été créé en 1991 dans le cadre de la Commission de la sauvegarde des espèces de l'UICN – Union mondiale pour la nature. Ce groupe a été constitué pour évaluer et répondre aux besoins de la conservation des requins, raies et chimères (poissons cartilagineux ou chondrichthyens). Ses membres finalisèrent un Rapport d'état (Fowler et al., sous presse, b) et préparèrent un Plan d'action pour ces groupes (Fowler *et al.*, en préparation). Le Rapport d'état dresse un bilan concis de l'état des populations régionales et des pêcheries ainsi que de l'état de conservation d'un certain nombre d'espèces choisies à l'échelon régional et international, et recense les dangers actuels et potentiels qui menacent leur survie. Le Plan d'action international déterminera les mesures nécessaires pour garantir le maintien de populations saines de chondrichthyens et la reconstitution des stocks des espèces épuisées ou menacées.

Le présent document reprend en partie le Rapport d'état. Il résume les particularités biologiques des chondrichthyens et expose brièvement l'état de leurs populations, ainsi que les conséquences qui s'ensuivent pour leur conservation et leur gestion. La première version de ce rapport a été soumise par le groupe de spécialistes des requins en 1996, lors de la treizième session de la Conférence des Parties contractantes à la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES). Elle a depuis été revue et mise à jour.

En 1994, la neuvième Conférence des Parties contractantes à la CITES a chargé le Comité pour les animaux de la Convention de collecter et de compiler des

données biologiques et commerciales sur la situation aux plans biologique et commercial des espèces de requins faisant l'objet d'un commerce international, qui ont été examinés lors de la réunion des parties. Le Comité a présenté son rapport (Anon, 1997) lors de la dixième Conférence des Parties, qui s'est tenue à Harare (Zimbabwe) en juin 1997. Ce document reconnaissait la nature vulnérable des chondrichthyens, le risque d'assister à un effondrement rapide de leurs effectifs, le manque de données exactes sur les pêcheries et la rareté des informations concernant le commerce international de ces poissons. Il formulait diverses recommandations, demandant notamment que la FAO entreprenne une étude sur la disponibilité des données biologiques et commerciales relatives aux chondrichthyens et organise une consultation d'experts chargée d'élaborer un programme visant à développer les activités de collecte et de gestion des données sur les pêcheries de requins.

L'évaluation de la FAO, engagée sous les auspices d'une Consultation technique sur la gestion des pêcheries de requins, mandatée à cet effet en 1997, lors de la réunion du Comité des pêches de la FAO (COFI), devait s'achever sur une réunion intergouvernementale en octobre 1998. Cette Consultation a élaboré des directives pour une gestion mondiale et régionale durable des espèces de requins, qui devaient déboucher sur un Plan d'action visant à promouvoir et à mettre en œuvre la conservation et la gestion des requins (FAO, 1998). Elle a aussi produit la synthèse sur les pêcheries de chondrichthyens demandée par la CITES. Les rapports des ateliers régionaux de la FAO tenus pour préparer la consultation sont également disponibles (Oliver et Walker, 1998 a, b, c). Outre le présent document, deux autres rapports ont été soumis au Comité pour les animaux de la CITES en 1996 et sont désormais disponibles. À cela il faut ajouter l'examen des pêcheries de requins à travers le monde préparé par le Service national de la pêche maritime des États-Unis (NMSF) [Oliver, 1997] et le document de synthèse de TRAFFIC Océanie et de TRAFFIC États-Unis (1996) [fondé sur plusieurs études régionales résumées dans Rose, 1996] ayant trait au commerce international des requins. Par la suite, un rapport établi par le Centre pour la conservation du milieu marin et TRAFFIC (Weber et Fordham, 1997) a formulé des propositions pour la gestion régionale et internationale des requins. Plusieurs rapports régionaux sur le commerce international des espèces de requins ont ensuite été publiés par TRAFFIC, tandis que des résumés régionaux concernant l'état des pêcheries de chondrichthyens et leur gestion, commandés par la FAO aux experts nationaux, étaient publiés ultérieurement en 1998. Plusieurs membres du groupe de spécialistes des requins ont contribué à ces études.

La biologie des chondrichthyens

2.1 Les chondrichthyens : un groupe très divers

Les quelques 1 000 espèces de chondrichthyens (poissons cartilagineux) comprennent les requins (environ 470 espèces pas toutes décrites), les batoides (notamment pastenagues, guitares de mer et poissons-scies – environ 650 espèces, pas toutes décrites) et les chiméroïdes (une trentaine d'espèces mal connues, taxinomie confuse) [Compagno, 1999 b]. Les chondrichthyens occupent un large éventail d'habitats comme les systèmes d'eau douce des lacs et des fleuves, les lagunes et les estuaires, les zones côtières, la pleine mer et les eaux profondes des océans. Même si l'on a généralement l'idée que les requins couvrent une vaste aire de répartition, seules quelques espèces effectuent des migrations océaniques (dont de nombreuses espèces importantes sur le plan commercial). La plupart a une aire de répartition plus limitée (selon Last et Stevens [1994], 54 % des chondrichthyens d'Australie seraient endémiques), principalement le long des plates-formes continentales et autour des îles. Certains se cantonnent aux eaux peu profondes. Globalement, environ 5 % des espèces de chondrichthyens sont océaniques (observées au large des côtes, ces espèces effectuent probablement régulièrement des migrations transocéaniques), 50 % se trouvent dans les eaux des plates-formes continentales à quelque 200 m de profondeur, 35 % vivent en eaux profondes (de 200 à 2 000 m) et 5 % en eau douce, tandis que 5 % ont été signalées dans plusieurs de ces habitats.

Les chondrichthyens sont essentiellement des prédateurs. Cependant, un petit nombre d'entre eux sont parfois aussi des charognards opportunistes tandis que certains parmi les plus grands (requin-baleine, requin-pèlerin, requin grande gueule, *Manta*) se nourrissent de plancton et de petits poissons, comme les baleines. Les requins prédateurs se situent en bout ou quasiment en bout de la chaîne alimentaire marine. Dans leur aire de répartition, leurs effectifs sont par conséquent naturellement limités par la capacité de pêche de l'écosystème, et relativement peu importants par rapport à ceux de la plupart des téléostéens.

Les chondrichthyens constituent l'un des grands groupes de la faune marine. Leur biologie est pourtant l'une des moins bien connues et comprises. Les informations concernant le cycle vital, la reproduction et les dynamiques des populations ne sont disponibles que pour quelques espèces intéressant les pêcheries. Sur le plan logistique, il est extrêmement difficile, voire impossible, de collecter ce type de données pour la plupart des populations, notamment celles dont l'habitat est limité aux eaux

profondes ou pour lesquelles l'on ne dispose d'échantillons qu'à certaines époques de l'année ou de stades du cycle vital. Par exemple, l'importance écologique des requins, en tant que prédateurs dans de complexes peuplements de poissons, est pour ainsi dire inconnue. Il est probable que les requins, à l'instar des grands prédateurs terrestres, jouent un rôle essentiel dans la structure et la fonction des communautés marines.

2.2 Caractéristiques biologiques

L'histoire naturelle d'un organisme est déterminée par les particularités biologiques de son cycle vital (comme la fécondité, le taux de croissance, la mortalité) et par ses stratégies de survie et de reproduction. La taille et la croissance (taux d'accroissement) de la population d'une espèce peuvent être calculées si des paramètres tels que les taux de naissance, de recrutement (compte tenu de l'immigration et de l'émigration) et de mortalité sont connus. En règle générale, les stratégies démographiques des chondrichthyens présentent les caractéristiques suivantes :

- faible fécondité
- jeunes indépendants, bien développés et de grande taille
- croissance lente
- maturité tardive
- longue espérance de vie
- et survie importante pour tous les groupes d'âge.

Ces caractéristiques se traduisent par un faible potentiel reproductif et une capacité d'augmentation de la population limitée (Pratt et Casey, 1990). Les requins sont en effet généralement de grands prédateurs ayant peu d'ennemis naturels. Dès lors, ils ne doivent produire que très peu de jeunes capables d'arriver à maturité afin de maintenir leurs effectifs à un niveau compatible avec la capacité de pêche de l'écosystème. Les espèces ayant de telles caractéristiques biologiques sont souvent qualifiées d'« espèces à stratégie K ». Ces caractéristiques biologiques ont de graves conséquences pour les populations de chondrichthyens, car elles limitent la capacité des populations à se reconstituer après une pêche excessive ou suite à tout autre impact négatif (Holden, 1974).

Parmi les chondrichthyens pour lesquels l'on dispose de données relatives à l'âge et à la croissance, beaucoup ont une longue espérance de vie – jusqu'à soixante-dix ans pour l'aiguillat commun (*Squalus acanthias*) [Ketchen,

1975, Nammack *et al.* 1985, Beamish et McFarlane, 1987] et sont très lents à arriver à maturité. La période jusqu'à la maturité, parfois exceptionnellement courte comme chez les requins aiguille réchine (*Rhizoprionodon taylori*) [Simpfendorfer, 1993] ou aiguille gussi (*Rhizoprionodon terraenovae*) [Branstetter, 1987 a], peut aller jusqu'à 20–25 ans chez les requins sombres (*Carcharhinus obscurus*) [Natanson *et al.* 1995]. Pour la plupart des espèces, cependant, l'âge n'a pas été établi et ne peut être évalué avec exactitude, sauf à procéder à des marquages détaillés et à des recaptures ou à étudier des anneaux de croissance validés sur le cartilage vertébral (Cailliet *et al.* 1986).

L'annexe I résume les informations disponibles (avec indication des sources de la littérature) sur les caractéristiques biologiques et la répartition géographique de 41 espèces d'élastombranches. Les risques réels ou potentiels de mortalité dans les pêcheries sont aussi indiqués pour chacune. La plupart des espèces qui figurent dans l'annexe sont capturées dans les pêcheries industrielles ou font l'objet d'un important commerce international. Quelques-unes ont aussi été incluses en raison de leur rareté, de leur dépendance d'un habitat très restreint ou de tout autre trait distinctif engendrant des inquiétudes pour leur conservation.

On distingue trois modalités de développement embryonnaire chez les chondrichthyens. Toutes impliquent un investissement maternel considérable et débouchent sur la production d'un petit nombre de jeunes de grande taille et bien développés, ayant des taux de survie naturelle relativement élevés (Hamlett, 1997). La fécondation interne d'un relativement petit nombre d'œufs est suivie de l'un ou l'autre des stades suivants :

- embryon attaché à la paroi utérine par un placenta (viviparité placentaire) ;
- développement *in utero* d'embryons non attachés, l'apport énergétique étant fourni par les abondantes réserves vitellines (ovoviviparité) ; par l'ingestion d'embryons non fécondés (oophagie) ou, très rarement, d'embryons plus petits (embryophagie) ; ou par des sécrétions nutritives de la paroi utérine ;
- développement des jeunes dans des œufs enfermés dans de grandes capsules cornées ; ces œufs sont pondus, continuent à se développer et éclosent hors de l'organisme maternel (oviparité).

Suivant les espèces, les femelles de requins peuvent porter de un à – exceptionnellement – 300 jeunes (cas du requin-baleine [*Rhincodon typus*] Chang *et al.* 1997). Cependant, dans la majorité des cas, elles ont des portées de deux à 20 petits en moyenne. La durée de la gestation n'est pas connue pour la plupart des espèces, mais va d'environ trois mois à environ vingt-quatre mois pour l'aiguillât commun ovovivipare (*Squalus acanthias*) [Compagno, 1984, Nammack *et al.* 1985 – c'est-à-dire la

plus longue période de gestation connue pour tout vertébré vivant]. Elle dure généralement de dix à douze mois. Les femelles ne se reproduisent pas toujours tous les ans, non seulement parce que leur gestation peut être supérieure à douze mois, mais aussi parce que certaines espèces nécessitent aussi au moins une période de « repos » d'un an entre les gestations (Branstetter, 1990, 1997 ; Pratt et Casey, 1990).

Après ce fort investissement initial dans la production de gros œufs ou de petits, de nombreux chondrichthyens mettent bas dans des secteurs abrités des zones côtières ou estuariennes (Musick et Colvocoresses, 1988, Castro, 1993), où les risques de voir les petits tués par des prédateurs (essentiellement d'autres requins) sont réduits (Branstetter, 1990), ou bien déposent leurs œufs dans des endroits où ils survivront probablement sans dommage jusqu'à l'éclosion des petits. Aucune stratégie de soin parental n'a été observée après la naissance.

2.3 Conséquences des caractéristiques biologiques sur l'exploitation

Les stratégies de reproduction des élastombranches se sont développées sur quelque 400 millions d'années et sont appropriées pour réussir dans un environnement où les principaux prédateurs naturels de ces poissons sont des requins de plus grande taille. De telles caractéristiques biologiques déterminant une stratégie K, posent cependant des limites au potentiel de reproduction et à la capacité des populations à soutenir la durabilité des pêcheries et à se reconstituer en dépit des pertes occasionnées par l'exploitation humaine ou d'autres impacts (Hoenig et Gruber, 1990). De plus, la tendance de nombreuses espèces à se rassembler en communautés de même âge, de même sexe ou de même stade reproductif rend particulièrement vulnérables à la pêche. Si l'on compare les cycles de vie de plusieurs vertébrés (tableau 1), il apparaît immédiatement que les requins figurent parmi ceux qui arrivent le plus tard à maturité et qui se reproduisent le plus lentement. Leurs stratégies de reproduction offrent un net contraste par rapport à celles de la majorité des téléostéens (poissons osseux) qui font vivre la plupart des pêcheries. Ces derniers produisent des milliers, voire des dizaines de milliers de petits œufs chaque année. Même si très peu de jeunes parviennent à maturité, le recrutement (entrée des poissons juvéniles dans la population adulte exploitable) est globalement indépendant de la taille du stock reproducteur (jusqu'à ce que celui-ci soit fortement diminué). Ceci s'explique en partie par le jeu des facteurs dépendant de la densité qui compense le déclin de la population adulte. Or, dans la quasi-totalité des pêcheries traditionnelles, la gestion est fondée sur ces stratégies reproductives typiques des téléostéens (Hillborn et Walters, 1992).

Tableau 1. Comparaisons des caractéristiques biologiques des requins et d'autres espèces à vie longue ou à large distribution.

Noms scientifique et vernaculaire	Age de maturité sexuelle (en années)	Taille (cm) (longueur totale ou à la maturité)	Espérance de vie (en années)	Taille de la portée	Taux annuel d'accroissement de la population	Cycle de reproduction (en années)	Durée de gestation (Mois)	Liste CITES (Annexe I, II, III)
<i>Carcharhinus plumbeus</i> Requin gris ¹	13-16 (29 dans une autre étude)	M: 170 (mat), F:>180 (mat), ~235 max (aux EU)	35	8-13 jeunes	2,5%-11,9% (5,2% si on considère que la maturité sexuelle est atteinte à 29 ans)	2	9-12	
<i>Prionace glauca</i> Requin peau bleue ¹	M: 4-6 F: 5-7	M: 182 (mat), F: 221 (mat); 383 (max)	20	40 jeunes; 135 max.	6,25%	Femelles ? Mâles annuellement?	9-12	
<i>Squalus acanthias</i> Aiguillat commun ¹ Population d'Atlantique NO	M: 6 F: 12	M: 60 (mat), 100 (max); F: 70 (mat), 124 (max)	M: 35 F: 40 (70: Pacifique NO)	2-15 jeunes	2,3%	2 (mais il n'y a pas de période de repos)	22-24	
<i>Thunnus maccoyii</i> Thon rouge du Sud ²	10-11	225 (max TL)	40	14-15 millions d'oeufs	?	Annuel	sans objet	-
<i>Xiphias gladius</i> Espadon (Atlantique N) ³	M: 1-5 F: 5-9	M: 165 FL F: 209 FL	25 (max)	1-9 millions d'oeufs/lot	4,3%	Annuel	sans objet	-
<i>Gadus morhua</i> Morue commune ⁴ (Stock du Nouvelle Angleterre)	2-4	32-41 (mat), 130 (max)	20+	2-11 millions d'oeufs	?	Annuel	sans objet	
<i>Paralichthys dentatus</i> Cardeau d'été ⁴	1	27 (mat)	F: 20 M: 7	0,5-5 millions d'oeufs	50%	Annuel	sans objet	-
<i>Tursiops truncatus</i> Grand dauphin ⁵	M: 11 F: 12	M: 381 F: 367	50 (min)	1	?	3-6	12 (allaitement 12-18)	I
<i>Balaenoptera musculus</i> Baleine bleue ⁶ (Antarctic)	5	3 100 (max)	110 (max)	1	5,1% (Atlantique N)	2-3	11	I
<i>Caretta caretta</i> Tortue caouanne ⁷	12-30	92-122	~50+	116 Oeufs/ponte 76,5/an	2%-6%	2-5 dans le SE EU	sans objet	I
<i>Panthera tigris</i> Tigre ⁸	3-7	140-280 (sans queue)	26	1-7 par portée	?	2-3	3,3	I
<i>Loxodonta africana</i> Eléphant d'Afrique ⁹	8-13	M: 320-401 F: 220-260 (aux épaules)	55-60	1	4%-7% en conditions favorables)	2,5-9	22	I/II
<i>Dromedea epomophora</i> Albatros royal ¹⁰	6-11	122 (max)	58-80	1/ponte	?	2	sans objet	

Références : ¹Voir annexe 1 ; ²³Arocha, 1997, Hoelyefa/. 1990, ICCAT1996 ; ⁴National marine fishery service 1995 ; ⁵KlinowskaetCook, 1991 ; ⁶Best 1993, Laurie 1937, Lockyer 1984, Ohsumi 1979, Camhi 1993, Crouseef al. 1987, Frazeret Ehrhart 1985, Richardson et Richardson 1982 ; ⁸Nowell et Jackson 1996 ; ⁹Laursen et Bekoff 1978 ; ¹⁰Gales 1993.

Contrairement aux téléostéens, le recrutement des requins est très étroitement lié au nombre de femelles arrivées à maturité sexuelle et prêtes à se reproduire (Holden, 1974), même si certains facteurs dépendant de la densité (par exemple, meilleure capacité de survie des petits élasmobranche en l'absence de requins adultes de

grande taille)peuventaussijouer(Musick *et al.* 1993 ;van der Elst, 1979). En conséquence, lorsque des animaux matures sont capturés, la production de petits qui auraient assuré la relève des générations futures baisse d'autant. Ce déclin limite à son tour la future productivité des pêcheries, ainsi que la capacité des populations d'élasmobranches à

se reconstituer suite à une surpêche. À cet égard, le potentiel et les stratégies de reproduction des chondrichthyens sont beaucoup plus proches de celles des cétacés, des tortues marines, des grands mammifères terrestres et des oiseaux que de celles des téléostéens (tableau 1). Il convient donc d'appliquer un mode de gestion très différent de celui employé pour les téléostéens afin d'empêcher la surexploitation des élasmobranches et maintenir l'activité des pêcheries à long terme.

Même si la grande majorité des espèces de chondrichthyens a une croissance lente avec un faible potentiel reproductif (voir tableau 1), un petit nombre de requins et de raies, essentiellement des espèces de plus petite taille, n'ont pas de caractéristiques biologiques aussi extrêmes. À titre d'exemple, le requin aiguille réchine australien (*Rhizoprionodon taylori*) arrive à maturité à un an, vit de six à sept ans et a un coefficient de mortalité naturelle de 0,56 environ (Simpfendorfer, 1999a). Cela signifie qu'en moyenne, 56 % de chaque groupe d'âge de la population meurt chaque année de causes naturelles (prédation, maladie, etc.) et que seuls 44 % des individus survivent. En revanche, le coefficient moyen de mortalité naturelle du requin gris, à croissance très lente, est de 0,10 à 0,05, soit un taux de survie de 90 à 95 % (Sminkey et Musick, 1996).

En règle générale, les espèces d'élasmobranches de plus petite taille ont tendance à arriver plus tôt à maturité

sexuelle, à vivre moins longtemps et à avoir des taux d'accroissement des stocks plus élevés. De nombreux chiens de mer, particulièrement ceux vivant en eaux profondes, constituent une exception à cette règle (Walker, 1998 a). Les espèces ayant la plus grande capacité à reconstituer leurs effectifs après une surexploitation sont généralement des espèces plus petites vivant dans les eaux côtières, dont l'évolution a donné des générations à espérance de vie plus courte, fruit de l'adaptation à des taux de prédation plus élevés (Smith *et al.* 1999). Sous réserve de l'application de mesures appropriées de gestion et de conservation, les espèces peuvent alimenter les pêcheries commerciales. En Australie du Sud, les stocks d'Émissole gommée (*Mustelus antarticus*), espèce qui arrive à maturité (pour les femelles) vers quatre ou cinq ans et dont l'espérance de vie ne dépasse pas seize ans, ont ainsi pu couvrir les besoins d'une pêcherie bien gérée pendant plus de vingt-cinq ans (Walker, 1996, 2000).

En revanche, des espèces de plus grande taille et à espérance de vie plus longue supportent moins bien l'exploitation et ont du mal à reconstituer leurs stocks après épuisement (Smith *et al.* 1999). La pêche de ces espèces, parmi lesquelles figurent le requin gris, le requin sombre et le requin léopard, ainsi que des requins d'eaux profondes ayant des taux métaboliques exceptionnellement bas, exige d'appliquer une gestion de précaution encore plus rigoureuse pour assurer la pêche de demain.

Aperçu général de l'exploitation et autres menaces

3.1 Les pêcheries

Les chondrichthyens sont exploités pour leur chair, cartilage, peau, huile ainsi que pour leurs ailerons, branchies, dents et mâchoires (Rose, 1996). Ils sont directement pris pour cibles dans certaines pêcheries commerciales et récréatives et représentent une prise accessoire dans de nombreuses autres pêcheries (Anderson 1990 a ; Bonfil, 1994). Certes, l'activité des pêcheries est le facteur de mortalité le plus important, mais les filets de protection des plages et les palangres disposées en surface (*Drum Lines*) pour mettre les baigneurs à l'abri de leurs attaques ont aussi des effets non négligeables sur leurs effectifs. De 1 000 à 1 500 grands requins trouvent ainsi la mort chaque année dans certains secteurs d'Afrique du Sud et d'Australie (Paterson, 1990 ; Cliff et Dudley, 1992 ; Krough, 1994 ; McPherson *et al.* 1998), et de 2 500 à 3 000 au total dans le monde. Nombre de chondrichthyens sont capturés dans les pêcheries et font l'objet d'un commerce international (principalement pour leurs ailerons). Les requins constituent le groupe le plus largement reconnu, mais le commerce et l'état des populations des autres espèces de chondrichthyens, particulièrement les batôïdes (pocheteaux et raies), sont également de graves sujets d'inquiétude. D'après les données de pêche communiquées à la FAO au cours des quinze dernières années, les requins représentaient 60 % des prises mondiales de chondrichthyens, contre 40 % pour les pocheteaux et les raies (Bonfil, 1994). Seules quelques pêcheries utilisent les chimères victimes de captures, ciblées ou non, principalement dans l'hémisphère sud : Nouvelle-Zélande, Australie, Afrique du Sud et Amérique du Sud (Didier, sous presse). Ces prises ne représentent toutefois que 0,7 % environ des prises de chondrichthyens signalées à la FAO. Par conséquent, la présente section est essentiellement consacrée à l'exploitation des élasmobranches.

La FAO a publié un ouvrage très complet intitulé *Overview of world elasmobranch fisheries* [Aperçu général des pêcheries d'élasmobranches dans le monde] qui présente les tendances régionales concernant les quantités débarquées et les prises accessoires, les modes d'exploitation des pêcheries ainsi qu'une évaluation des problèmes et des besoins en matière de gestion (Bonfil, 1994). Ce document montre que la croissance des pêcheries de requins était autrefois limitée par leur faible valeur économique et par la taille de leurs stocks, relativement peu abondants. Elles ont cependant connu une croissance régulière depuis la Seconde Guerre mondiale, fruit d'une intensification globale du rendement des pêcheries marines

et de l'augmentation de la population humaine à travers le monde. Plus récemment, la demande grandissante d'ailerons de requins (et, dans une moindre mesure, de chair de requin) a encore stimulé l'activité des pêcheries dans certaines régions du monde (notamment aux États-Unis, en Amérique centrale et en Indonésie, comme souligné par TRAFFIC dans Rose, 1996, 1998 ; Chen, 1996 et Phipps, 1996). Malgré tout, les prises commerciales de chondrichthyens ne représentent encore que 1 % environ des prises de pêche déclarées dans le monde.

Il y a lieu de noter que la tendance à la hausse des prises mondiales d'élasmobranches signalée par la FAO depuis le début des années quatre-vingt ne tient pas compte de l'effort de pêche grandissant. En outre, le déclin général des débarquements d'élasmobranches dans de nombreux secteurs est masqué par la hausse des quantités débarquées provenant de nouveaux lieux de pêche.

Bonfil (1994) indique que les 26 principaux pays pêcheurs ont pris plus de 10 000 tonnes (t) par an d'élasmobranches. Il estime à au moins 714 000 t, soit quelque 71 millions d'individus, les prises commerciales mondiales pour 1991, mais ce chiffre sous-estime nettement les prises annuelles réelles dans la mesure où les statistiques de la FAO ne comprennent pas les prises accessoires ou récréatives, ni les rejets. De nombreux débarquements sont en outre sous-déclarés. Bonfil (1994) en conclut que le niveau total des prises mondiales d'élasmobranches en 1991 pourrait bien être le double de celui affiché par les statistiques officielles, soit près de 1 350 000 t. Une surveillance étroite des prises dans certains pays permettrait de vérifier ces estimations.

Les données relatives à l'utilisation des débarquements de requins sont médiocres car la plupart des pays n'établissent pas de statistiques sur les produits des requins ni sur la consommation locale. La chair fraîche est consommée localement dans de nombreuses régions du globe. Cependant, comme elle est parfois difficile à traiter étant donné sa forte teneur en urée (qui colore la chair si celle-ci n'est pas saignée, rincée et mise au frais rapidement), elle n'a pas une grande valeur à l'exportation. En revanche, les ailerons séchés (ingrédient de base de la soupe d'ailerons de requin) et la chair de requin séchée sont faciles à transformer et à transporter vers des marchés lointains. Au milieu des années quatre-vingt, une augmentation de la demande d'ailerons de requins a provoqué une hausse rapide du prix de ce produit. Bien que les données concernant le commerce d'ailerons soient incomplètes, car de nombreux pays ne déclarent pas leurs exportations, il est indiscutable que le volume des échanges a

considérablement augmenté dans les années quatre-vingt (Rose, 1996, 1998 ; Chen, 1996 ; Phipps, 1996 ; *Chenet al.* 1996 ; Sant et Hayes, 1996 ; Fleming et Papageorgiou, 1997 ; Hanfee, 1997 ; Marshall et Barnett, 1997).

Le développement continu des pêcheries d'élastomobranches est semble-t-il le résultat de plusieurs facteurs. Citons :

- la hausse de la demande mondiale en protéines de poisson ;
- l'exploitation accrue des requins qui en découle (prises ciblées ou accessoires) pour compenser la baisse des captures dans de nombreux stocks épuisés de téléostéens (selon les statistiques de la FAO) ;
- et la hausse de la demande d'ailerons de requins et de leur valeur dans le commerce international.

La FAO fait ainsi état de débarquements stables d'élastomobranches au niveau mondial dans les années quatre-vingt-dix, tandis que les prises de nombreux téléostéens restaient au même niveau ou diminuaient et que certaines pêches au requin bien établies connaissaient un déclin. Cette exploitation continue ou en augmentation dépasse la capacité de certaines populations de requins. Lorsque des données sont disponibles, elles font apparaître un épuisement des stocks (Musick, 1995 ; NOAA, 1998 a), et l'on peut s'attendre à ce qu'il en aille de même dans les régions ne faisant l'objet d'aucune surveillance.

En tant que proches parents des requins, les poissons batoïdes (raies et poissons-scies) ont des caractéristiques biologiques très semblables, ce qui les rend vulnérables à la pêche excessive. Capturés pour leur chair (très prisée dans de nombreuses régions) par les pêcheries dirigées ou multi-espèces, ils représentent une composante significative des prises accessoires des activités de pêche, et sont aussi largement rejetés.

Les ailerons des guitares de mer et des poissons-scies et les bouts des ailes de certaines raies sont transformés et vendus comme « ailerons de requin ». Les deux premiers groupes fournissent certains des ailerons de requin les plus appréciés partout dans le monde. Certaines espèces de raie sont aussi utilisées pour leur peau. Les rostres des rares poissons-scies sont également vendus en tant que curiosité ou pour les besoins de la médecine chinoise traditionnelle (en très petits nombres, étant donné leur rareté croissante). Les branchies des *Manta* et des requins-baleines, qui se nourrissent de plancton, seraient d'aussi grande valeur que les ailerons de ces derniers. D'autres espèces de raie ont une faible valeur économique mais n'en sont pas moins capturées en grand nombre, en tant que prises accessoires, et sont souvent entièrement utilisées dans les pêcheries artisanales polyvalentes.

Malheureusement, la pêche et le commerce de batoïdes sont encore moins bien contrôlés et déclarés que dans le cas des requins. Cette situation tient en partie à la difficulté d'identifier un grand nombre d'espèces en l'absence d'un

guide d'identification adéquat et de tout investissement dans le domaine de la recherche taxinomique. Dans certaines régions, comme l'Asie du Sud-Est, certaines raies pastenagues communes n'ont pas même été décrites ni nommées scientifiquement (Fowler *et al.* 1999).

3.1.1 « Boom », déclin et effondrement des pêcheries

De nombreuses informations mettent en évidence des cas de stocks de requins ayant accusé une soudaine chute des rendements après avoir fait l'objet d'une brève exploitation. Des exemples souvent cités de pêches au requin dont l'activité s'est effondrée sont celles du requin-taupe commun (*Lamna nasus*) dans l'Atlantique nord, du requin hâ (*Galeorhinus galeus*) en Californie, et de plusieurs pêcheries de requin-pèlerin (*Cetorhinus maximus*) et d'aiguillat commun (*Squalus acanthias*) dans la mer du Nord et au large de la Colombie britannique (p. ex. Anderson, 1990 b). De fait, la plupart des pêcheries ciblées sur les requins et non réglementées pour lesquelles des données existent sont des initiatives qui n'ont pas fait long feu. À une période de « boom » relativement brève fait suite un déclin très rapide des prises suivi d'une longue période de récupération très lente (qui n'est généralement possible que si la pêche est fermée) ou d'une persistance de rendements faibles équivalents à une petite fraction des prises originales. Nous citons ci-après quelques exemples de ce type de pêcheries.

Pêche au requin-taupe commun (*Lamna nasus*) en Norvège

Les débarquements annuels de requin-taupe commun dans l'Atlantique nord-est ont enregistré une croissance rapide, passant de 279 tonnes (t) en 1926 à 3 884 t en 1933. Après avoir atteint ce plafond, elles ont chuté à 2 213 t en 1939. Les prises ont ensuite considérablement diminué pendant cinq ans en raison de la Seconde Guerre mondiale, l'effort de pêche étant au plus bas. Cela a probablement permis une certaine reconstitution des stocks. La pêche a repris en 1945. Le volume des prises est remonté à 2 824 t en 1947, puis a de nouveau baissé inéluctablement. En 1961, la flotte norvégienne a commencé à cibler les stocks de requin-taupe commun de l'Atlantique nord-ouest. Les prises des palangriers sont passées de 1 824 t en 1961, lorsque la capture par unité d'effort (CPUE) était de 9,1 requins pour cent hameçons, à 8 060 t en 1964, puis ont chuté à 207 t seulement en 1968, avec une CPUE de 2,9 requins pour 100 hameçons (Gauld, 1989). Les quantités débarquées en Norvège n'ont pas dépassé 100 t depuis la fin des années soixante-dix et s'établissent à 33 t par an en moyenne pour la période 1984–1994. Cette pêche est maintenant peu importante pour la flotte norvégienne

(Anon, 1995). La même tendance a été observée ailleurs dans les eaux européennes. Les prix du marché ne suffisent pas à expliquer ce faible volume des débarquements. Le requin-taupe commun demeure l'un des poissons débarqués en Europe du Nord dont la chair a le plus de valeur et est toujours recherché là où sa présence est attestée. Ce déclin est plutôt attribuable à la surexploitation d'une espèce qui n'arrive pas à maturité avant d'avoir atteint au moins sept ans (femelles), qui vit jusqu'à trente ans et produit de un à cinq petits par portée (voir annexe 1).

Pêche au requin hâ (*Galeorhinus galeus*) en Californie

De 1930 à 1936, les débarquements de requins en Californie, composés en grande partie de requin hâ (*Galeorhinus galeus*), étaient relativement faibles et stables, aux alentours de 270 t/an. Après l'apparition d'un nouveau marché pour l'huile de foie en 1937, la pêche s'est considérablement développée. Les prises sont montées jusqu'à 4 185 t en 1939 tandis que les prix passaient de 40,66 Euros/t en 1937 à 1626,65 Euros/t en 1941. Les débarquements de requin hâ (enregistrés à part à compter de 1941) ont décliné de 2 172 t en 1941 à 287 t en 1944. Dans une région, la CPUE est passée de 55,4 poissons / 20 heures de pêche au filet maillant à une profondeur de 1 800 m en 1942 à 7,7 poissons en 1945, avec le même effort de pêche (Roedel et Ripley, 1950). Cette tendance était probablement représentative de la situation pour l'ensemble de la côte ouest américaine (Leet *et al.* 1992).

Plus de cinquante ans après, on ne sait pas avec certitude si le stock de requins hâ s'est véritablement reconstitué. Il n'y a pas d'activité de pêche ciblée spécifiquement sur cette espèce, et les prises sont fluctuantes. En outre, bien que la pêche ait été intensive et se soit développée rapidement, elle n'a duré que huit ans. Des débarquements de même volume sur une période analogue ont été enregistrés en Nouvelle-Zélande et en Australie sans entraîner l'effondrement du stock, mais dans ces régions une gestion a été introduite dans les années quatre-vingt pour réduire l'effort de pêche et renverser la tendance au déclin (Stevens, sous presse d). En Californie la pêche visait des poissons de relativement grande taille (la longévité de ces requins est de soixante ans), ce qui a limité la capture des juvéniles. Vu que ces derniers n'atteindraient pas l'âge de recrutement avant quelques années (les femelles arrivent à maturité vers dix ou quinze ans), en l'absence d'autres facteurs négatifs, les stocks auraient dû se reconstituer après l'arrêt de la pêche. Les requins hâ dépendent toutefois des nurseries qui se trouvent souvent dans des secteurs abrités près de la côte. La dégradation ou la perte de ces habitats constitue peut-être un facteur qui contribue à retarder la récupération de ces stocks ainsi que d'autres populations (Stevens, sous presse d).

Pêche au requin-pèlerin (*Cetorhinus maximus*)

Il y a plusieurs exemples de pêches au requin-pèlerin dont la production s'est effondrée. Les données relatives au cycle vital de cette espèce sont rares, mais il est désormais établi que les femelles n'arrivent pas à maturité avant l'âge de dix-huit ou vingt ans et vivent une cinquantaine d'années (Pauly, 1978). [Les estimations de Parker et Stott (1965) selon lesquelles cette espèce arriverait à maturité vers quatre ou cinq ans après des taux de croissance d'environ un mètre par an, sur la base d'une longueur totale de 1,7 m à la naissance, ne sont plus communément admises.] Les requins-pèlerins ne se reproduisent probablement pas tous les ans, et la seule portée connue ne se composait que de cinq petits de très grande taille (Sund, 1943).

Les données de pêche les plus anciennes pour cette espèce proviennent de la pêcherie de Sunfish Bank, dans l'ouest de l'Irlande, datent de la fin du XVIII^e siècle. Probablement en raison de sa nature artisanale, cette pêche s'est poursuivie sur plusieurs décennies. La demande croissante d'huile de foie de requin a cependant provoqué une importante diminution des stocks vers 1830 et s'est soldée par leur effondrement dans la seconde moitié du XIX^e siècle. Les requins-pèlerins n'ont plus été activement ciblés au large des côtes irlandaises jusqu'en 1947, lorsqu'une nouvelle pêcherie très localisée a commencé ses activités autour de l'île d'Achill voisine. De 900 à 1 800 requins ont été capturés chaque année de 1950 à 1956, avec une baisse marquée des prises à compter de 1955. La moyenne annuelle des prises est passée de 1 067 par an pour la période 1949–1958 à 119 par an pour la période 1959–1968, puis à 40 par an pendant les sept dernières années d'activité. Ni la hausse du prix de l'huile de requin, ni l'investissement en capital alors réalisé n'ont réussi à inverser la baisse persistante des prises, et la pêche a pris fin en 1975. Au total, 12 360 individus ont été capturés en vingt-neuf ans, et 10 676 de ces prises ont été effectuées pendant les dix meilleures années de la pêcherie, à compter de 1949 (McNally, 1976). De nos jours, les requins-pèlerins ne sont plus que rarement observés dans le secteur (Berrow et Heardman, 1994).

À la même période, une flotte norvégienne pêchait aussi les requins-pèlerins dans un vaste secteur de l'Atlantique nord-ouest. Les prises ont été importantes (plus de 1 000 par an, voire jusqu'à 4 000 certaines années) de 1959 à 1980. Les débarquements ont ensuite diminué et, depuis 1981, ils ne dépassent pas 1 000 requins par an (Kunzlik, 1988). Cet effondrement a été attribué à une flotte vieillie et à une baisse de la valeur de l'huile de foie de requin-pèlerin. Comme la localisation exacte des captures est incertaine (les données couvrent un vaste secteur maritime), il est difficile de détecter et d'évaluer des tendances dans les prises. Cette pêche n'est encore rentable qu'en raison du prix fort élevé atteint par les très grands ailerons, qui figurent aujourd'hui parmi les produits de plus grande valeur vendus à Singapour.

D'autres pêcheries à petite échelle ont exploité le requin-pèlerin. En règle générale, on ne dispose cependant pas de suffisamment d'informations sur les prises (des centaines plutôt que des milliers d'animaux), sur les tendances de la CPUE ni sur les changements constatés dans la fréquence des repérages de requins pèlerins dans ces zones pour pouvoir déterminer si la population a subi un déclin dû à la pêche. Le programme d'éradication du requin-pèlerin mis en œuvre dans les années cinquante à Barkley Sound, dans l'île de Vancouver (en vue d'empêcher les dommages causés par les requins aux filets à saumon), constitue une exception. Dans le cadre de ce programme, le département canadien des Pêches et Océans a tué plusieurs centaines de requins en 1959 (Clemens et Wilby, 1961) et semble avoir éliminé la majorité de la population. Aujourd'hui, de trente-cinq à quarante ans plus tard, l'espèce n'est toujours que rarement observée (Darling et Keogh, 1994).

3.1.2 Perspectives d'évolution des pêcheries

Malgré la tendance à la stabilité ou au déclin des débarquements constatée par la FAO dans la plupart des régions du monde, la demande croissante de produits de poissons entraînera probablement une augmentation continue des activités de pêche, pourtant déjà lourdement subventionnées. Les exemples ci-dessus de boom suivi d'un déclin tendent à indiquer que le récent accroissement des débarquements de requins, dû pour l'essentiel à des pêcheries non gérées, ne pourra probablement pas être maintenu au-delà de quelques décennies. La même évolution est observée dans certaines pêcheries de raies pour lesquelles l'on dispose de données adéquates, révélatrices d'un déclin des quantités débarquées (p. ex. Walker et Heessen, 1996 ; Walker et Hislop, 1998 ; Dulvy *et al.* données non-publiées).

L'une des conséquences probables de la baisse actuelle et à venir du rendement des zones de pêche traditionnelles sera le développement de nouvelles pêcheries qui seront les premières à exploiter des populations et des espèces de poissons jusqu'à présent délaissées, au rang desquelles figureront très certainement les requins, les raies et les chimères. Cette tendance est déjà apparente pour la pêche en eaux profondes, aujourd'hui explorées dans de nombreuses régions du globe. Près de 35 % des espèces de chondrichthyens se cantonnent aux eaux profondes et risquent d'être touchées par ces nouvelles pêches. La pêche en eaux profondes est généralement le fait de bateaux modernes de très grande taille, exploités par de grands pays pêcheurs industrialisés, qui approvisionnent le commerce international ainsi que leurs marchés intérieurs. Ces activités sont principalement conduites dans les eaux internationales, au large de la plate-forme continentale ou autour des îles océaniques.

On s'inquiète à juste titre de ce que les requins vivant en eaux profondes, adaptés à un environnement très stable et de faible productivité par rapport aux requins vivants sur les plates-formes continentales, soient encore moins capables de résister à l'activité de la pêche commerciale que les requins et raies qui ont jusqu'à présent fourni le gros des prises des pêcheries d'élastomobranches pélagiques et démersaux. La biologie des espèces d'eaux profondes n'a pas été bien étudiée, mais on pense qu'elles ont un développement très lent, même par comparaison avec les autres élastomobranches. Les taux métaboliques de certains téléostéens de profondeur ont été évalués à 10 % seulement de ceux de leurs homologues côtiers (Smith, 1978 ; Smith et Brown, 1983). Dans la mesure où la faune des requins de profondeur est dominée par des squales apparentés à l'aiguillat commun côtier (*Squalus acanthias*), le taux intrinsèque d'accroissement de leurs populations est sans doute l'un des plus bas de tous les vertébrés connus (le taux d'accroissement de l'aiguillat commun est en effet de 2 à 3 % par an seulement – voir tableau 1 – ; autrement dit, le nombre d'individus d'une population donnée ne peut augmenter que de 2 à 3 % par an). On ne dispose en outre d'aucune information sur la taille des stocks, ni sur la répartition de ces espèces, et il est arrivé que des pêches en eaux profondes capturent des espèces de chondrichthyens n'ayant pas encore été décrites.

Le manque de données biologiques ne constitue pas le seul obstacle à la gestion de ces pêcheries. Étant donné qu'elles se trouvent bien au-delà de leurs eaux territoriales, les hommes politiques et les acteurs de la gestion ne sont pas ou peu motivés pour réglementer les activités de leur pays. De fait, la réglementation internationale en matière de gestion des pêcheries demeure inadaptée y compris pour les espèces de téléostéens, et peu d'espèces marines sont moins prises en compte dans les stratégies de gestion des pêcheries internationales que les chondrichthyens de profondeur, animaux mal connus et de valeur relativement faible, dont la gestion est loin d'être une préoccupation prioritaire.

Certains élastomobranches de petite taille ou inhabituels sont de plus en plus recherchés pour le commerce des aquariums publics et privés. Cette tendance est particulièrement préoccupante pour les espèces ayant une aire de répartition restreinte et des populations peu importantes, comme les petites raies d'eau douce, les espèces endémiques, et peut-être les poissons-scies et autres espèces rares. Face à la hausse de la demande du commerce des espèces exotiques (à la fois pour les collectionneurs et pour les aquariums publics) au cours des années à venir, il est important de veiller à ce que les populations vulnérables d'élastomobranches ne soient pas surexploitées. Cependant, la valeur éducative des élastomobranches dans les aquariums publics, peut être décisive pour modifier la perception négative des requins, et par là-même créer une volonté politique pour leur conservation. Il est toutefois impératif

de veiller à ce que les captures réalisées dans cette optique ne menacent jamais la survie des espèces dans leur milieu naturel.

3.2 Prises accessoires

Les élasmobranches sont capturés en tant que prises accessoires dans la plupart des pêcheries à travers le monde. L'importance de ces prises accessoires et des rejets, tant dans les eaux territoriales qu'en haute mer, est mal documentée (Alverson *et al.* 1994). Certains élasmobranches sont débarqués et figurent dans les statistiques officielles, mais on estime qu'une grande partie de ces poissons sont rejetés sans avoir été enregistrés. La mortalité des requins et des raies victimes de prises accessoires est sans doute très élevée, notamment lorsqu'ils sont pris dans des chaluts, filets maillants, sennes et palangres. Cette mortalité pourrait être supérieure à celle due à la pêche ciblée (Bonfil, 1994). Certaines pêcheries ciblées sur des espèces de téléostéens océaniques (thons et espadons) prennent plus de requins en tant que prises accessoires que d'individus des espèces visées (p. ex. Francis et Griggs, 1997). En outre, la hausse des prix a encouragé la pratique consistant à prélever les ailerons des requins, alors qu'auparavant ils étaient rejetés intacts ou relâchés vivants. Les ailerons sont faciles à sécher et à stocker sous cette forme. En revanche, conserver la totalité de la carcasse occuperait de l'espace dans le congélateur, alors qu'il est plus rentable de le réserver à des espèces de plus grande valeur comme le thon (Rose, 1996 ; Sant et Hayes, 1996). Les requins privés de leurs ailerons et rejetés par-dessus bord meurent invariablement.

La plupart des pays n'imposent pas l'enregistrement sur le livre de bord des données relatives aux requins pêchés en tant que prises accessoires. Dès lors, peu de données sur ces prises sont intégrées dans les statistiques nationales ou internationales (comme par exemple celles de la FAO). Certains programmes de surveillance fournissent la meilleure information disponible, mais la couverture des pêcheries hauturières est minimale. La quasi-totalité des espèces de requins capturés en tant que prises accessoires des pêcheries multi-espèces peuvent faire l'objet d'un commerce régional ou international, mais il y a très peu de traces de ce commerce, notamment lorsqu'il est le fait de pêcheries artisanales. La situation des rares espèces d'élasmobranches victimes de prises accessoires et commercialisées (comme les poissons-scies) est particulièrement préoccupante.

En dépit des nombreuses lacunes, des données disponibles sur les prises accessoires, Bonfil (1994) estimait qu'à la fin des années quatre-vingt, rien qu'en haute mer, environ 12 millions d'élasmobranches (jusqu'à 300 000 t) étaient pris chaque année en tant que prises accessoires. Quelque quatre millions étaient capturés dans les filets

dérivants et plus de huit millions avec des palangres (principalement dans les pêcheries de thon du Japon, de Corée et de Taiwan). La composition de ces prises par espèces est pour ainsi dire inconnue, si ce n'est qu'il s'agissait de requins dans la plupart des cas. Cependant, on estime à près de 6,5 millions d'individus le nombre de peau bleue (*Prionace glauca*) capturés chaque année dans ces conditions. Ce serait l'espèce d'élasmobranche la plus commune dans les prises incidentes des pêcheries hauturières (Bonfil, 1994). La plupart des pêcheries utilisant des filets dérivants ont cessé de recourir à ces engins à la fin 1992, mais l'effort de pêche s'est reporté sur les palangres, qui affectent aussi les populations d'élasmobranches.

Les pêcheries utilisant des chaluts de fond ont de graves conséquences sur les raies et les petites populations côtières de requins, qui représentent une importante prise accessoire. Ces impacts font rarement l'objet d'une surveillance, mais on pense qu'ils sont importants au niveau local, notamment pour les espèces régionales endémiques (Casey et Myers, 1998 ; Dulvy *et al.* 2000 ; Notarbartolo di Sciara, 1998). Dans certaines régions du monde, de nombreuses pêcheries côtières ne visent pas délibérément un groupe d'espèces donné, mais débarquent et utilisent toutes les prises. Dans ce cas de figure, les captures de requins ne sont pas considérées comme étant accessoires. Cela étant, elles ne sont pas toujours enregistrées, alors qu'elles constituent un facteur important de la mortalité globale de la population.

3.3 Dégradation et perte de l'habitat

Tous les chondrichthyens dépendent d'écosystèmes qui fonctionnent bien pour leur croissance, leur reproduction et leur survie. Les besoins en la matière varient selon les espèces aux différents stades de leur cycle vital. Les habitats cruciaux pour les requins vont des étroites bandes marécageuses des estuaires aux eaux profondes, en passant par les baies côtières, les récifs de corail et les champs d'algues. En tant qu'espèce à stratégie K, les requins sont généralement incapables de s'adapter à une modification rapide des conditions environnementales. Leur utilisation des nurseries (*nursery grounds*) situées en milieu côtier, ou leur dépendance totale, tout au long de leur cycle de vie, d'habitats côtiers, estuariens ou d'eau douce est devenue un handicap spécifique pendant la seconde moitié du XX^e siècle en raison de l'intensification des pressions exercées par la pêche, directement ou indirectement, et de l'accélération de la dégradation et de la perte des habitats côtiers.

Il est établi que les adultes de nombreuses espèces de requins se rendent dans les lieux de reproduction et les nurseries sur une base saisonnière, généralement au printemps et en été (Musick et Colvocoresses, 1998 ;

Branstetter, 1990 ; Castro, 1993 ; Simpfendorfer et Milward, 1993). Les nouveaux-nés et les juvéniles peuvent rester tout au long de l'année dans les eaux tropicales, car ces zones peu profondes et fécondes leur fournissent une nourriture abondante tout en les mettant à l'abri des prédateurs (Morrissey et Gruber, 1993). On connaît moins bien la localisation et les caractéristiques des zones proches du littoral qui sont habitées l'hiver par les populations adultes et juvéniles de nombreuses espèces de requins côtiers, ni les lieux de reproduction sur la côte des requins pélagiques.

La dégradation et la destruction de l'habitat côtier atteint des niveaux alarmants. L'activité humaine menace les habitats côtiers et estuariens par suite du développement de ces zones, des activités de pêche, de la pollution chimique, de la concentration des éléments nutritifs, du détournement de l'eau des rivières et du déversement de plastiques et autres déchets dans lesquels se prennent et s'asphyxient un grand nombre d'animaux marins.

Aux États-Unis par exemple, le taux de croissance de la population humaine dans les régions côtières est quatre fois supérieur au taux de croissance national. Or la perte d'habitat côtier est en proportion directe avec la densité de la population. Au milieu des années soixante-dix, plus de la moitié des mangroves et des marais salants des États-Unis avaient ainsi été détruits. La Californie a perdu plus de 90 % de ses zones humides côtières. La Louisiane perd 65 km² de zones humides par an et, par voie de conséquence, l'on s'attend à un brusque déclin des pêcheries du golfe du Mexique. Dans la baie de Chesapeake, le plus large estuaire de la côte est, qui constitue une aire de croissance privilégiée pour les populations côtières de requins et de raies, la multiplication des algues et l'augmentation de la turbidité découlant du ruissellement agricole, des effluents des stations de traitement des eaux usées et des dépôts de polluants atmosphériques ont entraîné la disparition de 90 % des plantes salines endémiques de la baie entre 1950 et 1980 (Hinman et Safina, 1992). Des tendances semblables sont décelables dans la plupart des pays. À travers le monde, les spécialistes des récifs de corail font état de dommages accrus et d'un grave déclin global de cet habitat au cours des deux dernières décennies. Le World Resources Institute, le Centre international pour les ressources aquatiques vivantes et le World Conservation Monitoring Centre indiquent que 58 % des récifs du globe sont menacés

par les activités humaines, et qualifient ce risque d'« élevé » ou « très élevé » pour 27% (Bryant *et al.* 1998). Les scientifiques viennent seulement de commencer à étudier les effets de la pêche sur l'environnement marin. De récents travaux de recherche tendent à indiquer qu'une pêche intensive à l'aide de chaluts de fond peut entraîner une baisse de la productivité des poissons démersaux en diminuant la complexité du substrat benthique. (Auster et Langton, 1998 ; Dayton, 1998). D'autres études tentent de quantifier l'impact sur les populations de poissons de la « pêche fantôme » due aux engins de pêche perdus ou abandonnés.

Les tentatives visant à améliorer la qualité de l'eau et la diversité benthique contribuent à la protection de sites très importants pour l'accouplement, la reproduction et la croissance des requins. Une protection supplémentaire peut être mise en place par la limitation des activités de pêche lorsque les requins sont rassemblés dans ces endroits ou vulnérables à la pêche. Des modèles démographiques montrent qu'accroître la survie des juvéniles peut être source d'importants avantages en termes de croissance de la population (Cortés, 1998).

En tant que grands prédateurs marins, les espèces d'éloasmobranches à longue durée de vie constituent d'importants bioaccumulateurs de polluants, plus que tout autre groupe d'organismes marins (Walker, 1988 b ; Forrester *et al.* 1972). De fait, les requins adultes accumulent des taux de mercure si élevés que certaines pêcheries australiennes ont limité la taille des requins pouvant être débarqués pour la consommation humaine. La vente de requins dont la carcasse pèse plus de 18 kg est ainsi interdite dans l'ouest de l'Australie, et les pêcheries du sud limitent également les débarquements de requins de grande taille. Dans l'ensemble, les données sur la manière dont les habitats altérés et pollués et la bioaccumulation de polluants affectent la santé et la productivité des requins ou la dynamique globale de la chaîne alimentaire marine restent rares. Les espèces limitées aux habitats d'eau douce ou estuariens mais ayant de très petites populations (comme certains poissons-sciés, le requin de Bornéo et d'autres grandes espèces d'eau douce) sont probablement les plus vulnérables, mais figurent aussi parmi les moins étudiées (Thorson, 1982 ; Compagno et Cook, 1995).

État de conservation

4.1 Risque d'extinction

Aucune espèce de poisson marin n'a encore été conduite à l'extinction biologique par la pêche (Musick, 1998). Des stocks régionaux de certaines espèces ont cependant été décimés (Brander, 1981 ;Berverton, 1990 ;Casey et Myers, 1998 ; Huntsman, 1999). En raison de leurs stratégies de reproduction, de nombreux requins sont très vulnérables à la surexploitation, qui entraîne l'épuisement des populations. Compte tenu de ces facteurs, certaines espèces sont particulièrement susceptibles d'être amenées à l'extinction du fait de leur aire de répartition réduite, de la petite taille de leur population ou d'autres caractéristiques comme leur dépendance aux aires de croissance ou d'habitats spécifiques, leur comportement ou leur morphologie. À titre d'exemple, toutes les espèces de poissons-scies *Pristis spp.* sont considérées comme étant menacées d'extinction (tableau 2) car elles occupent des habitats restreints (habitats d'eau douce et estuariens ou en eaux côtières peu profondes) qui sont de plus en plus exploités et perturbés par l'activité humaine, et elles sont très vulnérables aux prises accessoires par les engins de pêche à tous les stades de leur cycle vital. Avec leur long rostre denté (scie), les poissons-scies se prennent en effet très facilement dans les filets à tout âge et il est très difficile de les en retirer vivants, même si l'on ne veut pas les capturer (Compagno et Cook, 1995, sous presse d). Il y a aussi lieu de citer la tendance du grand requin blanc (*Carcharodon carcharias*) à observer les activités humaines. Ce comportement le rend très facile à approcher par les chasseurs de trophées (Fergusson *et al.* sous presse).

La question de savoir si les pêcheries (ou d'autres facteurs) sont susceptibles de conduire à l'extinction des poissons marins (téléostéens et chondrichthyens) ayant une vaste aire de distribution donne matière à débat (Musick, 1998). D'aucuns soutiennent qu'une espèce disparaîtra commercialement avant sa disparition biologique. Elle ne sera donc plus soumise à la pression de la pêche, ce qui devrait permettre sa récupération. Il est vrai que les pêcheries dirigées cesseront d'elles-mêmes leur activité lorsque les stocks deviendront si réduits qu'il ne sera plus rentable de poursuivre une espèce donnée. Il y a cependant des cas de figure où l'hypothèse selon laquelle la disparition commerciale interviendra avant la disparition biologique ne se vérifiera pas nécessairement, par exemple lorsque la valeur du produit est si élevée qu'il devient rentable de poursuivre le stock survivant, aussi petit soit-il, ou lorsque les rendements économiques ne sont pas un facteur qui entre en ligne de compte (comme dans le cas des animaux

pêchés pour obtenir un trophée sportif). De la même façon, dans une pêcherie mixte où toutes les espèces sont soumises à un même effort de pêche et sujettes à de mêmes taux de mortalité par pêche, les espèces les moins abondantes et exposées à la pêche sur toute leur aire de répartition pourront être amenées à l'extinction, tandis que les espèces numériquement dominantes continueront à alimenter la pêche (Musick, 1995). Les espèces fréquemment capturées en tant que prises accessoires sont peut-être, indirectement, encore plus vulnérables que les espèces visées dans une pêcherie mixte. En effet, les rejets et les débarquements de ces prises ne sont généralement pas bien enregistrés, et des signes révélateurs d'une baisse des captures et d'un effondrement des stocks pourront ne pas être décelés du fait de ce manque de suivi. À cet égard, il faut citer le cas de la grande raie (*Raja laevis*) de l'Atlantique nord-ouest, une espèce de grande taille à maturité tardive victime de prises accessoires de la pêche au chalut des poissons de fond. Selon Casey et Myers (1998), *R. laevis* serait éteinte dans les eaux du nord du Canada et ne survivrait qu'en très petits nombres au large de Georges Bank, à l'extrême sud de son aire de distribution (où la température de l'eau, plus chaude, permet une croissance plus rapide et vraisemblablement une maturité plus précoce).

Des espèces cosmopolites ayant une vaste aire de répartition pourront disparaître localement dans certains secteurs même si leur abondance globale reste élevée. Il est toutefois difficile d'évaluer l'effet cumulatif d'une diminution localisée des populations sur la viabilité d'une espèce à un niveau global, car des pêches au requin non réglementées, qui ne font l'objet d'aucun suivi, ne cessent de surgir à travers le monde. D'aucuns affirment que l'immigration provenant de populations « source » compensera cette baisse des effectifs, réduisant ainsi le risque d'extinction, mais on ne sait pas grand chose de la dynamique ou de la structure des populations ni des habitudes migratoires de la plupart des chondrichthyens.

L'hypothèse selon laquelle les populations de poissons marins ne seraient pas vulnérables à l'extinction parce qu'il s'agit de populations « ouvertes », avec de vastes aires de répartition géographique et une immigration illimitée, apparaît sans fondement. Les stocks côtiers, y compris de grandes espèces migratoires telles que le requin gris, ont d'invisibles frontières géographiques (Musick, 1995). Les données de CPUE de certains programmes de protection des plages, de même que des exemples historiques d'effondrement des stocks, comme dans le cas du requin-taube commun (*Lamna nasus*) dans l'Atlantique nord, portent à croire que la migration entre stocks, voire

Tableau 2. Liste Rouge de l'UICN pour les Elasmobranches (Liste Rouge 1996).			
Nom commun	Nom scientifique	Stock	Liste Rouge¹
Requin gris	<i>Hexanchus griseus</i>	Global	Faible risque (LR), quasi menacé (NT)
Requin-baleine	<i>Rhincodon typus</i>	Global	Données insuffisantes (DD)
Requin-taureau	<i>Carcharias taurus</i>	Global Atlantique SO Australie 0	Vulnérable (VU) A1a,b, A2d En danger (EN) A1a,b, A2d En danger (EN) A1a,b, A2d
Grand requin blanc	<i>Carcharodon carcharias</i>	Global	Vulnérable (VU) A1b,c,d, A2c,d
Requin-taube commun	<i>Lamna nasus</i>	Global Atlantique NO Atlantique NE	Faible risque (LR), quasi menacé (NT) Faible risque (LR), dépendant de mesures de conservation Vulnérable (VU) A1b,d, A2d
Requin-pèlerin	<i>Cetorhinus maximus</i>	Global	Vulnérable (VU) A1a,d, A2d
Requin bordé	<i>Carcharhinus limbatus</i>	Global	Faible risque (LR), quasi menacé (NT)
Requin sombre	<i>Carcharhinus obscurus</i>	Global Atlantique NO	Faible risque (LR), quasi menacé (NT) Vulnérable (VU) A1d, A2d
Requin gris	<i>Carcharhinus plumbeus</i>	Global Atlantique NO	Faible risque (LR), quasi menacé (NT) Faible risque (LR), dépendant de mesures de conservation
Requin du Ganges	<i>Glyphis gangeticus</i>	Global	En danger critique d'extinction (CR) A1c-e, A2c-e, C2b
Requin peau bleue	<i>Prionace glauca</i>	Global	Faible risque (LR), quasi menacé (NT)
Squale liche	<i>Dalatias licha</i>	Global	Faible risque (LR), quasi menacé (NT)
Poisson-scie grandent	<i>Pristis microdon</i>	Global Asie SE	En danger (EN) A1 a,b,c, A2c,d En danger critique d'extinction (CR) A1a,b,c, A2c,d
Poisson-scie tident	<i>Pristis pectinata</i>	Global NE Atlantic Atlantique SO	En danger (EN) A1a,b,c, A2c,d En danger critique d'extinction (CR) A1a,b,c, A2c,d En danger critique d'extinction (CR) A1a,b,c, A2c,d
Poisson-scie grandent	<i>Pristis perotteti</i>	Global	En danger critique d'extinction (CR) A1a,b,c, A2c,d
Poisson-scie commun	<i>Pristis pristis</i>	Global	En danger (EN) A1a,b,c, A2c,d
Raie-guitare brésilienne	<i>Rhinobatos horkelii</i>	Global	En danger critique d'extinction (CR) A1b,d, A2b,d
Raie abyssale	<i>Bathyraja abyssicola</i>	Global	Données insuffisantes (DD)
Pocheteau gris	<i>Dipturus (Raja) batis</i>	Global	En danger (EN) A1 b-d, A2 b-d
Pastenague géante	<i>Himantura chaophraya</i>	Global Thaïlande	VU A1 b-e, A2c,e En danger critique d'extinction (CR) A1b-e, A2c,e

¹Les catégories de menaces sont : CR = Gravement menacé d'extinction, EN = Menacé d'extinction, VU = Vulnérable. Voir les explications en Annexe 2. Pour des informations actualisées sur les espèces énumérées, consulter le site Internet suivant : www.redlist.org

au sein d'un même stock (les individus tendent à retourner à chaque saison à un même secteur du littoral tout au long de leur vie), est probablement limitée. La surpêche du grand pocheteau commun (*Raja batis*) au cours du XX^e siècle a entraîné son extinction dans la mer d'Irlande (Brander, 1981) et dans la plus grande partie de la mer du Nord (voir plus loin). Le fait qu'il soit encore observé dans

les eaux voisines de la mer Celtique et de l'Atlantique nord-est, mais n'est plus enregistré dans les débarquements provenant de secteurs qu'il fréquentait autrefois, tend à indiquer que la reconstitution de populations épuisées ou décimées par l'immigration locale n'est pas garantie, ou serait extrêmement lente, même s'il était mis fin à tout débarquement de pocheteaux.

De la même façon, même si la pêche au requin était totalement fermée dans l'Atlantique nord-ouest, la reconstitution des stocks du requin gris (*Carcharhinus plumbeus*) et d'autres grandes espèces côtières dans ce secteur prendrait plusieurs décennies, étant donné le taux d'accroissement très lent de ces espèces (voir tableau 1). En général, le taux de récupération d'une population d'éla-smobranche à la suite d'un épuisement localisé des stocks est propre à chaque espèce. Cela dépend non seulement de la capacité reproductive de l'espèce, mais aussi des courants de migration, du niveau d'épuisement, du taux d'accroissement de la population (en prenant en compte d'éventuels facteurs dépendant de la densité), et des modifications de l'habitat et de la structure de la population de proies.

La vulnérabilité biologique de la plupart des chondrichthyens porte à croire qu'une extinction due aux activités de pêche est possible. Pour les espèces ciblées, ce risque dépend en grande partie des forces du marché et des aspects économiques de la pêche. Ce n'est pas nécessairement le cas pour les espèces non ciblées, quelle que soit leur valeur économique. Pour ces dernières, le risque d'extinction est lié à l'effort de pêche global et sera d'autant plus grand si l'espèce a une aire de répartition réduite ou si elle dépend d'autres variables écologiques spécifiques. Il y a lieu de noter que la pêche commerciale à la baleine a décimé la quasi-totalité de certains stocks régionaux et que les rares individus à en avoir réchappé sont toujours menacés d'extinction, en dépit de la cessation de cette activité il y a plusieurs décennies. Dans la mesure où il y a beaucoup plus de similitudes entre les requins et les mammifères marins qu'entre les requins et la plupart des téléostéens (Musick, 1997), un tel scénario est également possible pour certaines populations de requins.

Enfin, l'extinction biologique est un processus qui peut avoir des conséquences écologiques néfastes et irréversibles longtemps avant la disparition d'une espèce. Si l'abondance d'une espèce atteint des niveaux trop bas, elle ne peut plus jouer son rôle de prédateur ou de proie dans l'écosystème – une situation communément qualifiée d'« extinction écologique ». On ne sait pas avec certitude l'effet que pourrait avoir la disparition à grande échelle des requins sur la chaîne alimentaire des communautés marines. Au large du sud-est de l'Afrique et dans l'Atlantique nord-ouest, cependant, la pêche intensive des grands requins a semble-t-il entraîné la prolifération de requins et raies de plus petite taille (van der Elst, 1979 ; Musick *et al.* 1993).

Dans la mesure où les captures intensives d'éla-smobranche, ciblées ou non, n'ont commencé que récemment (une ou deux décennies selon les régions), les requins matures qui sont capturés actuellement sont nés à une époque où la pêche était moins intensive (de nombreux requins ayant une grande longévité), il est

impossible de prévoir précisément les conséquences (risque d'extinction, impacts sur les populations et les communautés marines) d'une diminution très importante de leur abondance.

4.2 Évaluation du statut des requins pour la Liste rouge de l'UICN

Même si la question du risque d'extinction chez les poissons marins n'est pas nouvelle, ce n'est que depuis peu que des tentatives ont été faites pour évaluer la dimension du problème. Le groupe de spécialistes des requins a entrepris d'évaluer de manière systématique l'état global de conservation des chondrichthyens en utilisant les catégories et critères révisés de l'UICN pour la Liste rouge, résumés à l'annexe 2. Ces critères visent à fournir une évaluation plus objective du risque d'extinction d'une espèce. Ils ont, pour la première fois, permis de classer un large éventail de poissons marins dans la liste des espèces menacées de l'UICN, essentiellement sur la base d'estimations du déclin récent ou prévu de leurs effectifs (critère A, voir annexe 2).

Ces efforts ont souligné un problème tenant à l'utilisation du critère de déclin des effectifs. Cela peut conduire à une surestimation significative du risque d'extinction dans le cas des espèces largement répandues ou ayant un potentiel reproductif et une fécondité élevés. Ceci est particulièrement vrai pour les espèces initialement très abondantes ; une réduction très importante de leur population (de 50 à 80 %) n'équivaut pas nécessairement au risque d'extinction très élevé impliqué par les catégories « En danger » ou « En danger critique d'extinction » (Fowler, 1996 a, sous presse a ; Musick, 1998). Les critères de l'UICN sont actuellement en cours de révision pour aborder ce problème, parmi d'autres.

Le groupe de spécialistes des requins a établi une liste initiale de plus de 100 espèces d'éla-smobranche, dont certaines pourraient être menacées en raison de l'exploitation ou de la perte de leur habitat. Il s'est employé à évaluer leur risque d'extinction sur la base des critères de l'UICN tout en tenant compte des problèmes inhérents à l'application des critères, comme indiqué ci-dessus, et en ajustant l'évaluation du risque d'extinction en conséquence. Le fruit de ces travaux sera prochainement publié dans de nouvelles publications de l'UICN (dont Fowler *et al.* sous presse b et la Liste rouge de l'UICN). Il reste encore à évaluer les autres espèces. Le plus probable est que de nouvelles espèces menacées seront identifiées lorsque davantage d'informations par espèces seront disponibles.

Il y a lieu de souligner que, pour la plupart des espèces, l'on manque de données de base aux fins de l'évaluation, notamment en ce qui concerne les dimensions historiques des stocks, leur abondance actuelle ou les variations des

données de capture par unité d'effort. Il est alors nécessaire de procéder à une extrapolation sur la base des données biologiques disponibles pour d'autres espèces apparentées, ou en se fondant sur ce que l'on sait des tendances globales de la pêche dans la région concernée. Les résultats de l'évaluation des espèces menacées effectuée en 1996 pour les chondrichthyens par le groupe de spécialistes des requins sont présentés au tableau 2. [Cette liste est une mise à jour de la Liste rouge publiée en 1996 par l'UICN et est à lire en liaison avec le résumé des catégories et critères révisés de l'UICN pour la Liste rouge présenté à l'annexe 2.] La plupart des classements résultent de l'application du critère A, qui est une mesure du déclin du nombre d'individus matures dans la population calculé sur les trois dernières générations, ou du déclin estimé pour les trois prochaines générations. Étant donné que la plupart des chondrichthyens ont une durée de vie relativement longue – la durée d'une génération est souvent supérieure à dix ans (voir annexe 1) –, la période considérée pour mesurer le déclin de la population sera le plus souvent égale ou supérieure à trente ans.

4.3 Études de cas par espèces

Nous présentons ci-après de brefs exposés sur l'état de conservation de quelques espèces d'élastranchiens. Ces exemples ont été choisis pour illustrer leurs besoins en matière d'habitat, le statut de leurs populations et certaines caractéristiques biologiques des chondrichthyens qui les rendent particulièrement vulnérables à la surexploitation. Ces exposés sont des résumés de rapports par espèces beaucoup plus longs contenus dans le *Rapport d'état* de l'UICN (Fowler *et al.* sous presse b). Deux exemples de Carcharhinidés sont présentés : le requin gris (*Carcharhinus plumbeus*), une espèce côtière bien étudiée, à croissance très lente, ayant une grande aire de répartition et qui constitue une capture importante des pêches dirigées, mais dont les stocks sont très réduits sur la côte atlantique des États-Unis ; et le peau bleue (*Prionace glauca*), une espèce océanique abondante et relativement féconde, cosmopolite et soumise à une très forte pression car elle est fréquemment capturée en tant que prise accessoire dans les activités de pêche hauturière.

Le requin hâ (*Galeorhinus galeus*) est une espèce qui a fait l'objet d'une longue exploitation : une population s'est effondrée tandis qu'une autre population distincte, exploitée sans arrêt, montre depuis peu des signes d'épuisement. Malgré sa rareté, le grand requin blanc (*Carcharodon carcharias*) est un grand prédateur marin. Bien que protégés dans certains secteurs de leur aire de répartition, ces requins sont toujours menacés en raison de la mortalité due aux prises accessoires à la pêche sportive et aux pêcheurs qui le recherchent pour leurs dents, leurs mâchoires et leurs ailerons.

Le squalo liche (*Dalatias licha*) constitue un exemple des espèces d'eaux profondes qui sont plutôt mal connues. Les chondrichthyens vivant en eaux profondes n'ont jusqu'à présent eu à subir que la pression d'une pêche dirigée à relativement petite échelle, mais ils sont aujourd'hui de plus en plus exposés en raison du déclin des pêcheries traditionnelles. Des exemples de trois poissons batoïdes sont inclus. Même si ces animaux ne figurent pas parmi les requins « vrais », ils sont également pour la plupart importants pour la pêche et le commerce international et sont tout aussi vulnérables à la surexploitation. Ils sont essentiellement capturés pour leur chair, très appréciée pour la consommation humaine dans de nombreuses régions ; l'extrémité des ailes de certaines raies peut aussi être séchée et vendue comme « aileron de requin ». Leur peau est parfois utilisée pour fabriquer du cuir. La plupart des batoïdes présentent toutes les caractéristiques des espèces à stratégie K, et la surpêche peut entraîner un grave déclin de leurs populations, voire décimer ou menacer certaines espèces d'extinction au niveau régional.

Les poissons-scies (famille des Pristidés) sont très dépendants d'habitats restreints (habitats d'eau douce, estuariens ou en eaux peu profondes au bord des côtes) et sont aujourd'hui extrêmement rares par suite de la pression exercée par la pêche (très grande vulnérabilité aux prises accidentelles dans les filets). Ils sont toutefois toujours très recherchés par le commerce international pour leurs ailerons, à titre de curiosité et pour les besoins de la médecine chinoise traditionnelle.

La raie-guitare brésilienne (*Rhinobatos horkeli*) a une aire de répartition réduite. C'est une espèce endémique de la plate-forme continentale du sud-ouest de l'océan Atlantique, qui subit une forte pression de la pêche dans toute son aire de répartition, notamment dans les zones fréquentées par les femelles fécondées et les juvéniles. De ce fait, l'espèce a accusé un déclin très important au cours de la dernière décennie. De la même façon, la raie lisse ou pocheteau blanc ou gris (*Dipturus batis*), qui constituait autrefois une part importante des prises en Europe du Nord, est aujourd'hui décimée ou devenue très rare dans la plupart de ses anciens centres d'abondance.

4.3.1 État de conservation du requin gris *Carcharhinus plumbeus* (Nardo, 1827)

Le requin gris (*Carcharhinus plumbeus*) est un requin côtier de taille moyenne (la longueur totale du plus grand individu signalé est de 2,3 mètres) ayant une grande aire de répartition. Il s'agit d'une espèce semblable à d'autres requins côtiers par de nombreux aspects de sa biologie. C'est une espèce typique de la famille des Carcharhinidae. Les requins gris sont victimes de la pêche à travers le monde à la fois parce qu'ils sont très répandus et en raison

de leur importance pour la consommation humaine (ils ont une chair de bonne qualité et de précieux ailerons « blancs » vendus à prix d'or dans les circuits commerciaux internationaux). L'histoire de la pêche dans l'Atlantique nord-ouest (décrite ci-après) illustre la façon dont des prises abondantes peuvent être maintenues pendant plus d'une décennie quand le stock de départ est très important, même lorsque les effectifs sont en chute libre et que le recrutement est faible. Si aucun frein n'est mis à cette surexploitation, elle finira toutefois par provoquer un effondrement de la population, et la reconstitution des stocks sera très lente par la suite. Le requin gris est le requin côtier de grande taille le plus abondant dans le secteur ouest de l'Atlantique nord et dans la partie est du golfe du Mexique. L'espèce effectue d'importants déplacements saisonniers dans cette région et montre une tendance à former des groupes d'individus de même sexe et de même âge, d'où une séparation des mâles et des femelles adultes, des nouveau-nés et des juvéniles, qui occupent différents habitats et aires géographiques. En été, les femelles adultes fréquentent les eaux tempérées des estuaires pour y mettre bas. Ces lieux de reproduction abritent aussi les nouveau-nés et les juvéniles (de un à quatre ans). Les plus grands juvéniles utilisent les habitats côtiers aux eaux peu profondes tandis que les femelles adultes abandonnent la côte immédiatement après la naissance de leurs petits. En hiver, les requins gris de tous âges migrent vers le sud pour gagner des eaux plus chaudes. Par contraste, les requins vivant au large d'îles, comme à Hawaii, semblent être des résidents saisonniers.

Le requin gris est une espèce à stratégie K. Elle a une croissance très lente et arrive à maturité à un âge relativement tardif (maturité sexuelle atteinte à 1,5–1,8 m, soit de treize-seize ans à vingt-neuf ans, d'après les calculs). Il s'agit d'un requin vivipare avec placenta. La durée de la gestation a été estimée à neuf-douze mois, et les femelles ne se reproduisent que tous les deux ans. La taille de la portée est variable (de un à 14 petits) et dépend en partie de la taille de la mère. Elle oscille en moyenne entre 5,5 et 9,3 petits. La longueur totale des nouveau-nés est de 60 à 65 cm dans la plupart des régions.

Les requins gris constituent une part importante des prises des espèces côtières dans le monde entier. Le long de la côte atlantique des États-Unis, cette espèce représente 60 % des captures totales et 80 % des débarquements des pêches ciblées utilisant de longues palangres. Elle se situe aussi au deuxième rang des prises de la pêche récréative, juste après le requin peau bleue. Au cours des vingt dernières années, les pêches récréatives et commerciales de requins se sont rapidement développées le long de la côte ouest-atlantique et dans le golfe du Mexique ; les débarquements commerciaux ont considérablement augmenté entre 1985 et la mise en œuvre du Plan de gestion des pêcheries en 1993. Les stocks de requin gris dans

l'Atlantique ouest ont diminué de 85 à 90 % en dix ans à peine à cause de la surpêche. En outre, la structure par âge de la population s'est profondément modifiée au profit des classes les plus jeunes. Aujourd'hui, les femelles adultes ne sont plus que rarement observées. L'espèce ne continue à alimenter la pêche de manière substantielle après cette brutale chute des effectifs qu'en raison de l'importance des stocks primitifs et de l'application récente de quotas de débarquement modérés. Le recrutement de cette espèce serait également menacé par la dégradation de l'habitat dans les aires de croissance.

Bien que la pêche aux requins soit désormais réglementée aux États-Unis en vertu du Plan de gestion des pêcheries, certains ont exprimé la crainte que les gestionnaires n'aient considérablement sous-estimé l'importance de l'épuisement du stock et n'aient utilisé un taux de renouvellement annuel élevé (r) totalement irréaliste, sur la base d'un modèle plus approprié pour les téléostéens à croissance rapide. En 1996, un comité scientifique a réexaminé la situation des pêcheries et recommandé que le total de prises admissibles (TAC) soit réduit de manière significative, voire de fermer la pêche, afin de permettre la reconstitution des stocks. Maintenir le taux de mortalité par pêche ($F = 0,25$) admissible selon le plan de gestion se traduirait en effet inexorablement par la poursuite du déclin des effectifs. Le TAC a donc été réduit de 50 % en 1997. D'autres réductions et limitations de la taille des prises ont depuis été proposées pour augmenter les chances de récupération de la population. Cependant, même si la pêche était complètement fermée, la dynamique des populations de ces requins est telle que la reconstitution des stocks de requins gris et d'autres grandes espèces côtières de l'Atlantique nord-ouest pourrait prendre plusieurs décennies.

Cette espèce a été classée à l'échelle mondiale dans la catégorie « Faible risque – Quasi menacée » selon les critères de l'UICN pour la Liste rouge. Cette évaluation tient compte de la très grande aire de répartition de la population mondiale de cette espèce, des antécédents de la pêche au requin dans l'Atlantique nord-ouest (voir ci-dessus), de la grande valeur commerciale de l'espèce et de la quasi-certitude que des tendances analogues existent ou seront observées dans d'autres régions (où il n'y a pas de gestion des pêcheries) au cours des soixante ans à venir (période de trois générations pour cette espèce). Ces facteurs sont pondérés par l'insuffisance des données concernant les populations et les prises passées et prévues dans d'autres secteurs. Les stocks de la côte atlantique des États-Unis et du golfe du Mexique, qui sont bien étudiés, étaient classés en catégorie « Vulnérable (A1 bd + 2d) » en 1996. Ils ont depuis été réévalués et sont désormais classés en catégorie « Faible risque – Dépendant de mesures de conservation ».

[Résumé du rapport de Musick, 1995 et sous presse].

4.3.2 État de conservation du requin peau bleue *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758)

Le requin peau bleue (*Prionace glauca*) est membre de la famille des Carcharhinidés. Il est représentatif des requins océaniques (pélagiques) que l'on trouve communément dans les océans du globe et représente une prise accessoire très importante dans les pêcheries hauturières ciblant d'autres espèces et utilisant des filets dérivants ou de palangres. Étant donné son peu de valeur pour ces pêcheries, les carcasses (dont la chair n'est guère prise) sont généralement rejetées après prélèvement des ailerons, qui font l'objet d'un commerce. En raison de la hausse du prix des ailerons, la distinction entre les prises accessoires et la pêche ciblée devient toutefois de moins en moins évidente dans de nombreuses pêcheries. Certaines pratiquent un ciblage direct de ce requin aux fins de la pêche sportive ou pour approvisionner en chair et en ailerons les marchés intérieurs et le commerce international.

Grand et fin, le peau bleue peut atteindre une longueur totale de 3,8 m. Ce requin est l'un de ceux ayant la plus grande aire de répartition. On le trouve dans toutes les mers tropicales et tempérées, de 60° de latitude Nord à 50° de latitude Sud. Il vit dans les eaux de surface et sur les fonds jusqu'à 350 m de profondeur, et est parfois observé à proximité des côtes, lorsque la plate-forme continentale est étroite. Il s'agit d'une espèce migratrice par excellence qui effectue des déplacements complexes, liés à la reproduction (la population se rassemble en communautés de même âge et de même sexe pendant la plus grande partie de l'année) et à la répartition des proies. Des études de marquage ont mis en évidence des migrations transatlantiques, tandis que des marquages plus limités dans le Pacifique ont montré que ces requins pouvaient parcourir des distances considérables pouvant aller jusqu'à 4 000 Km par an.

Dans l'Atlantique, environ 50 % des mâles atteignent la maturité sexuelle à 2,18 m (soit vers quatre ou six ans), les femelles étant pleinement matures à partir de 2,21 m (5–7 ans). Des femelles fécondées de 1,83 m seulement ont néanmoins été observées dans le Pacifique. Il s'agit d'une espèce vivipare qui a généralement une portée de 30 petits en moyenne (bien qu'une portée de 135 petits ait été signalée) au printemps ou en été, après une période de gestation de neuf à douze mois. Les femelles peuvent stocker du sperme pendant un an après l'accouplement avant d'être fécondées. Les juvéniles mesurent de 35 à 50 cm à la naissance. La mise bas se fait sur les lieux de reproduction en bordure des côtes en Méditerranée, au large de la péninsule Ibérique dans l'Atlantique, et à la limite subarctique du Pacifique, où l'importante biomasse constitue la proie des juvéniles. Les jeunes requins bleus se cantonnent à leur aire de croissance et ne participent pas aux vastes migrations des adultes avant d'avoir atteint une taille de 1,3 m environ.

La principale menace pour ces requins tient aux prises accessoires de la pêche hauturière (Bonfil, 1994). Très peu de données rendent compte de l'ampleur de ces prises, car il n'y a pour ainsi dire aucune surveillance de la pêche en haute mer. Quelques données d'observateurs ont pu être collectées sur les activités de pêche opérées dans les eaux territoriales. Les prises de peau bleue par les palangriers varient considérablement, avec des taux exceptionnellement élevés de 70 à 83 poissons pour 1 000 hameçons obtenus pendant la pêche à la traîne durant la période étudiée, à un minimum de 3,2 poissons pour 1 000 hameçons. Quand elles sont disponibles, les données enregistrées dans le livre de bord sont généralement exprimées en chiffres unitaires pour 1 000 hameçons, mais le plus souvent, toutes les prises ne sont pas recensées. Une estimation prudente de cinq peaux bleues pour 1 000 hameçons équivaut à des prises accessoires globales des palangriers japonais et coréens de 2,8 millions de peaux bleues. Bonfil (1994) a estimé l'effort mondial de pêche palangrière en 1989 à 750 millions d'hameçons, soit une pêche accessoire de quatre millions de peau bleue en haute mer. On estime à 2,2–2,5 millions le nombre de peaux bleues capturés la même année en tant que prise accessoire des activités de pêche au filet dérivant. L'effort de pêche avec ce dernier engin est aujourd'hui considérablement réduit, mais la pêche à la palangre est en revanche devenue plus intense. Selon Francis et Griggs (1997), les prises accessoires de peaux bleues capturés par les thoniers palangriers au large des côtes néo-zélandaises sont beaucoup plus importantes que les prises de l'espèce ciblée.

Étant donné leur grande abondance, ces requins sont probablement essentiels pour l'écosystème océanique. On ignore tout, cependant, de la structure de leur stock ou de la taille de leur population, et il est impossible de déterminer les conséquences du prélèvement de six millions d'individus chaque année sur les populations de peau bleue ainsi que sur l'écologie de l'océan. Même si ces requins figurent parmi les élasmobranches les plus répandus, les plus féconds et à croissance la plus rapide, l'ensemble de leurs caractéristiques biologiques n'en limitent pas moins leur capacité à résister à une telle pression de la pêche.

Cette espèce a été classée dans la catégorie « Faible risque – Quasi menacée » à l'échelle mondiale sur la Liste rouge de l'UICN.

[Résumé du rapport de Stevens, sous presse c].

4.3.3 État de conservation du grand requin blanc *Carcharodon carcharias* (Linnaeus, 1758)

Le grand requin blanc (*Carcharodon carcharias*) est membre de la famille des Lamnidés et a des liens de parenté avec d'autres requins-taupes (makos et requin-taube commun). C'est un grand prédateur marin qui peut

atteindre jusqu'à 7 mètres de long. Son aire de répartition est cosmopolite. Il fréquente principalement les eaux côtières et pélagiques, mais a aussi été signalé en petits nombres dans des lieux de pêche au milieu de l'océan. En tant que prédateur en bout de chaîne alimentaire, il est généralement rare, même dans ses lieux de prédilection où l'on est sûr de pouvoir le trouver et l'étudier. En dépit de la faible densité de sa population, ce requin est considéré comme ayant une grande importance écologique. Il a beau être protégé dans certains pays de son aire de distribution (voir tableau 4, page 25), il est menacé par les prises accidentelles, la pêche sportive et certaines pêcheries ciblées. C'est un requin à croissance relativement rapide mais à maturité tardive – ce qui est caractéristique des espèces à stratégie K –, qui se reproduit par viviparité aplacentaire (les embryons sont nourris dans l'utérus par des œufs non fécondés). Les portées comptent de deux à 10 petits mesurant de 12 à 15 m de long à la naissance. La plupart des femelles ne sont matures qu'après avoir atteint une très grande taille (de 4,5 à 5 m de long, soit vers douze-quinze ans), tandis que pour les mâles la maturité est atteinte vers 3,5–3,8 m (à l'âge de huit-neuf ans). Il est donc hautement probable que des grands requins blancs non matures soient pêchés avant d'avoir pu se reproduire. Les femelles matures sont particulièrement rares. On ne connaît pas la fréquence de production des portées, mais si leur gestation est supérieure à douze mois, comme c'est le cas pour d'autres espèces apparentées, les femelles ne peuvent avoir de petits que tous les deux ou trois ans.

Comme il s'agit d'une espèce rare, la seule pêche ciblée sur les grands requins blancs est le fait de la pêche récréative. Leurs mâchoires et leurs dents sont très prisées par les chasseurs de trophées. D'autres pêches ciblées alimentent aussi le commerce international des curiosités. Les mâchoires d'un grand requin blanc peuvent valoir 8133,89 Euros pour un collectionneur. Il y aurait également un marché pour les requins nouveaux-nés. Le vif intérêt manifesté par le grand requin blanc pour les activités humaines en fait une cible relativement facile. La principale source de mortalité, cependant, sont les prises accessoires dans les pêcheries commerciales, y compris accidentelles dans les secteurs où il est protégé. La dégradation de son habitat en raison de la pollution et de la surpêche (particulièrement des espèces qui constituent ses proies) menace également le grand requin blanc. Par contrecoup, cette espèce pourrait se trouver largement exclue des secteurs où elle était historiquement abondante, c'est-à-dire les lieux de reproduction et ceux qu'elle fréquentait pour se nourrir.

Cette espèce a été classée dans la catégorie «Vulnérable Albcd + 2cd » sur la Liste rouge de l'UICN.

[Résumé du rapport de Fergusson *et al.* sous presse].

4.3.4 État de conservation du squale-liche *Dalatias licha* (Bonnaterre, 1788)

Le squale-liche (*Dalatias licha*) est un chien de mer relativement commun inégalement réparti sur les plates-formes continentales et insulaires des mers tempérées et tropicales. Ce requin de fond est l'une des très nombreuses espèces peu connues d'élastranchés vivant en eaux profondes, qui n'ont été ciblées que par des pêcheries à assez petite échelle jusqu'à très récemment, mais qui risquent de subir une pression accrue maintenant que de plus en plus d'activités de pêche sont conduites dans des eaux plus profondes.

Le squale-liche est essentiellement une espèce solitaire vivant au voisinage immédiat du fond, mais qui peut évoluer bien au-dessus du fond marin. Il se nourrit d'un large éventail de poissons osseux, d'autres élastranchés et d'invertébrés. Les plus grands spécimens atteignent au moins 1,2 m de long pour les mâles et 1,6 m pour les femelles. Comme pour la plupart des espèces d'élastranchés d'eaux profondes, il n'y a pas de données disponibles sur les taux de croissance, l'âge de la maturité et la durée de vie de ces animaux, mais compte tenu de la faible productivité des habitats très stables d'eau profonde, on pense qu'ils se développent très lentement et sont particulièrement longs à se reproduire. On sait que ce requin est ovovipare et donne naissance à des portées de 10 à 16 petits mesurant 30 cm de long environ.

Le squale liche a été la cible d'une pêche à la palangre en eaux profondes, mais le potentiel de cette activité semble être limité au vu de la rapide dégradation des stocks observée lorsque d'importantes prises sont effectuées pendant la saison de pêche. Il est à craindre que les requins de fond ne soient encore moins capables d'alimenter la pêche que les espèces provenant d'habitats plus productifs en eaux peu profondes. Les pêcheries commerciales sont toutefois de plus en plus contraintes de s'éloigner des plates-formes continentales pour maintenir le niveau des prises, comme en témoigne la tendance récente au développement de la pêche au chalut en profondeur. Cette évolution indique que les squales lichés et d'autres élastranchés méconnus des profondeurs risquent fort de subir une pression accrue à l'avenir.

Cette espèce a été classée dans la catégorie « Faible risque – Quasi menacée » sur la Liste rouge de l'UICN. Ce classement prend en compte la difficulté de projeter les effets probables de la future pression de la pêche en eaux profondes sur les populations d'une espèce aussi vulnérable et peu connue.

[Résumé du rapport de Compagno et Cook, 1996 et sous presse c].

4.3.5 État de conservation du poisson-scie à grandes dents *Pristis perotteti* (Müller et Henle, 1841)

Les poissons-scies constituent un groupe très inhabituel de grandes raies hautement modifiées qui sont probablement le produit de l'évolution d'un groupe ancien de requins. On distingue de trois à huit espèces de poissons-scies dans la famille des Pristidés (la taxinomie est à réviser). Tous possèdent un museau allongé en forme de lame, portant deux rangées de dents latérales. Tous vivent dans les eaux côtières et estuariennes ou les eaux douces des régions chaudes, tempérées et tropicales. L'habitat restreint des poissons-scies et leur grande vulnérabilité à la pêche ont entraîné un déclin très marqué de la plupart, voire de toutes les espèces connues au cours des cinquante dernières années. Le poisson-scie à grandes dents (*Pristis perotteti*) était autrefois relativement commun dans les eaux chaudes et peu profondes des habitats côtiers, estuariens et d'eau douce du Pacifique et de l'Atlantique, où il était largement répandu, quoique de manière disséminée. Il n'est plus que rarement observé dans ces régions.

Les adultes atteignent près de 6 m de long et on évalue à trente ans environ leur longévité maximale. Ils arrivent probablement à maturité vers dix ans, après avoir atteint 2,4–3 m de long. Toutes les espèces sont ovovipares. Le poisson-scie à grandes dents produit une portée de un à 11 petits entièrement développés mesurant 76 cm de long environ après cinq mois de gestation. Par suite de la pression intensive de la pêche dans la plupart de ses sites de prédilection, dans toute son aire de répartition, les stocks locaux de ce poisson et d'autres espèces de poissons-scies se sont réduits comme peau de chagrin. Malheureusement, même une très importante réduction des stocks n'entraîne pas un arrêt de l'effort de pêche, et avec leur long rostre denté, tous les poissons-scies sont très vulnérables, dès la naissance, aux prises accessoires dans les filets déployés pour prendre d'autres espèces. De plus, compte tenu de la grande valeur des produits des poissons-scies, les spécimens capturés sont généralement débarqués plutôt que relâchés.

Les ailerons de toutes les espèces de poissons-scies sont très recherchés pour le commerce d'ailerons de requins (certaines ont aussi une chair très appréciée). Le rostre est utilisé par la médecine chinoise traditionnelle et est vendu en tant que curiosité. Les aquariums prélèvent aussi des spécimens dans leur milieu naturel afin les présenter dans leurs installations (il n'y a à ce jour aucun exemple connu de reproduction réussie en captivité). Il existe également une pêche sportive limitée (pour les trophées). De plus, étant donné que les poissons-scies fréquentent des lieux où l'activité humaine est particulièrement développée et intense, la disparition

et la perte de leurs habitats constituent aussi une grave menace pour la survie de l'espèce.

Cette espèce a été classée dans la catégorie « En danger critique d'extinction Alabcd + 2cd » sur la Liste rouge de l'UICN.

[Résumé du rapport de Compagno et Cook, 1995 et Cook *et al.* sous presse a].

4.3.6 État de conservation de la raie-guitare brésilienne *Rhinobatos horkeli* (Müller et Henle, 1841)

La raie-guitare brésilienne (*Rhinobatos horkeli*) est une raie vivipare fréquentant la côte du sud du Brésil. La longueur totale du plus grand individu signalé est de 1,42 mètre. Jusqu'en 1985, cette espèce était très abondante et constituait une ressource importante pour la pêche artisanale à la seine de plage en été, lorsque les femelles pleines (fécondées) formaient des groupes denses dans les eaux côtières peu profondes. Cette étude de cas montre à quel point une pêcherie peut rapidement épuiser une espèce ayant une aire de répartition réduite et capturée à tous les stades de son cycle vital, en tant que prise ciblée ou non ciblée, dans le cadre d'une pêcherie multi-spécifique.

Les femelles arrivent à maturité vers sept ou neuf ans après avoir atteint une taille de 1,10 m environ (cinq-six ans pour les mâles). L'espèce se rassemble en communautés de même âge et de même sexe et effectue de véritables migrations saisonnières pendant son cycle annuel de reproduction. Les femelles fécondées se trouvent dans les eaux côtières peu profondes pendant les cinq premiers mois précédant la mise bas d'une portée de quatre à 12 petits (suivant la taille de la mère) et l'accouplement ultérieur. Les mâles adultes ne s'approchent des côtes que brièvement pendant la période de reproduction et d'accouplement. Tous les adultes se dispersent ensuite dans les eaux profondes au-dessus de la plate-forme continentale, tandis que les nouveau-nés et les juvéniles restent toute l'année sur les lieux de reproduction près de la côte.

À partir de 1960, l'espèce a été capturée par les chaluts à panneaux et chaluts-boeufs à des profondeurs de 10–100 m et, en été, par les seines de plage à des profondeurs d'une dizaine de mètres. (Dans ce dernier cas, les prises sont composées à 98 % de femelles fécondées.) Les débarquements annuels sont passés de 100 t en 1960 à 2 029 t en 1984 et à 1 927 t en 1989. Depuis, le volume des prises n'a cessé de se réduire avec la baisse du taux de capture (CPUE), passant à 254 t en 1992 et à 178 t en 1995. Face à la baisse des prises des chaluts, les filets maillants fixés au fond sont devenus le principal engin de pêche utilisé. Jadis abondante, la population de raie-guitare a décliné de 96 % entre 1984 et 1994, mais les débarquements

ont continué en raison de l'effort de pêche accru au filet maillant. L'extrême vulnérabilité de l'espèce à la surexploitation tient au fait que les zones proches du littoral où se rassemblent les femelles fécondées et les mâles adultes et où les juvéniles se concentrent toute l'année sont aussi celles où la pêche est la plus intensive. Les jeunes poissons sont capturés à l'âge de quatre ans, soit deux à trois ans avant la maturité. Et, du fait que les pêcheries ciblent plusieurs espèces et ne dépendent pas exclusivement de la raie-guitare la disparition de ce dernier n'empêchera pas la poursuite de l'activité.

Cette espèce a été classée dans la catégorie « En danger critique d'extinction Albd + 2bd » sur la Liste rouge de l'UICN.

[Résumé du rapport de Lessa et Vooren, sous presse].

4.3.7 État de conservation du pocheteau gris *Dipturus batis* (Linnaeus, 1758)

Le pocheteau gris est l'une des plus de 160 espèces de raies de la famille des Rajidés et la plus grande espèce européenne. Il peut atteindre jusqu'à 2,85 m de long pour les femelles et 2,05 m pour les mâles. Il s'agit d'un poisson de fond que l'on trouve principalement sur la bordure externe du plateau continental, à des profondeurs de 200 m et plus, mais historiquement il était commun dans les eaux côtières de l'Atlantique nord-ouest et des mers adjacentes. Les mâles arrivent à maturité à l'âge de onze ans environ et à une longueur de 1,25 m, et les femelles probablement à une taille nettement plus grande. Leur longévité maximale est d'environ cinquante ans. La fécondité est estimée à 40 gros œufs par an. À l'éclosion, les jeunes peuvent mesurer jusqu'à 21–22 cm. Les Rajidés sont une importante composante des pêcheries démersales du nord-ouest de l'Europe, et le pocheteau gris était traditionnellement débarqué en raison de sa grande taille et de l'excellente qualité de sa chair. À la fin du siècle dernier, il était considéré comme l'un des élasmobranches les plus courants dans les eaux écossaises, où il représentait 40 % des débarquements. Dans les années trente, les prises de pocheteau gris représentaient encore près de 40 % des débarquements de pocheteaux capturés par les pêcheurs

hollandais provenant de la zone du Dogger Bank dans la mer du Nord, mais il ne s'agissait que de juvéniles de 20 à 60 cm de long. Le volume des prises de pocheteaux avait chuté à 10 % du total en 1970, dernière année où les données concernant cette espèce ont été enregistrées à part. Depuis, il semble être absent des parties centrale et méridionale de la mer du Nord. Les prises ont également diminué ailleurs dans la région. La disparition de la population de la mer d'Irlande (Brander, 1981) est notable car il s'agit du premier exemple signalé d'une espèce amenée au bord de l'extinction par la pêche commerciale (ne serait-ce que sur une base régionale).

Les caractéristiques biologiques de cette espèce, notamment l'âge et la très grande taille de la maturité, en font un poisson particulièrement vulnérable à la surexploitation comparé à d'autres Rajidés. Des poissons représentatifs de la plupart des classes de taille sont pris dans les filets et la mortalité des grands juvéniles est élevée. La pression de la pêche liée à l'activité des pêcheries ciblées et multi-spécifiques est si intense dans l'Atlantique nord-est que très peu d'individus peuvent arriver à maturité. D'après les calculs, cette surexploitation des populations de pocheteaux en mer du Nord, probablement représentative de celle exercée dans d'autres zones où la pêche est tout aussi intensive, provoquerait chaque année une baisse de 34 à 37 % des stocks de *R. batis*. Dans une grande partie de son ancienne aire de répartition dans les secteurs sud et centre de la mer du Nord, l'espèce a été remplacée par des espèces *Raja* plus petites, à croissance plus rapide et plus fécondes. Le pocheteau gris est toujours capturé par les pêcheurs français, anglais et islandais, et les débarquements semblent augmenter en France, probablement en raison de l'expansion de la pêche en eaux profondes. Étant donné que la plupart des pays n'enregistrent pas les débarquements de pocheteaux et de raies par espèces, l'analyse des tendances et de l'état des stocks s'avère difficile.

La population mondiale de cette espèce a été classée dans la catégorie « En danger – Albcd + 2bcd » sur la Liste rouge de l'UICN. Les populations européennes des zones côtières sont « En danger critique d'extinction » selon les mêmes critères.

[Résumé du rapport de Ellis et Walker, sous presse].

La gestion des chondrichthyens

5.1 La gestion des pêcheries

Il ressort de l'exposé ci-dessus sur la biologie des chondrichthyens que la stratégie de reproduction de ces poissons exige une gestion prudente et exempte de risque pour assurer la viabilité de leurs populations et des pêcheries. Malgré tout, à l'échelle mondiale, la plupart des pêcheries de requins ne font l'objet d'aucune surveillance et ne sont pas réglementées, ni effectivement gérées.

Historiquement, les chondrichthyens avaient dans l'ensemble une faible valeur économique. Dans la mesure où ils ne fournissent qu'une petite part des produits de la pêche mondiale, la recherche et les fonds de gestion ne leur accordent qu'un degré de priorité faible par rapport aux ressources de téléostéens et d'invertébrés de plus grande valeur. Cette situation est aggravée par l'image traditionnellement négative des requins, perçus comme des créatures malveillantes responsables d'attaques contre des êtres humains et de dommages aux prises de pêche. Les captures accessoires, notamment de batoïdes dans les pêches au chalut de fond et de requins pélagiques dans les pêches au thon et aux espadons, ont par ailleurs entraîné une mortalité importante et peu documentée. Plus récemment, les prix de certains produits des chondrichthyens – comme les ailerons et le cartilage des requins – sont montés en flèche. Cela augmente considérablement la valeur des animaux capturés et, partant, l'incitation à les conserver. En conséquence, et compte tenu de l'insuffisance des données relatives aux prises mondiales, l'on estime qu'elles pourraient être deux fois plus importantes que celles signalées (Bonfil, 1994).

Mis à part la valeur croissante des prises, toujours plus nombreuses, une autre raison importante en faveur de la mise en œuvre de plans de gestion des chondrichthyens tient à leur stratégie de reproduction particulière et à leur rôle dans l'écosystème. La plupart d'entre eux sont des prédateurs qui se situent en bout ou quasiment en bout de la chaîne alimentaire marine (ainsi que dans certains habitats estuariens ou d'eau douce). En tant que tels, leurs effectifs tendent à être naturellement peu abondants (Hoff et Musick, 1990). D'une manière générale, ils se développent lentement, ont une maturité tardive, une fécondité faible et une longue espérance de vie. Contrairement à la plupart des poissons osseux, chez qui la survie de millions d'œufs et de larves dépend largement de variables environnementales, les chondrichthyens se caractérisent par un rapport beaucoup plus étroit entre le nombre de jeunes produits et le nombre d'adultes en âge de se reproduire. Cette stratégie de reproduction typique

des espèces à stratégie K les rend très vulnérables à la surexploitation. Une fois décimés, leurs stocks peuvent mettre des années à se reconstituer (Hoenig et Gruber, 1990). Le maintien de la diversité biologique et de la structure des écosystèmes est un autre argument qui conduit à militer en faveur d'un contrôle de la pêche et de la destruction sans discrimination des chondrichthyens. Notre compréhension des interactions complexes entre espèces dans les écosystèmes marins est très limitée et la suppression des grands prédateurs pourrait avoir des conséquences indésirables sur d'autres ressources de pêche ainsi que sur les fonctions de l'écosystème.

Historiquement, la plupart des pêcheries ciblées sur les chondrichthyens n'étaient pas réglementées et sont rapidement devenues non viables (Anderson, 1990 b). En 1994, quelque 105 pays ont signalé à la FAO des débarquements de chondrichthyens. Vingt-six sont considérés comme d'importants pays pêcheurs (débarquements de plus de 10 000 tonnes par an). Parmi ces derniers, ils ne sont que quatre – Australie, Nouvelle-Zélande, États-Unis et Canada – à avoir mis en place une recherche intégrée et des plans de gestion pour certaines de leurs pêcheries de requins. Un plan est également en cours d'élaboration en Afrique du Sud. Visiblement, seuls 11 pays au monde disposent d'un plan de gestion fédéral pour leurs pêcheries d'élastomobranches. Le tableau 3 présente un résumé des mesures de gestion établies pour les pêcheries de requins à travers le monde. Malheureusement, les réglementations ne peuvent être efficaces que si elles sont accompagnées de mécanismes d'application. Or dans la plupart des secteurs dans lesquels des réglementations ont été introduites, les mesures destinées à assurer le respect de ces dispositions sont insuffisantes ou inexistantes. Un petit nombre d'autres pays protègent une ou plusieurs espèces de chondrichthyens (tableau 4, page 25), mais ne gèrent aucune pêcherie à proprement parler.

Les initiatives visant à promouvoir la gestion des requins sont entravées par plusieurs facteurs. Un aspect fondamental à cet égard est l'absence d'outils essentiels tels que des guides d'identification appropriés pour les nombreuses espèces de batoïdes ou pour les espèces d'élastomobranches par région, des données de référence sur l'abondance des effectifs par espèce, les caractéristiques biologiques l'effort de pêche, les prises et les rejets en mer. Certaines espèces très migratrices franchissent les frontières juridictionnelles, ce qui complique la gestion et rend difficile le regroupement des informations. Au vu du considérable manque de données, de la structure des flottilles et de l'absence de contrôle, la gestion des pêcheries artisanales

est encore plus difficile que dans le cas des opérations de pêche commerciale. En outre, compte tenu de la longue durée de vie et de la maturité tardive de la plupart des requins, les effets de la pêche et de la gestion ne sont généralement visibles que quinze à vingt ans plus tard. Dans les pêcheries mixtes – courantes pour les requins –, les espèces les moins abondantes victimes de prises accessoires peuvent arriver à épuisement longtemps avant les premiers signes inquiétants dans les prises des espèces dominantes. De meilleures données concernant le commerce des élastomobranches et de leurs produits amélioreraient sensiblement notre compréhension des tendances et des niveaux d'exploitation de ces poissons.

Dans les très rares cas où les pêcheries de requins sont gérées, les régimes mis en place n'ont pas toujours réussi à empêcher la surpêche ou à favoriser la reconstitution des stocks. Ceci s'explique, entre autres, par le fait que les mesures de contrôle ont été appliquées trop tard ou ne sont pas suffisamment restrictives. Pour être efficace, la gestion doit être fondée sur les contraintes biologiques de l'espèce et non pas sur les aspects économiques de la pêche à court terme. La gestion passée des requins a été particulièrement inefficace parce que les gestionnaires appliquaient des techniques mises au point pour des poissons téléostéens beaucoup plus productifs et résistants (Musick, 1995). Jusqu'à récemment, très peu de modèles de pêcheries de requins ont servi de base à la gestion.

Ainsi, aux États-Unis, les grands requins côtiers de l'Atlantique nord-ouest et du golfe du Mexique avaient déjà été victimes de la surpêche lors de la mise en œuvre, en 1993, d'un plan de gestion de la pêche (FMP) fédéral. Les mesures de gestion ont-elles enrayé le déclin rapide des taux de capture (CPUE) observé durant les années quatre-vingt. Certaines populations sont néanmoins toujours très réduites, avec des stocks de l'ordre de 10 à 50 % des effectifs des années soixante-dix (Musick *et al.* 1993). Selon les conclusions d'une évaluation biologique effectuée en 1996, le taux de mortalité par pêche devrait être réduit d'au moins 50 % si l'on veut avoir une « forte probabilité de reconstitution des stocks » (NOAA, 1996). Une évaluation ultérieure, en 1998, a montré qu'une réduction des prises encore plus importante était nécessaire pour garantir la récupération (NOAA, 1998 a). Le fait que pour ainsi dire aucune pêche au requin commerciale n'ait été gérée de manière durable aux États-Unis, en dépit d'investissements considérables dans la recherche et la gestion des pêcheries, met en évidence l'extrême vulnérabilité des populations de requins à la surpêche.

La gestion est encore plus difficile pour les nombreuses espèces ayant tendance à effectuer d'importants déplacements et ayant une structure de population complexe. Ces ressources sont souvent partagées entre plusieurs États ou pays et exigent une gestion coopérative au niveau intergouvernemental (Département des pêches

de la FAO, 1994). Les ressources de requins océaniques s'étendent dans les eaux internationales. Il n'y a pourtant que très peu d'organismes de régulation chargés de collecter des données relatives aux requins, et encore moins d'appliquer des mesures de gestion. Les initiatives internationales visant à mettre en place de tels programmes de collecte de données et de conservation sont très récentes. L'Organisation des pêches de l'Atlantique nord-ouest (OPANO / NAFO) a par exemple décidé, en septembre 1998, d'améliorer l'enregistrement des statistiques relatives aux prises d'élastomobranches et de procéder à des analyses de la distribution et de l'abondance des élastomobranches dans la zone réglementée par l'OPANO (eaux internationales dans le champ statistique 21 de la FAO). Lors d'une réunion intergouvernementale en octobre 1998, le Comité des pêches de la FAO a ensuite étudié un Plan d'action pour les requins prévoyant des principes directeurs pour améliorer la surveillance, l'enregistrement des données et les activités de gestion.

L'accord des Nations unies sur les stocks de poissons chevauchants et grands migrateurs pourrait être utilisé comme cadre pour promouvoir la conservation des poissons océaniques en élargissant le rôle des organisations intergouvernementales, comme la Commission inter-américaine du thon tropical (IATTC), la Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique (ICCAT), le Secrétariat de la Communauté du Pacifique (SPC) et l'Agence des pêches du Forum (FFA), ou bien l'établissement de nouveaux régimes régionaux de gestion pour les requins lorsqu'aucun mécanisme de gestion n'est en place. Cet accord nécessite toutefois encore 12 signataires avant de pouvoir entrer en vigueur. La priorité est donc que les États adhèrent à cet accord, le ratifient et deviennent des membres actifs des organisations du traité concernant les chondrichtyens.

5.2 La protection des espèces

Ces dernières années, un certain nombre de pays ont commencé à promulguer des lois ou des règlements visant à assurer la protection de quelques espèces de requins suite aux préoccupations grandissantes suscitées par les menaces pesant sur ces animaux. Les grands requins blancs (*Carcharodon carcharias*), par exemple, bénéficient de différents niveaux de protection en Australie, en Israël, en Namibie, en Afrique du Sud et aux États-Unis. Les requins-pèlerins (*Cetorhinus maximus*) et les requins-baleines (*Rhincodon typus*) sont dorénavant également protégés à des degrés divers dans quelques pays (voir tableau 4). On ne peut toutefois que déplorer que seuls les plus grands requins et les plus « charismatiques » soient concernés par ces mesures. De nombreuses autres espèces, dont certaines raies, nécessitent tout autant, si ce n'est plus, des mesures de conservation et une protection légale.

Tableau 3. Instruments de gestion mis en place par les pêcheries régionales et nationales.

Pays	Plan de gestion	Quotas	Licences/ Entrées limitées	Limitation des habitats/zone de distribution; Adultes/nurseries ⁴	Saison de fermeture de la pêche	Taille minimum	Restrictions sur les engins ¹	Interdiction du « finning »	Limitations de la pêche sportive	Contrôle des prises accessoires (Espèces spécifiques)
Australie du Sud - Pêche au requin Victoria, Tasmanie, Australie du Sud)	1988		X	X		X	X	Finning dans la ZEE par les bateaux locaux découragé mais pas interdit	X	Limité
Pêche au requin du Sud- ouest (Australie Ouest)	1988, 1998		X				X	Finning dans la ZEE découragé mais pas interdit	X	X
Pêche en Australie du Nord (Queensland, territoire du Nord, et Nord de Australie Ouest)	?	X	X	X (Zone entre les 15 miles fermée)			X	Finning dans la ZEE découragé mais pas interdit		Minimal
Brésil							Proposées pour les filets dérivants	Proposé		
Canada	1995	X	X					X		X
Union Européenne		X ²						Interdit (juin 2003) mais avec dérogations		
Irlande							Seulement pêche sportive (autorégulation)			Limité
Maldives				X			X			
Mexique	En création		X	X ³		X				
Nouvelle Zélande		X ⁴	ITQs			Pêche sportive	X			Limité
Norvège							Seulement pour l'aiguillat commun <i>Squalus acanthias</i>			
Oman								Interdit		
Portugal (Açores)							Longueur des filets pour le squalé liche <i>Dalatias licha</i>			
Afrique du Sud	En création ⁵	X ⁶	Permis pour les palangres démersales et pélagiques dans la province du Cap. Licences pour pour les filets dérivants				X	X	X	Minimum
Royaume Uni							Pour les raies, dans certaines zones de pêche			
Etats-Unis- (côtes Atlantiques et du golfe, eaux nationales ¹ et fédérales)	1993	Sur les spp du grand large (22 spp.), et les spp. pélagiques (10 spp) ⁸	Proposé		X	Proposé		X	X	Limité
Côte Pacifique (Californie, Oregon, Washington)	X ⁹		Seulement <i>Alopias vulpinus</i>	Seulement <i>Alopias vulpinus</i>		<i>Triakis semifasciata</i> en Californie seulement		Californie seulement	Pour 7 spp. de requins en Californie (1992)	Limité
Mer Méditerranée	X ¹⁰									

¹ Limitations des aires et restrictions des engins pour la pêche au requin seulement.

² Quota de 400 tonnes (t) de poids du foie pour le requin pèlerin (*Cetorhinus maximus*) et 200 tonnes pour le requin taupe (*Lamna nasus*) pour les bateaux norvégiens dans les eaux de l'UE. Quota de 125 t pour le requin taupe pour les bateaux des Faeroeses. Quotas pour toutes les espèces de raie (*Raja* spp.) basés sur les débarquements précédents et non sur l'évaluation des stocks en Mer du Nord.

³ Nurseries protégées pour *Carchrinus leucus*, *C. limbatus*, *Sphyma tiburo*, *Negaprion brevirostris* et autres spp. en Campeche et Quintana.

⁴ Le système de gestion des quotas (établi en 1986) fixe des quotas pour certaines spp, dont *Galeorhinus galeus*, *Mustelus lenticulatus*, *Callorhincus milii*, *Squalus acanthias* et *Raja* spp

Tableau 3.... suite.

⁵ Les plan de recherche et gestion se focaliseront sur *G. galeus*, *Mustelus mustelus* et *Callorhynchus capensis*.

⁶ *Trakis megalopterus*, *Carcharias taurus*, *poroderma africanum* et *P. pantheriunum* sont decommercialisées et limitées à la pêche sportive.

⁷ Pour plus de détails sur la pêche nationale au requin du golfe et de l'Atlantique voir Camhi, 1998.

⁸ A l'exclusion des quotas de gestion pour l'Aiguillat commun *Squalus acanthias* malgré la forte augmentation des débarquements pour les marchés d'exportation.

⁹ Pas de plan fédéral mais plan de monitoring de trois Etats en Californie. Oregon et Washington pour le requin renard *Alopias vulpinus*.

¹⁰ Les populations méditerranéennes de taupe bleu/surusoxyr/nchus, requin taupe *Lamnanasus*, requin peau bleue *Prionaceglauca*, raie blanche *Raja alba* et l'ange de mer *Squatina squatina* sont citées en annexe III d'un protocole de la Convention de Barcelone et, avec la raie géante *Mobularmobular*, sont citées en annexe III de la convention de Berne sur la conservation de la vie sauvage et des habitats européens. Une fois ces conventions ratifiées, l'exploitation de ces espèces sera contrôlée.

Tableau 4. Espèces d'Elasmobranches légalement protégées.

Espèces protégées	Pays ou région	Législation	Date	Autres informations
Requin blanc <i>Carcharodon carcharias</i>	ZEE australienne	Espèces en danger, fédérales	1997	Extension aux 200 miles de la ZEE
	Tous les états australiens	Législation de l'Etat	1984-1998	
	Côtes du Golfe et atlantique des EU	Plan de gestion des pêches	1997	Capture et relâche permis pour la pêche sportive
	Afrique du Sud Namibie	Législation de Californie (SB 144)	1993	Le AB 522 donne protection temporaire en 1993
	Californie		1997	
Maldives Mer Méditerranée	Convention de Barcelone Annexe II Convention de Berne, Annexe II	1995 1997	Protocole signé mais pas ratifié par tous les pays	
Requin-baleine <i>Rhincodon typus</i>	Australie Ouest	Législation des pêches nationales	1997 1995 1998	
	Côtes du Golfe et atlantique des EU	Plan de gestion des pêches		
	Maldives	Réglementation des pêches		
	Philippines	Ordre 193 administration des pêches		
Requin-taureau <i>Carchariastaurus</i>	Australie Australie NSO Côtes du Golfe et atlantique des EU	Espèces en danger, fédérales Législation nationale Plan de gestion des pêches	1997 1984 1997	
Requin norohai <i>Carchariasnorohai</i> ²	Côtes du Golfe et atlantique des EU	Plan de gestion des pêches	1997	
Requin-taupe bleu <i>Isurus oxyrinchus</i>	Canada	Plan de gestion des pêches	1995	Pêche directe interdite, pêche accessoire permise
Requin-pèlerin <i>Cetorhinus maximus</i>	Côtes du Golfe et atlantique des EU	Plan de gestion des pêches	1997	Extension à la limite des eaux territoriales (12 miles)
	Eaux nationales de l'Etat de Floride	Code administratif de Floride	1998	
	Royaume Uni	Acte pour la vie sauvage et le milieu rural		
	Guernsey, Royaume Uni	Législation des pêches	1997	
	Isle of Man, Royaume Uni Mer Méditerranée	Acte pour la vie sauvage, plan 5 Convention de Barcelone Annexe II	1990 1995	
Nouvelle Zélande ¹	Convention de Berne Annexe II Législation des pêches	1997	Espèces protégées Protocole signé mais pas ratifié par tous les pays Réserve présentée par l'UE Pêche directe interdite, pêche accidentelle permise	
Requins-scies Ordre Pristiophoriformes	Côtes du Golfe et atlantique des EU Eaux nationales de l'Etat de Floride	Plan de gestion des pêches Code administratif de Floride	1997	
Poissons-scies <i>Pristis</i> spp.	Indonésie	Législation sur les spp. protégées	1997	Spp. retrouvées dans le lac Sentani, Irian Jaya
	Côtes du Golfe et atlantique des EU	Plan de gestion des pêches		
	Eaux nationales de l'Etat de Floride	Code administratif de Floride		
Raie-léopard <i>Aetobatis narinari</i>	Côtes du Golfe et atlantique des EU Eaux nationales de l'Etat de Floride	Plan de gestion des pêches Code administratif de Floride	1997	
Mante de Méditerranée <i>Mobular mobular</i>	Mer Méditerranée	Convention de Barcelone, Annexe II	1995	Protocole signé mais pas ratifié par tous les pays
Raie-manta <i>Manta birostris</i>	Philippines	Ordre 193, Administration des pêches	1998	
Tous les Chondrichthyens	Israël			
¹ La Pêche directe de beaucoup d'Elasmobranches est interdite en Nouvelle Zélande mais les prises accidentelles peuvent être assez élevées donc la protection effective peut se révéler minime.				
² <i>Odontaspis norohai</i> .				

Conclusions

6.1 Résumé

Les stratégies de reproduction des chondrichthyens les rendent très vulnérables à la surexploitation et en font par conséquent des cibles peu appropriées pour les pêcheries commerciales à grande échelle en l'absence d'une gestion efficace. La pêche au requin et les quantités débarquées ne font cependant qu'augmenter dans les pêcheries dirigées qui recherchent les ailerons, le cartilage et la chair des requins, et il en va de même dans les pêcheries polyvalentes. Sur la plupart des lieux de pêche, l'exploitation est conduite sans le moindre mécanisme de suivi et de gestion, aussi élémentaire soit-il.

Une stratégie efficace de conservation et de gestion des requins doit prendre en compte l'ensemble des facteurs ayant une incidence sur leurs populations, dont la mortalité due à la pêche ciblée, aux prises accessoires et aux rejets, la perte d'habitats et les modifications dans la structure trophique marine, entre autres. Dans le contexte des pêcheries, il devient urgent d'élaborer et de mettre en œuvre des régimes de gestion tenant compte des caractéristiques biologiques des requins. Par exemple, la mortalité due à la pêche ne peut continuellement excéder la capacité de la population à se renouveler par le biais de la reproduction si l'on veut assurer la viabilité de la pêcherie à long terme.

Pour élaborer des modes de gestion des requins efficaces et répondre d'une manière générale à leurs besoins de conservation, une plus grande attention est nécessaire pour améliorer la qualité des données écologiques et halieutiques, élaborer et appliquer des mécanismes et des outils de gestion, et contrôler et surveiller le commerce, entre autres. Les données spécifiques nécessaires à cette fin, ainsi que les autres conditions requises, sont exposées ci-après. Faire face à ces besoins exigera d'investir davantage de ressources humaines et financières dans la recherche et la gestion, dans la définition des cadres institutionnels, juridiques et politiques nécessaires, et dans la formation et autres mesures de renforcement des capacités aux fins de la mise en œuvre des mesures de gestion. Étant donné la vulnérabilité biologique des requins et espèces apparentées, il est manifestement indispensable de gérer leurs populations selon l'approche de précaution. L'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture a vivement défendu l'application de ce concept aux prises de pêche, en soulignant que les incertitudes et les lacunes de nos connaissances quant à la situation des stocks – ce qui est le cas pour la plupart des pêcheries de requins aujourd'hui – ne devraient pas être une raison de

remettre à plus tard ou de s'abstenir de prendre des mesures de gestion (FAO, 1995). Pour véritablement appliquer l'approche de précaution à l'exploitation des pêcheries, il faudrait ne conduire les activités de pêche qu'une fois en possession d'une évaluation des stocks et après avoir mis en place de rigoureux programmes de gestion et de surveillance. Peu de données biologiques et halieutiques à long terme sont toutefois disponibles, même pour les espèces abondantes ou ayant une valeur commerciale considérable. Dès lors, la gestion reste gênée par l'insuffisance des données sur l'état de la population et la productivité de la plupart des espèces. En revanche, notre compréhension de la biologie des requins et des dynamiques des pêcheries est désormais suffisante pour pouvoir introduire une gestion de précaution dans toutes les pêches au requin.

6.2 Besoins de données écologiques

Pour assurer la viabilité de la pêche au requin, la gestion doit tenir compte de la capacité biologique des requins eux-mêmes. Cela requiert une meilleure connaissance de la biologie, de l'écologie et des caractéristiques biologiques des populations exploitées, ainsi que des espèces plus rares susceptibles d'être capturées en tant que prises accessoires.

1. Des connaissances taxinomiques élémentaires font défaut pour certains groupes de chondrichthyens, particulièrement les batoides et les chimères, dont un grand nombre sont très importants dans les pêcheries. Un effort accru de recherche taxinomique est donc nécessaire, notamment en ce qui concerne la description des espèces et la recherche génétique sur la structure des stocks.
2. Les modèles utilisés pour évaluer les pêcheries d'élastomobranches devraient être adaptés à des animaux d'une grande longévité et à faible productivité, présentant un rapport stock-recrutement étroit. Un modèle optimal nécessite des données par espèce concernant :
 - les caractéristiques reproductives (âge de la maturité, durée de la gestation et nombre moyen de petits chaque année pour les femelles) ;
 - habitats cruciaux aux différents stades du cycle de vie, comme les lieux d'accouplement et de reproduction ou les aires de croissance ;
 - taux de croissance et structure par âge ;
 - mortalité (naturelle et due à la pêche) pour tous les groupes d'âge ;

- stocks et abondance relative de l'espèce ; et
 - structure des stocks et comportements migratoires.
3. Évaluation de l'état de toutes les espèces à l'échelle mondiale et régionale.

6.3 Besoins de données relatives à la pêche

Étant donné que l'évaluation et le suivi des populations de requins reposent pour l'essentiel sur les données relatives à la pêche, il importe d'élaborer et de mettre en place des mécanismes de collecte permettant d'améliorer la fiabilité des données recueillies par l'intermédiaire des organes de gestion des pêcheries et d'autres instances aux niveaux national et sub-national, régional et international. Les aspects ci-après sont particulièrement importants :

1. Données sur la mortalité due à la pêche par espèce, par type d'engin et par région, en fournissant les données actuelles et passées concernant :
 - les captures des pêches commerciale, artisanale et récréative ;
 - la composition des prises par longueur, par âge et par sexe ;
 - les quantités débarquées (en précisant le nombre et le poids des poissons) ;
 - les prises accessoires, les rejets et la mortalité due aux rejets ;
 - et les captures par unité d'effort (CPUE).
2. Données socio-économiques sur les pêcheries de requins (commerciales, artisanales et récréatives), avec indication de la taille de la flottille et des bateaux, des engins utilisés, des zones de pêche, du nombre de pêcheurs, des marchés et des valeurs de différents produits, et de la structure du commerce.
3. Données indépendantes des pêcheries.
4. Activités normalisées de collecte des données et de déclaration des captures, pour comparer les tendances entre les régions et au fil du temps.

6.4 Mesures de gestion

À l'exception de quelques rares pays qui ont instauré des mesures nationales pour leurs pêcheries de requins ou une protection pour des espèces individuelles, il n'y a pour ainsi dire aucun contrôle sur les pêches au requin à travers le monde. Il est urgent d'instituer une gestion et un suivi aux niveaux national, régional et international pour empêcher l'effondrement des pêcheries et la disparition des espèces et des populations. Bien que chaque pêche au requin soit unique, l'approche de précaution de la FAO fournit des directives sur les activités minimales de gestion nécessaires tant pour les nouveaux lieux de pêche que pour les pêches existantes. La coopération de toutes les parties

intéressées par le maintien à long terme de la productivité des populations de requins est indispensable. La biologie de ces animaux exige la plus grande prudence dans la gestion des pêches. Idéalement, des pêches au requin ne devraient pas être établies ou autorisées à poursuivre leurs activités en l'absence d'un plan de gestion, qui devrait, entre autres :

1. mettre l'accent sur des populations individuelles (stocks), si possible, ou sur des espèces ou des groupes ayant des stratégies de reproduction semblables ;
2. suivant le concept de l'approche de précaution, créer une zone tampon en maintenant un niveau de biomasse supérieur aux niveaux associés aux rendements maximums susceptibles d'être soutenus à long terme ;
3. compte tenu de la nécessité d'éviter la surpêche des individus en âge d'être recrutés, veiller à ce que des nombres suffisants de poissons survivent et parviennent à maturité ;
4. s'il y a des données suffisantes, utiliser des modèles d'évaluation des stocks (p. ex. modèles employant des matrices démographiques par stade de développement ou par âge) plutôt que les modèles traditionnels employés pour les téléostéens (production de surplus ou modèles de dynamique de la biomasse) ;
5. encourager des pratiques de pêche commerciale réduisant les prises accessoires de chondrichthyens ou facilitant le rejet des individus vivants et décourager des pratiques source de gaspillage, comme le découpage des ailerons ;
6. prendre en compte la vulnérabilité des espèces moins communes de chondrichthyens victimes de captures accessoires, qui pourront rapidement accuser un effondrement des stocks ou être amenées au bord de l'extinction, tandis que les espèces plus courantes continueront à alimenter la pêche ;
7. encourager les pêches récréatives à appliquer des règles de libération des prises vivantes et à participer à des programmes de marquage ;
8. prévoir des accords internationaux bi- ou multilatéraux fondés sur l'approche de précaution et sur d'autres principes d'une saine gestion des pêcheries.

Des mesures de gestion efficaces sont par exemple :

1. Pêcheries à accès limité (à instituer le plus tôt possible).
2. Fixation de quotas ou de limites de prises (y compris les prises accessoires) pour les pêches commerciale, récréative et artisanale.
3. Limitations de taille (pour que suffisamment de poissons puissent arriver à maturité et se reproduire).
4. Fermeture de la pêche à certaines périodes de l'année (pour réduire la mortalité globale due à la pêche ou pour protéger les poissons vulnérables concentrés sur les lieux d'accouplement et de reproduction ou sur les aires de croissance).

Annexe 1. Caractéristiques biologiques de certaines espèces d'Elasmobranches¹.

Noms scientifique et commun	Maturité sexuelle (en années)	Taille (LT en cm) à la naissance (N), de maturité (mat) maximale (max)	Espérance de vie (en années)	Taille de la portée	Taux annuel de croissance de la population	Périodicité de la reproduction (en années)	Durée de la gestation (en mois)
<i>Notorynchus cepedianus</i> Plat-nez	M: 4-5 M: 11-21 F: 16-20	N: 40-45 Mat: M: 150 F: 220 Max: 290-300	M: 23-32 F: 35-49 32	20, 82-95 (max)	2,6%	2	10-12
<i>Rhincodon typus</i> Requin-baleine	?	N: 60 Mat: F: >560 Max: ~1370	?	300	?	?	?
<i>Ginglymostoma cirratum</i> Requin-nourrice	?	N: 27-30 Mat: 150 Max: 425	?	20-30	?	?	?
<i>Carcharias taurus</i> Requin-taureau	6-12 8	N: 95-105 Mat: 220	32 (Pacifique NE)	1-2	4,6% Max: 318	2	12
<i>Carcharodon carcharias</i> Grand requin blanc	M: 9-10 F: 12-14	N: 120-150 Mat: M: 350-410 Mat: F: 400-430 Max 594	36	2-10	4,1%	2?	>12?
<i>Isurus oxyrinchus</i> Requin-taube bleu	M: 3 F: 7-8 moy 5	N: 60-70 Mat: M: 195 Mat: F: 280 Max: 394	28	4-16	5,2%	2-3	12-18
<i>Lamna nasus</i> Requin-taube commun	4-8 F: 7.5	N: 60-75 Mat: M: 165 F: 152-225 Max: 300-365	30	1-5	?	1-3?	9-18?
<i>Cetorhinus maximus</i> Requin-pèlerin	M: 12-16 F: 20	N: 150-170 M: 500-700 F: 810-980 Max: 1000-1300	50	5-6	?	2?	>12?
<i>Alopias vulpinus</i> Requin-renard	7	N: 114-150 Mat: M: 319 F: 376 Max: 491	?	2-6	7,2%	?	9
<i>Mustelus antarcticus</i> Emissole gommée	4-5	N: M: 30-40 Mat: F: 85 M: 80 Max: 175	16	10-38 (moy=14)	12%	Annuel en AUS 2 ans en dans le détroit de Bass	11-12
<i>Mustelus henlei</i> Emissole brune	2-3	N: 19-21 Mat: M: 51-63 F: 52-66 Max: 95	15	3-5	13,6%	1	10-11
<i>Galeorhinus galeus</i> Requin hâ	F: 10-15 M: 8-10	N: 30-40 Mat: F: 134-140 Mat: M: 125-135 Max: 155-200	40-60	8-50 (moy=28)	3,3%	1-3	12
<i>Carcharhinus falciformis</i> Requin soyeux	M: 10 F: >12	N: 76-87 Mat: M: 187-225 Mat: F: 213-245 Max: 330	M: >20 F: >22	2-15	?	1-2	12
<i>Carcharhinus leucas</i> Requin-bouledogue	6-8 ou 15	N: 56-81 Mat: 200 Max: 300-320	M: 16 F: 12-27	1-13	2,7%	?	10-11
<i>Carcharhinus limbatus</i> Requin bordé	M: 4-5 F: 6-8	N: 53-65 Mat: M: 130 F: >155 Max: M: 175 F: 193	10-18	2-4 4-7	2,2%-13,6% 5,6%	2	11-12

¹ La plupart des données proviennent de Compagno (1984) et Smith et al. sous presse, avec des actualisations pour un petit nombre d'espèces.

Distribution		Habitat		Pression de Pêche		Références
Cosmopolites, large distribution, régionale, endémique, Localisés, réduite	Pélagique, démersale	Insulaire, océanique, bathyal (>200m), côtier (rive-200m), récif, mangrove, estuaire	Nurserie (estuaire, près/loin de la côte)	Directe (élevée, moyenne, faible, aucune)	Accessoire élevée, moyenne, faible, aucune)	
Large distribution eaux tempérées	Démersale	Côtier	Estuaire-près de la côte	Elevée	Elevée	Compagno sous presse a, Ebert 1990, Ebert 1989, Van Dykhuizen & Mollet 1992
Cosmopolite, eaux chaudes et tropicales	Pélagique	Côtier-océanique	?	Faible	Faible	Joung <i>et al.</i> 1996, Norman sous presse
Régionale (Atlantique et Pacifique Est)	Démersale	Côtier	Près de la côte	Faible	Faible	Castro 1997, Carrier 1991, Clark & von Schmidt 1965
Large distribution, eaux tropicales et sub-tropicales	Démersale	Côtier	Près de la côte-estuaire	Faible	Elevée	Branstetter & Musick 1994, Gilmore 1993, Gilmore <i>et al.</i> 1983, Goldman 1998, Pollard <i>et al.</i> 1996, Pollard & Smith sous presse, Sminkey 1996
Large distribution, eaux tempérées et boréales	Pélagique	Côtier-océanique	Probablement côtier	Faible (élevée dans le cas de pêches sportives)	Faible (élevée dans les filets près des plages)	Cailliet <i>et al.</i> 1985, Fergusson 1996, Fergusson <i>et al.</i> sous presse, Francis netting 1996, Uchida <i>et al.</i> 1996
Cosmopolite, eaux tropicales, sub-tropicales et tempérées	Pélagique	Océanique, parfois côtier	Probablement côtier	Elevée dans le cas de pêches sportives	Elevée	Cailliet & Mollet 1997, Cailliet <i>et al.</i> 1983, Cliff <i>et al.</i> 1990, Mollet <i>et al.</i> 1997, Pratt & Casey 1983, Stevens sous presse b
Large distribution, démersale	Pélagique et océanique	Côtier-océanique	Loin la côte	Elevée	Elevée	Aasen 1963, Ellis & Shackley 1995, Gauld 1989, Stevens sous presse a
Large distribution, eaux tempérées à boréales	Pélagique	Côtier	Loin la côte?	Un peu	Un peu	Fowler sous presse b, Kunzlik 1988, Pauly 1978, Parker & Stott 1965, Sund 1943
Cosmopolite, eaux chaudes	Pélagique	Côtier-océanique	Près de la côte	Elevée?	Un peu?	Goldman sous presse
Endémique (Australie eaux tempérées)	Démersale	Côtier	?	Elevée	Elevée?	Lenanton <i>et al.</i> 1990, Moulton <i>et al.</i> 1992, Walker 1996, 1983, 1994a, b, & sous presse
Localisée	Démersale	Côtier	?	Un peu	Un peu	Yudin & Cailliet 1990
Large distribution, parfois pélagique	Démersale, (mais a 800 m de profondeur)	Côtier et estuaire	Près de la côte	Elevée	Un peu	Capape & Mellinger 1988, Grant <i>et al.</i> 1979, Olsen 1954, Peres & Vooren 1991, Ripley 1946, Stevens sous presse d, Walker <i>et al.</i> 1995
Large distribution, dans les eaux tempérées et tropicales	Pélagique	Côtier-océanique	Loin la côte	Elevée	Elevée	Bonfil 1990 & sous presse, Bonfil <i>et al.</i> 1993, Branstetter 1987b
Large distribution, dans les eaux sub-tropicales et tropicales	Pélagique	Côtier dans les estuaires et eaux douces	Estuaire	Elevée	Elevée	Burgess <i>et al.</i> sous presse, Branstetter & Stiles 1987
Cosmopolite dans les eaux chaudes-tempérés à tropicales	Pélagique	Côtier	Estuaire	Elevée	Faible	Branstetter 1987c, Burgess & Branstetter sous presse, Castro 1996, Dudley & Cliff 1993, Killam & Parsons 1989, Wintner & Cliff 1996
(DW) Distance maximale entre les extrémités des nageoires pectorales						

Annexe 1 suite.							
Noms scientifique et commun	Maturité sexuelle (en années)	Taille (LT en cm) à la naissance (N), de maturité (mat) maximale (max)	Espérance de vie (en années)	Taille de la portée	Taux annuel de croissance de la population	Périodicité de la reproduction (en années)	Durée de la gestation (en mois)
<i>Carcharhinus longimanus</i> Requin océanique	4-5	N: 60-65 Mat: F: 180-200 M: 175-195 Max: 310	22	1-14	6,9%	?	12
<i>Carcharhinus melanopterus</i> Requin pointes noires	?	N: 30-35 Mat: 95-110 Max: 140-180	?	2-4	?	1 ou 2	8-9 ou 10-11 Ou 16?
<i>Carcharhinus obscurus</i> Requin sombre	M: 19 F: 21	N: 80-100 Mat: F: 280 Max: 365	40-50	3-14 (moy ou 607)	2,8% 2%	2 ou 3	12 ou 22-24
<i>Carcharhinus plumbeus</i> Requin gris	13-16 (29 dans une autre étude)	N: 60-65 Mat: M: 170 F: >180 Max: >239 (aux EU)	25-35	8-13	2,2%-11,9% 3,4%, ou 5,2% si mat = à 29 ans	2	9-12
<i>Galeocerdo cuvier</i> Requin-tigre	8-10	N: 59-90 Mat: M: 226-290 F: 250-350 Max: 450-600	50	10-80 (moy=35)	4,3%	Probablement 2 ans	12-16
<i>Glyphis</i> sp. Requin d'eau douce du Borneo	?	?	?	?	?	?	?
<i>Negaprion brevirostris</i> Requin citron	11-13	N: 60 M: 224 (mat) Mat: M: 224 F: 239 Max: M: >279 F: >285	27	4-17	1,2%	?	?
<i>Prionace glauca</i> Requin peau bleue	F: 5-7 M: 4-6	N: 35-50 Mat: M: 180-218 Mat: F: 180-220 Max: 383	20	Moy 40 (4-135)	6,25%	femelles? maies tous les ans?	9-12
<i>Rhizoprionodon terraenovae</i> Requin-aiguille gussi	3-4	N: 30-35 Mat: M: 80-85 F: 85-90 Max: 110	10	4-6 1-7	4,5% 8,8%	annuel	10-12
<i>Triaenodon obesus</i> Requin corail	5 or 8-9	N: 52-60 Mat: 105 Max: 170	16-25	1-5 2-3	4,9%	?	>5?
<i>Sphyrna lewini</i> Requin-marteau halicorne	M: 4-10 F: 4-15	N: 31-55 Mat: M: 140-280 Mat: F: 150-300 Max: 329-420	35	15-40 12-38	2,8%	?	9-12
<i>Sphyrna tiburo</i> Requin-marteau tiburo	F: 2-3 M: 3	N: 35-40 Mat: M: 68-85 F: 80-85 Max: M: 124 F: 150	12	4-16	0,01-0,27	annuel?	?
<i>Dalatias licha</i> Squale liche	?	N:30 Mat: M: 100 F: 120 Max: M: 120 F: 160	?	10-16	?	?	?
<i>Squalus acanthias</i> Aiguillat Atlantique NO (Pacifique NO)	M: 6-14 F: 10-12 (F: 12-23)	N: 20-30 Mat: M: 60 F: 70 Max: 100-125	M: 35 F: 40-50 (70)	2-15 av. 4-9	2,3%-3,5% (1,7%)	2 (mais pas de période de repos)	18-24
<i>Squatina californica</i> Ange de mer du Pacifique	8-13	N: 21-26 Mat: M: 75-80 Mat: F: 86-108 Max: M: 114 F: 152	35	1-11 Moy 6	3,9%-6%	1	10-12
<i>Pristis microdon</i> Poisson-scie grandent	?	700 (max)	?	?	?	?	?

Distribution		Habitat		Pression de Pêche		Références
Cosmopolites, large distribution, régionale, endémique, Localisés, réduite	Pélagique, démersale	Insulaire, océanique, bathyal (>200m), côtier (rive-200m), récif, mangrove, estuaire	Nurserie (estuaire, près/loin de la côte)	Directe (élevée, moyenne, faible, aucune)	Accessoire (élevée, moyenne, faible, aucune)	
Cosmopolite	Pélagique	Océanique, insulaire	Océanique	Elevée	Elevée	Backus <i>et al.</i> 1956, Seki <i>et al.</i> sans date, Smale sous presse a
Très répandu	Démersale	Insulaire (récif)	Insulaire	Elevée	Elevée	Heupel in press, Last & Stevens 1994, Stevens 1984
Large distribution dans les océans tempérés et sub-tropicaux	Côtier-pélagique	Côtier	Loin des cotes en Australie, près des côtes aux EU	Elevée (aux EU et Australie)	Elevée	Branstetter & Burgess 1996, Camhi <i>et al.</i> sous presse, Cortés sous presse a, Goldman 1998, Natanson <i>et al.</i> 1995
Large distribution océans tempérés et tropicaux	Côtier-pélagique	Côtier, océanique	Près des côtes	Elevée	Un peu, modérée	Casey & Natanson 1992, Casey <i>et al.</i> 1985, Sminkey & Musick 1995, 1996, Musick sous presse
Cosmopolite dans les eaux tropicales et sub-tropicales	Pélagique	Côtier	Large distribution, peut rentrer dans les estuaires	Elevée par endroits	Faible	Branstetter <i>et al.</i> 1987, Clark & von Schmidt 1965, De Crosta <i>et al.</i> 1984, Randall 1992, Simpfendorfer sous presse b, Sminkey 1996, Tester 1969
Réduit aux fleuves du Bornéo?	Localisée	Démersale	Eaux douces, estuaire	Faible	Faible-modérée (by-catch)	
Régional	Démersale	Côtier, insulaire et reefs	Près des côtes	Elevée	Elevée	Brown & Gruber 1988, Sundstroem & Gruber sous presse
Cosmopolite	Pélagique	Océanique, parfois côtier	Loin des côtes	Faible	Elevée	Amorim 1992, Cailliet <i>et al.</i> 1983, Castro & Mejuto 1995, Hazin 1993, Nakano 1994, Pratt 1979, Stevens 1976 & sous presse c, Tanaka <i>et al.</i> 1990
Large distribution dans les eaux chaudes à tropicales de l'Atlantique	Démersale	Côtier	Estuaire	Elevée	Elevée	Branstetter 1987a, Cortés 1995, sous presse a, b, Parsons 1983, 1985
Large distribution (en Indo-Pacifique)	Démersale	Côtier	Près des côtes	Un peu	Elevée	Anderson & Ahmed 1993, Fourmanoir 1961, Last & Stevens 1994, Smale sous presse b
Large distribution dans les eaux chaudes à tropicales	Pélagique	Côtier-océanique	Près des côtes	Elevée	Elevée	Branstetter 1987b, Kotas sous presse, Stevens & Lyle 1989
Régional	Démersale	Côtier et récifale	?	Un peu	Elevée	Carlson & Parsons 1997, Cortés sous presse c, Cortés & Parsons 1996, Parsons 1993a, 1993b
Large distribution, dans les eaux chaudes à tropicales	Démersale	Bathyal	Bathyal	Elevée par endroits	Elevée par endroits	Compagno & Cook sous presse c
Cosmopolite, eaux tempérées à sub-arctique	Démersale	Côtier	Loin des côtes	Elevée	Elevée	Fordham sous presse, Gauld 1979, Jensen 1965, Jones & Geen 1977, Ketchen 1975, Nammack <i>et al.</i> 1985, NOAA 1998b, Saunders & McFarlane 1993
Localisé, eaux froides à chaudes tempérées	Démersale	Côtier	Côtier	Elevée	Elevée	Cailliet sous presse b, Cailliet <i>et al.</i> 1992, Natanson & Cailliet 1986, 1990
Localisé dans les tropiques	Démersale	Eaux douces	?	Elevée	Elevée	Compagno & Cook sous presse b, Last & Stevens 1994

Annexe 1.... suite.							
Noms scientifique et commun	Maturité sexuelle (en années)	Taille (LT en cm) à la naissance (N), de maturité (mat) maximale (max)	Espérance de vie (en années)	Taille de la portée	Taux annuel de croissance de la population	Périodicité de la reproduction (en années)	Durée de la gestation (en mois)
<i>Pristis pectinata</i> Poisson-scie tident	?	760 (max)	?	15-20	?	?	?
<i>Rhynchobatus djiddensis</i> Grande raie-guitare	?	M: 110 (mat) >300 (max)	?	?	?	?	?
<i>Rhinobatos horkelii</i> Raie-guitare brésilienne	F: 7-9 M: 5-6	Mat: 90-120	?	4-12	?	1	11-12
<i>Bathyraja abyssicola</i> Raie abyssale	?	M: 110 (mat)	?	? (œufs)	?	?	sans objet
<i>Raja batis</i> Pocheteau gris	11	N: 21-22 Mat: M: 125 Max: 254	50	40 œufs	?	Annuel?	sans objet
<i>Raja (Dipturus) binoculata</i> Raie ocellée	M: 8-11 F: 12	Mat: M: 100-110 F: 130 Max: 168-240	?	1-7 embryons par capsule d'œufs	?	?	sans objet
<i>Raja (Raja) clavata</i> Raie bouclée	9-12	M: 69 (mat) F: 72 (mat)	M: 36-43 F: 39-46	52 œufs/ par an	0 ou moins dans la Mer du Nord	Annuel	sans objet
<i>Raja (Dipturus) rhina</i> Pocheteau long-nez	M: 7-8 F: 8-10	Mat: M: 60 F: >70 Max: 137	?	?	?	?	sans objet
<i>Myliobatis californica</i> Raie-aigle de Californie	M: 4, F: 5	N 20 (DW) Mat: M: 60 F: 88 (DW) Max 180 (DW)	M: 10 F: 25	2-5	?	1	~12
<i>Himantura chaophraya</i> Pastenague géante d'eau douce	?	Mat: 100 (DW) Max: 200 (DW)	?	?	?	?	?

5. Fermeture de la pêche dans certaines zones (p. ex. réserves de pêche ou sanctuaires, qui garantiront la productivité de la pêcherie, ou protection d'habitats essentiels ou d'espèces ou de populations menacées).
6. Restrictions applicables aux engins de pêche (pour protéger certaines espèces ou groupes d'âge et réduire les prises accessoires).
7. Capture sélective des mâles uniquement.
8. Protection des espèces menacées.
9. Interdiction de la pratique du découpage des ailerons et obligation de débarquer des carcasses entières (ce qui contribuera aussi à améliorer la production de statistiques exactes et l'application des règlements).

Le récent développement de la pêche au requin a été provoqué en partie par l'expansion du commerce international des ailerons et des autres produits des requins. Il importe de mieux connaître les quantités, l'origine et l'utilisation des produits de la pêche pour les besoins de la

gestion des pêcheries. À cet égard, les acteurs de la gestion verraient leur tâche facilitée par :

1. Une meilleure information concernant le commerce international des produits tirés du requin, notamment :
 - suivi des espèces, des produits et des volumes faisant l'objet d'un commerce ainsi que de leur valeur ;
 - données détaillées sur les pays importateurs et exportateurs et sur les océans / zones d'origine.
2. Un contrôle du commerce des espèces rares de chondrichthyens menacées de surexploitation à cause du commerce (p. ex. pour les marchés des ailerons, des curiosités ou des aquariums).
3. Une évaluation des espèces d'élastomobranches en vue de leur inscription éventuelle aux annexes de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES) – ce qui contribuerait à obtenir les données commerciales nécessaires.

Distribution		Habitat		Pression de Pêche		Références
Cosmopolites, large distribution, régionale, endémique, localisés, réduite	Pélagique, démersale	Insulaire, océanique, bathyal (>200m), côtier (rive-200m), récif, mangrove, estuaire	Nurserie (estuaire, près/loin de la côte)	Directe (élevée, moyenne, faible, aucune)	Accessoire élevée, moyenne, faible, aucune)	
Large distribution (KK)	Démersale	Côtier et eaux douces	?	Elevée	Elevée	Adams in press, Bigelow & Schroeder 1953
Large distribution dans les eaux tropicales	Démersale	Côtier	?	Elevée	Elevée	Simpfendorfer in press c, Last & Stevens 1994
Régional	Démersale	Côtier	Près des côtes	Elevée	Elevée	Lessa 1982, Lessa <i>et al.</i> 1986, Lessa & Vooren in press
Régional	Démersale	Bathyal	?	Aucune (trop rare)	Parfois	Cook <i>et al.</i> in press b, Zorzi & Anderson 1988
Régional, boréale à tempérées froides (Atlantique NE)	Démersale	Côtier	?	Elevée	Elevée	Ellis & Walker in press, Du Buit 1972 & 1976, Brander 1981, Fahy 1991
Régional (Pacifique NE)	Démersale	Côtier	Près et loin des côtes	Elevée	Elevée	Ellis & Dulvy in press, Martin & Zorzi 1993, Zeiner & Wolf 1993, DeLacy & Chapman 1935, Hitz 1964
Large distribution dans les eaux tempérées	Démersale	Côtier	Estuaire, près des côtes	Elevée	Elevée	Brander & Palmer 1985, Capape 1977, Ellis & Shackley 1995, Ellis in press, Holden 1975, Holden & Vince 1973, Nottage & Perkins 1983, Ryland & Ajayi 1984
Régional (Pacifique NE)	Démersale	Côtier	Près et loin des côtes	Elevée	Elevée	Zeiner & Wolf 1993
Côte ouest EU	Démersale	Côtier	Estuaire	Parfois	Parfois	Cailliet in press a, Martin & Cailliet 1988 a & b
Localisée	Démersale	Eaux douces, estuaire	Eaux douces	Parfois	Parfois	Compagno & Cook in press a, Last & Stevens 1994

Outre les contrôles pratiqués pour réduire le risque de surpêche, il convient également d'investir dans un certain nombre d'outils de gestion pour faire face aux besoins exposés plus haut en matière de collecte de données et de surveillance, par exemple :

1. Préparation de guides régionaux et internationaux d'identification des espèces et des produits.
2. Préparation d'un manuel de procédure pour contribuer à normaliser la collecte des données, ce qui facilitera les mesures de gestion internationale.
3. Programmes de formation au sein des organismes de pêche afin d'appliquer les mesures de gestion et les techniques normalisées de collecte des données.
4. Mécanismes destinés à associer les acteurs de la pêche commerciale, récréative et artisanale au suivi et à la prise de décision en matière de gestion.
5. Renforcement des mécanismes d'application.

Enfin, bien qu'il ait été souvent fait référence aux limitations des données disponibles, l'on en sait suffisamment au sujet de la biologie des requins et des dynamiques des pêcheries pour commencer à mettre en œuvre des mesures de gestion minimales dans toutes les pêches au requin existantes. Autrement dit, l'insuffisance des données ne saurait être invoquée pour justifier l'absence de gestion. Les pressions grandissantes induites par l'homme intensifient rapidement le risque de voir des populations s'effondrer, de mettre des espèces en danger ou même de les amener au bord de l'extinction. Un engagement accru en faveur de la recherche, de la gestion et de la conservation des requins aux niveaux national, régional et international sera décisif pour assurer la viabilité future de ces animaux exceptionnellement vulnérables.

Annexe 2. Résumé des Catégories et Critères de l'UICN pour les Listes Rouges (1994)

Ce tableau doit être utilisée conjointement avec le Tableau 2 pour expliquer l'évaluation de divers Chondrichthyens réalisée par le Groupe de Spécialistes des requins sur la base des critères de la Liste Rouge.

Utilisation des critères A-E	Gravement menacé d'extinction (CR)	Menacé d'extinction (EN)	Vulnérable (VU)
<p>A. Réduction de la taille de la population Taux de réduction atteignant au moins :</p> <p>en utilisant soit :</p> <p>1. Diminution des effectifs constatée, estimée, induite ou supposée, dans le passé, basée sur les éléments suivants :</p> <p>a) l'observation directe b) un indice d'abondance adapté au taxon c) la réduction de la zone d'occupation, de la zone d'occurrence et/ou de la qualité de l'habitat d) les niveaux d'exploitation réels ou potentiels e) les effets de taxons introduits, de l'hybridation, d'agents pathogènes, de substances polluantes, d'espèces concurrentes ou parasites.</p> <p>ou</p> <p>2. Réduction projetée ou suspectée d'être atteinte dans l'avenir basée sur l'un des éléments (b), (c), (d) ou (e) ci-dessus.</p>	80 % en 10 ans ou 3 générations	50 % en 10 ans ou 3 générations	20 % en 10 ans ou 3 générations
<p>B. Aire de distribution réduite et en déclin ou fluctuante Zone d'occurrence ou Zone d'occupation et 2 des 3 possibilités suivantes :</p> <p>1. soit gravement fragmentée (sous-populations isolées avec une probabilité réduite de recolonisation si l'une d'elles s'éteint) ou connue d'un nombre limité de sites :</p> <p>2. déclin continu de l'un des éléments suivants:</p> <p>a) zone d'occurrence b) zone d'occupation c) zone d'occupation, zone d'occurrence et/ou qualité de l'habitat d) nombre de sites ou de sous-populations e) nombre d'individus matures.</p> <p>3. fluctuations de l'un quelconque des éléments suivants :</p> <p>a) zone d'occurrence b) zone d'occupation c) nombre de sites ou de sous-populations d) nombre d'individus matures</p>	<p>< 100 km² < 10 km²</p> <p>+ 1 quel que soit le rythme</p> <p>> 1 ordre de grandeur</p>	<p>< 5 000 km² < 500 km²</p> <p><5 quel que soit le rythme</p> <p>< 1 ordre de grandeur</p>	<p>< 20 000 km² < 2 000 km²</p> <p><10 quel que soit le rythme</p> <p><1 ordre de grandeur</p>
<p>C. Taille de la population réduite et en déclin Nombre d'individus matures : et une des 2 possibilités suivantes :</p> <p>1. déclin rapide</p> <p>2. déclin continu</p> <p>et soit : a) fragmentée</p> <p>ou b) tous les individus appartenant à une seule sous-population</p>	<p><250</p> <p>25 % en 3 ans ou 1 génération quel que soit le rythme toutes les sous populations < 50 individus</p>	<p><2 500</p> <p>20 % en 5 ans ou 2 générations quel que soit le rythme toutes les sous populations < 250 individus</p>	<p>< 10 000</p> <p>10 % en 10 ans ou 3 générations quel que soit le rythme toutes les sous populations < 1 000 individus</p>
<p>D. Taille de la population très petite ou limitée Une des deux possibilités suivantes :</p> <p>1. Nombre d'individus matures</p> <p>2. population caractérisée par</p>	<p><50 sans objet</p>	<p><250 sans objet</p>	<p>< 1 000 zone d'occupation < 100km² ou moins de 5 sites</p>
<p>E. Analyse quantitative Indiquant que la probabilité d'extinction à l'état sauvage est d'au moins</p>	50 % en 10 ans ou 3 générations	20 % en 20 ans ou 5 générations	10 % en 100 ans

Bibliographie

- Aasen, O. 1963. Length and growth of the porbeagle (*Lamna nasus* Bonnaterre) in the northwest Atlantic. *Fiskeridir. Skr.* 13(6): 20.
- Adams, W.F. Sous presse. Smalltooth or wide sawfish *Pristispectinata*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Alverson, D.L., M.H. Freeman, S.A. Murawski and J.G. Pope. 1994. *A global assessment of fisheries bycatch and discards*. FAO Fisheries Technical Paper no. 339. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 233 pp.
- Amorim, A.F. 1992. Estudo da biologia, pesca e reprodução do caco azul, *Prionace glauca* L. 1758, capturado no sudeste e sul do Brasil. Doctoral Thesis, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, Sao Paulo, Brazil. 176 pp.
- Anderson, E.D. 1990a. Estimates of large shark catches in the western Atlantic and Gulf of Mexico, 1960–1986. In: Pratt, H.L. Jr., S.H. Gruber and T. Taniuchi (eds.) *Elasmobranchs as living resources: advances in the biology, ecology, systematics, and the status of fisheries*. Pp. 443–454. US Department of Commerce, NOAA Technical Report NMFS 90.
- Anderson, E.D. 1990b. Fishery models as applied to elasmobranch fisheries. In: Pratt, H.L. Jr., S.H. Gruber and T. Taniuchi (eds.) *Elasmobranchs as living resources: advances in the biology, ecology, systematics, and the status of fisheries*. Pp. 473–484. US Department of Commerce, NOAA Technical Report NMFS 90.
- Anderson, R.C. and H. Ahmed. 1993. *The Shark Fisheries of the Maldives*. Ministry of Fisheries and Agriculture, Republic of Maldives and Food and Agricultural Organization of the United Nations. 76 pp.
- Anonymous. 1995. Report of the Study Group on Elasmobranch Fishes. ICES CM 1995/G:3. International Council for the Exploration of the Sea. Copenhagen, Denmark.
- Anonymous. 1997. Biological and trade status of sharks. Report of the CITES Animals Committee (Pursuant to Resolution Conference 9.17).
- Arocha, F. 1997. The reproductive dynamics of swordfish *Xiphias gladius* L. and management implications in the northwestern Atlantic. Dissertation. University of Florida, Coral Gables, FL.
- Auster, P.J. and R.W. Langton. 1998. The effects of fishing. MS prepared under contract to the American Fisheries Society. Bethesda, Maryland, 57pp.
- Backus, R.H., S. Springer and E.L. Arnold. 1956. A contribution to the natural history of the white-tip shark, *Pterolamiops longimanus* (Poey) *Deep-Sea Research* 3: 178–188.
- Beamish, R.J. and G.A. McFarlane. 1987. Current trends in age determination methodology. In: Summerfelt, R.C. and G.E. Hall (eds.) *The Age and Growth of Fish*. Pp. 15–42. Iowa State Univ. Press, Ames, USA.
- Berrow, S.D., and C. Heardman. 1994. The basking shark *Cetorhinus maximus* (Gunnerus) in Irish waters – patterns of distribution and abundance. *Proc. Roy. Irish Acad.* 94B, 2: 101–107.
- Best, P.B. 1993. Increase rates in severely depleted stocks of baleen whales. *ICES J. mar. Sci.* 50: 169–186.
- Beverton, R.J.H. 1990. Small marine pelagic fish and the threat of fishing: are they endangered? *J. of Fish Biology* 37(Suppl.A): 15–16.
- Bigelow, H.B. and W.C. Schroeder. 1953. Sawfishes, guitarfishes, skates, rays, and chimaeroids. In: Tee Van, J., C.M. Breder, A.E. Parr, W.C. Schroeder and L.P. Schultz (eds.) *Fishes of the western North Atlantic*. 1(2): 1–514. Sears Foundation for Marine Research, Yale University. New Haven, CT (USA).
- Bonfil, R. 1990. Contribution to the fisheries biology of the silky shark *Carcharhinus falciformis* (Bibron 1839) from Yucatan, Mexico. MSc Thesis, University of Wales, Bangor. 77 pp.
- Bonfil, R. 1994. *Overview of world elasmobranch fisheries*. FAO Fisheries Technical Paper no. 341. Rome: FAO. 119pp.
- Bonfil, R. Sous presse. Silky shark *Carcharhinus falciformis*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Bonfil, R., R. Mena and D. de Anda. 1993. Biological parameters of commercially exploited silky sharks, *Carcharhinus falciformis*, from the Campeche Bank, Mexico. In: S. Branstetter (ed.) *Conservation Biology of Elasmobranchs*. NOAA Technical Report NMFS 115. US Department of Commerce.
- Brander, K. 1981. Disappearance of common skate *Raja batis* from Irish Sea. *Nature*, 290: 48–49.
- Brander, K. and D. Palmer. 1985. Growth rate of *Raja clavata* in the Northeast Irish Sea. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 42: 124–128.
- Branstetter, S. 1987a. Age and growth of newborn sharks held in laboratory aquaria, with comments on the life history of the Atlantic sharpnose shark, *Rhizoprionodon terraenovae*. *Copeia* 1987(2): 291–300.
- Branstetter, S. 1987b. Age growth and reproductive biology of the silky shark, *Carcharhinus falciformis*, and the scalloped hammerhead, *Sphyrna lewini*, from the northwestern Gulf of Mexico. *Env. Biol. Fishes* 19: 161–173.
- Branstetter, S. 1987c. Age and growth estimates for blacktip, *Carcharhinus limbatus*, and spinner, *C. brevipinna*, sharks from the northwestern Gulf of Mexico. *Copeia* 1987(4): 964–974.
- Branstetter, S. 1990. Early life-history implications of selected carcharhinoid and lamnoid sharks of the

- northwest Atlantic. In: Pratt, H.L. Jr., S.H. Gruber and T. Taniuchi (eds.) *Elasmobranchs as living resources: advances in the biology, ecology, systematics, and the status of fisheries*. Pp. 17–28. US Department of Commerce, NOAA Technical Report NMFS 90.
- Branstetter, S. 1997. Burning the candle at both ends. *Shark News* (Newsletter of the IUCN Shark Specialist Group), 9: 4.
- Branstetter, S. and G.H. Burgess. 1996. Commercial Shark Fishery Observer Program. Characterization and comparisons of the directed commercial shark fishery in the eastern Gulf of Mexico and off North Carolina through an observer program. Final Report, MARFIN Award NA47FF0008, 33pp. + 11 tables + 20 figs.
- Branstetter, S. and J.A. Musick. 1994. Age and growth estimates for the sand tiger shark in the Northwestern Atlantic Ocean. *Transactions of the American Fisheries Society* 123: 242–254.
- Branstetter, S. and R. Stiles. 1987. Age and growth estimates of the bull shark, *Carcharhinus leucas*, from the northern Gulf of Mexico. *Environ. Biol. Fishes*. 20(3): 169–181.
- Branstetter, S., J.A. Musick and J.A. Colvocoresses. 1987. A comparison of the age and growth of the tiger shark, *Galeocerdo cuvieri*, from off Virginia and from the northwestern Gulf of Mexico. *US National Marine Fisheries Service Fishery Bulletin* 85: 269–79.
- Brown, C.A. and S.H. Gruber. 1988. Age assessment of the lemon shark, *Negaprion brevirostris*, using tetracycline validated vertebral centra. *Copeia* 1988(3): 747–753.
- Bryant, D., L. Burke, J. McManus and M. Spalding. 1998. Reefs at Risk. A Map-based Indicator of Threats to the World's Coral Reefs. World Resources Institute, International Center for Living Aquatic Resource Management, World Conservation Monitoring Centre, and United Nations Environment Programme. 56pp.
- Burgess, G.H. and S. Branstetter. Sous presse. Blacktip shark *Carcharhinus limbatus*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Burgess, G.H., C.A. Simpfendorfer and A. Amorim. Sous presse. Bull shark *Carcharhinus leucas*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Cailliet, G.M. Sous presse a. Bat ray *Myliobatis californica*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Cailliet, G.M. Sous presse b. Pacific angel shark *Squatina californica*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Cailliet, G.F. and H.F. Mollet. 1997. Preliminary demographic analysis of the shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*. Program and Abstracts of 77th Annual Meeting of American Society of Ichthyology and Herpetology. 88pp.
- Cailliet, G.M., L.K. Martin, J.T. Harvey, D. Kusher and B.A. Welden. 1983. Preliminary studies on the age and growth of blue, *Prionace glauca*, common thresher, *Alopias vulpinus*, and shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, sharks from Californian waters. In: Prince, E.D. and L.M. Pulos (eds.) *Proceedings of the international workshop on age determination of oceanic pelagic fishes: Tunas, billfishes, and sharks*. NOAA Technical Report, NMFS 8. Pp. 179–188.
- Cailliet, G.M., L.J. Natanson, B.A. Weldon and D.A. Ebert. 1985. Preliminary studies on the age and growth of the white shark *Carcharodon carcharias*, using vertebral bands. *South. Calif. Acad. Sci. Memoirs* 9: 49–60.
- Cailliet, G.M., R.L. Radtke and B.A. Welden. 1986. Elasmobranch age determination and verification: a review. In: Uyeno, T., R. Arai, T. Taniuchi and K. Matsuura (eds.) *Indo-Pacific Fish Biology: Proceedings of the Second International Conference on Indo-Pacific Fishes*. Pp. 345–360. Tokyo: Ichthyological Society of Japan.
- Cailliet, G.M., H.F. Mollet, G.G. Pittenger, D. Bedford and L.J. Natanson. 1992. Growth and demography of the Pacific angel shark (*Squatina californica*), based upon tag returns off California. *Australian J. Marine. Freshwater Res.* 43: 1313–1330.
- Camhi, M.D. 1993. The role of nest site selection in loggerhead (*Caretta caretta*) sea turtle nest success and sex ratio control. Dissertation. Rutgers University, New Brunswick, NJ. 251 pp.
- Camhi, M. 1998. *Sharks on the Line: a State-by-State analysis of sharks and their fisheries*. National Audubon Society Living Oceans Program. USA.
- Camhi, M., J. Musick and C. Simpfendorfer. Sous presse. Dusky shark *Carcharhinus obscurus*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Capape, C. 1977. Contribution a la biologie des Rajidae des cotes tunisiennes X. *Raja clavata* Linne, 1758: Etude complementaire de la fecondite. *Bull. Off. natn. Pech. Tunisie*, 1(2): 169–172.
- Capape, C. and J. Mellinger. 1988. Nouvelles donnees sur la biologie de la reproduction du milandre, *Galeorhinus galeus* (Linne, 1758), (Pisces, Triakidae) des cotes tunisiennes. *Cah. Biol. Mar.* 29: 135–146.
- Carlson, J.K. and G.R. Parsons. 1997. Age and growth of the bonnethead shark, *Sphyrna tiburo*, from northwest Florida with comments on clinal variation. *Env. Biol. Fish.* 50:331–341.
- Carrier, J.C. 1991. Growth and aging: life history studies of the nurse shark. In: Gruber, S.H. (ed.) *Discovering Sharks*. Pp. 68–69. Amer. Littoral Soc. sp. publ. 14.
- Casey, J. and R. Myers. 1998. Near extinction of a large, widely distributed fish. *Science* 281: 690–692.
- Casey, J.G. and L.J. Natanson. 1992. Revised estimates of age and growth of the sandbar shark (*Carcharhinus plumbeus*) from the western North Atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 1474–1477.
- Casey, J.G., H.L. Pratt Jr. and C.E. Stillwell. 1985. Age and growth of the sandbar shark (*Carcharhinus plumbeus*) from the western North Atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 963–975.

- Castro, J.I. 1993. The shark nursery of Bulls Bay, South Carolina, with a review of the shark nurseries of the southeastern coast of the United States. *Env. Biol. Fishes* 38: 37–48.
- Castro, J.I. 1996. Biology of the blacktip shark, *Carcharhinus limbatus*, off the southeastern United States. *Bull. Mar. Sci.* 59: 508–522.
- Castro, J.I. 1997. Reproductive biology of the nurse shark, *Ginglymostoma cirratum*. Programme and Abstracts of the 77th Annual Meeting of the American Society of Ichthyologists and Herpetologists.
- Castro, J.A. and J. Mejuto. 1995. Reproductive parameters of blue shark, *Prionace glauca*, and other sharks in the Gulf of Guinea. *Marine and Freshwater Research* 46, 967–973.
- Chang, W.-B., M.-Y. Leu and L.-S. Fang. 1997. Embryos of the whale shark *Rhincodon typus*: early growth and size distribution. *Copeia* 1997 (2): 444–446.
- Chen, H.K. 1996. *Shark fisheries and trade in sharks and shark products in Southeast Asia*. TRAFFIC International, Cambridge, UK.
- Chen, G.C.T., K.M. Liu, S.J. Joung and M.J. Phipps. 1996. Shark Fisheries and Trade in Taiwan. Unpublished TRAFFIC report. 48pp.
- Clark, E. and K. von Schmidt. 1965. Sharks of the central Gulf coast of Florida. *Bull. Mar. Sci.* 15(1): 13–83.
- Clemens, W.A. and G.V. Wilby. 1961. *Fishes of the Pacific Coast of Canada*. Fisheries Research Board of Canada. Bulletin No. 68.
- Cliff, G. and S.F.J. Dudley. 1992. Protection against shark attack in South Africa, 1952–1990. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 43: 263–272.
- Cliff, G., S.F.J. Dudley and B. Davis. 1990. Sharks caught in the protective gill nets of Natal, South Africa. 3. The shorfin mako shark *Isurus oxyrinchus* (Rafmesque). *South African Journal of Marine Science*, 9: 115–126.
- Compagno, L.J.V. 1984. *Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date*. *FAO Fish Synop.* 125, part I: 1–249, part II: 251–655.
- Compagno, L.J.V. Sous presse a. Broadnose sevengill shark *Notorynchus cepedianus*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Compagno, L.J.V. Sous presse b. World list of chondrichthyan fishes. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Compagno, L.J.V. and S.F. Cook. 1995. The exploitation and conservation of freshwater elasmobranchs: status of taxa and prospects for the future. In: Oetinger, M.I., and G.D. Zorzi (eds.) *The biology of freshwater elasmobranchs. Journal of Aquaculture and Aquatic Sciences*, 7: 62–90.
- Compagno, L.J.V. and S.F. Cook. 1996. Status of the kitefin shark *Dalatias licha*. *Shark News* (Newsletter of the IUCN Shark Specialist Group), 7: 4.
- Compagno, L.J.V. and S.F. Cook. Sous presse a. Giant freshwater stingray *Himantura chaophrya*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Compagno, L.J.V. and S.F. Cook. Sous presse b. Great-tooth or freshwater sawfish *Pristis microdon*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Compagno, L.J.V. and S.F. Cook. Sous presse c. Kitefin shark *Dalatias licha*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Compagno, L.J.V. and S.F. Cook. Sous presse d. Pristiformes, sawfishes: Introduction. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Cook, S., L. Compagno and M. Oetinger. 1995. Status of the largetooth sawfish *Pristis perotteti*. *Shark News* (Newsletter of the IUCN Shark Specialist Group), 4:5.
- Cook, S.F., L.J.V. Compagno and M.I. Oetinger. Sous presse a. Largetooth sawfish *Pristis perotteti*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Cook, S.F., G. Zorzi and L.J.V. Compagno. Sous presse b. Deepsea skate *Bathyraja abyssicola*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Cortes, E. 1995. Demographic analysis of the Atlantic sharpnose shark, *Rhizoprionodon terraenovae*, in the Gulf of Mexico. *Fishery Bulletin* 93(1): 5766.
- Cortes, E. Sous presse a. Demographic analysis as an aid in shark stock assessment and management. *Fisheries Research*.
- Cortes, E. Sous presse b. Atlantic sharknose shark *Rhizoprionodon terraenovae*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Cortes, E. Sous presse c. Bonnethead shark *Sphyrna tiburo*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Cortes, E., and G.R. Parsons. 1996. Comparative demography of two populations of the bonnethead shark (*Sphyrna tiburo*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53:709–718.
- Crouse, D.T., L.B. Crowder and H. Caswell. 1987. A stage-based population model for loggerhead sea turtles, and implications for conservation. *Ecology* 68: 1412–1423.
- Darling, J.D. and K.E. Keogh. 1994. Observations of baskingsharks *Cetorhinus maximus* in Clayoquot Sound, British Columbia. *Canadian Field Naturalist* 108: 199–210.
- Dayton, P.K. 1998. Reversal of the burden of proof in fisheries management. *Science* 279: 821–822.
- De Crosta, M.A., L.R. Taylor and J.D. Parrish. 1984. Age determination growth and energetics of three species of carcharhinid sharks in Hawaii. In: *Proceedings of the Second Symposium on Resource Investigations in the Northwestern Hawaiian Islands*. Vol. 2, pp 75–95. (University of Hawaii Sea Grant Miscellaneous Report 84–01.)
- DeLacy, A.C. and W.M. Chapman. 1935. Notes on Un peu elasmobranchs of Puget Sound, with descriptions of their egg cases. *Copeia*, 1935(2): 63–67.
- Didier, D. Sous presse. Chimaeroid fishes. In: Fowler *et al.* sous presse b.

- Du Buit, M.H. 1972. Etude du stock de raies de la mer Celtique. *Trav. Lab. Biol. Halieutique, Université de Rennes*, 6: 13–31.
- Du Buit, M.H. 1976. Age et croissance de *Raja batis* et de *Rajanaevis* en Mer Celtique. *Cons. int. Explor. Mer*, 37(3): 261–265.
- Dudley, S.F.J. and G. Cliff. 1993. Sharks caught in the protective gill nets off Natal, South Africa. 7. The blacktip shark, *C. limbatus* (Valenciennes). *S. Afr. J. Mar. Sci.* 13:237–254.
- Dulvy, N.K. and J.D. Reynolds. In preparation. How many more skates face extinction?
- Dulvy, N.K., J.D. Reynolds, J.D. Metcalfe and J. Glanville. In preparation. Fisheries stability belies local extinctions and shifts in community structure in skates. *Conservation Biology*.
- Ebert, D.A. 1989. Life history of the sevengill shark, *Notorynchus cepedianus* Peron, in two Northern California Bays. *Calif. Fish Game* 75(2): 102–112.
- Ebert, D.A. 1990. The taxonomy, biogeography and biology of cow and frilled sharks (Chondrichthyes: Hexachiformes). PhD thesis, Rhodes University: vii + 308 pp + 44 pp of Appendices.
- Ellis, J. Sous presse. Thornback skate or ray *Raja clavata*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Ellis, J. and N. Dulvy. Sous presse. Big skate *Raja binoculata*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Ellis, J.R. and S.E. Shackley. 1995. Observations on egg laying in the thornback ray. *Journal of Fish Biology* 46: 903–904.
- Ellis, J. and P. Walker. Sous presse. Common skate *Raja batis*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Fahy, E. 1991. The southeastern ray *Raja* spp. fishery, with observations on the growth of rays in Irish waters and their commercial grading. *Ir. Fish. Invest. Ser. B*, 37: 18pp.
- FAO Fisheries Department. 1994. *World review of highly migratory species and straddling stocks*. FAO Fisheries Technical Paper, no. 337. Rome: FAO. 70pp.
- FAO. 1995. Precautionary approach to fisheries. Part 1: Guidelines on the precautionary approach to capture fisheries and species introductions. *FAO Fish. Tech. Paper* 350/1. 52pp.
- FAO. 1998. International Plan of Action for the conservation and management of sharks. Document FI:CSS/98/3. FAO Fisheries Department Consultation on the management of fishing capacity, shark fisheries and incidental catch of seabirds in longline fisheries. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, October 1998.
- Fergusson, I.K. 1996. Report on the distribution and autecology of the white shark *Carcharodon carcharias* in the North-Eastern Atlantic and Mediterranean Sea. In: Klimley, A.P. and D.G. Ainley (eds.) *Great white sharks: Ecology and Behaviour*. Chapter 30, pp 321–345. Academic Press, Orlando.
- Fergusson, I.K., L.J.V. Compagno and M.A. Marks. Sous presse. White shark *Carcharodon carcharias*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Fleming, E.H. and P.A. Papageorgiou. 1997. *Shark Fisheries and Trade in Europe*. 78pp. TRAFFIC.
- Fordham, S.V. Sous presse. Spiny dogfish *Squalus acanthias*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Forrester, C.R., K.S. Ketchen and C.C. Wong. 1972. Mercury content of spiny dogfish (*Squalus acanthias*) in the strait of Georgia, British Columbia. *Journal of Research Board of Canada* 29, 1487–1490.
- Fourmanoir, P. 1961. Requins de la côte ouest de Madagascar. *Mem. Inst. Sci. Madagascar (Ser. F)*. 4: 1–81.
- Fowler, S.L. 1996a. Red list assessments for sharks and rays. *Shark News* (Newsletter of the IUCN Shark Specialist Group), 8: 4–5.
- Fowler, S.L. 1996b. Status of the basking shark, *Cetorhinus maximus* (Gunnerus). *Shark News* (Newsletter of the IUCN Shark Specialist Group), 6: 4.
- Fowler, S.L. Sous presse a. IUCN Red List Assessments. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Fowler, S.L. Sous presse b. Basking shark, *Cetorhinus maximus*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Fowler, S.L., B.M. Manjaji, R.D. Cavanagh, L.J.V. Compagno, S.G. Mycock and P. Last. Sous presse a. Elasmobranch biodiversity, conservation and management in Sabah. Proceedings of the 5th Indo-Pacific Fish Conference, Noumea, New Caledonia, November 1997. *Cybium*.
- Fowler, S.L., R.D. Cavanagh, M. Camhi, G. Burgess, G.M. Cailliet, S. Fordham, C.A. Simpfendorfer and J. Musick. Sous presse b. *Sharks, rays and chimaeras: the status of the chondrichthyan fishes*. IUCN/SSC Shark Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK.
- Fowler, S.L., M. Camhi, G. Burgess, S. Fordham and J. Musick. In preparation. *Sharks, rays and chimaeras: A Global Action Plan for the chondrichthyan fishes*. IUCN/SSC Shark Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK.
- Francis, M.P. 1996. Observations on a pregnant female white shark (*Carcharodon carcharias*), with a review of reproduction in the species. In: Klimley, A.P. and D.G. Ainley (eds.) *Great white sharks: Ecology and Behaviour*. Academic Press, Orlando.
- Francis, M.P. and L.H. Griggs. 1997. Shark bycatch in New Zealand's tuna longline fisheries (Abstract). 5th Indo-Pacific Fish Conference, Noumea, New Caledonia, 3–8 November 1997, p. 31.
- Frazer, N.B. and L.M. Ehrhart. 1985. Preliminary growth models for green (*Chelonia mydas*) and loggerhead (*Caretta caretta*) turtles in the wild. *Copeia* 1985: 73–79.

- Gales, R. 1993. Co-operative mechanisms for the conservation of albatross. Australian Nature Conservation Agency. Hobart, Tasmania.
- Gauld, J. 1979. Reproduction and fecundity of the Scottish-Norwegian stocks of spurdogs *Squalus acanthias*, (L.) ICES CM. 1979/H:54. 16 pp.
- Gauld, J.A. 1989. Records of porbeagles landed in Scotland, with observations on biology, distribution and exploitation of the species. *Scottish Fisheries Research Report* no. 45. Department of Agriculture and Fisheries for Scotland. Aberdeen.
- Gilmore, R.G. 1993. Reproductive biology of lamnoid sharks. *Environmental Biology of Fishes* 38:95–114.
- Gilmore, R.G.D., J.W. Dodrill and P.A. Linley. 1983. Reproduction and embryonic development of the sand tiger shark, *Odontaspis taurus* (Rafinesque). *Fisheries Bulletin* 81(2):201–225.
- Goldman, K. 1998. Demographic analyses for sand tiger sharks and dusky sharks. Part 3. In: VIMS Shark Ecology Program, J.A. Musick, J. Gelsleichter, R.D. Grubbs, and K. Goldman. Appendix SB-IV-13. NOAA/NMFS Shark Evaluation Workshop, June 1998. Panama City, FL, 3 pp.
- Goldman, K. Sous presse. Thresher shark *Alopias vulpinus*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Grant, C.J., R.L. Sandland and A.M. Olsen. 1979. Estimation of growth, mortality, and yield per recruit of the Australian school shark, *Galeorhinus galeus* (Macleay), from tag recoveries. *Austr. J. Mar. Freshw. Res.* 30: 625–637.
- Hamlett, W.C. 1997. Reproductive modes of elasmobranchs. *Shark News* (Newsletter of the IUCN Shark Specialist Group) 9: 1–3.
- Hanfee, F. 1997. *Trade in Sharks and Shark Products in India, A preliminary survey*. 50pp. TRAFFIC.
- Hazin, F.H.V. 1993. Fisheries-oceanographical study on tunas, billfishes and sharks in the southwestern equatorial Atlantic Ocean. Doctoral thesis, Graduate School of Fisheries, Tokyo University of Fisheries, 286 pp.
- Heupel, M. Sous presse. Blacktip reef shark *Carcharhinus melanopterus*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Hillborn, R. and C.J. Walters. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment*. Chapman and Hall, New York. 570 pp.
- Hinman, K. and C. Safina. 1992. Summary and Recommendations. In: R.H. Stroud (ed.) *Stemming the tide of coastal fish habitat loss. Marine Recreational Fisheries* 14. Proceedings of a Symposium on conservation of coastal fish habitat, Baltimore, Maryland, March 1991. National Coalition for Marine Conservation, Georgia, USA.
- Hitz, C.R. 1964. Observations on egg cases of the big skate (*Rajabinoculata* Girard) found in Oregon coastal waters. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 21: 851–854.
- Hoening, J.M., and S.H. Gruber. 1990. Life-history patterns in the elasmobranchs: implications for fisheries management. In: Pratt, H.L. Jr., S.H. Gruber and T. Taniuchi (eds.) *Elasmobranchs as living resources: advances in the biology, ecology, systematics, and the status of fisheries*. Pp. 1–16. US Department of Commerce, NOAA Technical Report NMFS 90.
- Hoey, J.J., R.J. Conser and A.R. Bertolino. 1990. The western North Atlantic swordfish. In: *Audubon Wildlife Report* 1989/1990: 457–177.
- Hoff, T.B. and J.A. Musick. 1990. Western North Atlantic shark-fishery management problems and informational requirements. In: Pratt, H.L. Jr., S.H. Gruber and T. Taniuchi (eds.) *Elasmobranchs as living resources: advances in the biology, ecology, systematics, and the status of fisheries*. Pp. 455–472. US Department of Commerce, NOAA Technical Report NMFS 90.
- 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. New York: John Wiley and Sons.
- Holden, M.J. 1975. The fecundity of *Raja clavata* in British waters. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 36(2): 110–118.
- Holden, M.J. and M.R. Vince. 1973. Age validation studies on the centra of *Raja clavata* using tetracycline. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 35(1): 13–17.
- Huntsman, G.R. Sous presse. Groupers (Serranidae, Epinephelinae): Endangered apex predators of reef communities. In: Musick, J.A. (ed.) *Ecology and Conservation of long-lived animals*. Proceedings of Symposium held during the American Fisheries Society 127th Annual meeting, 25–28 August 1997, Monterey, California.
- ICCAT. 1996. SCRS Executive Summary. Swordfish Detailed Report, Oct. 19 1996. Madrid, Spain.
- IUCN. 1996. *1996 IUCN Red List of Threatened Animals*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Jensen, A.C. 1965. Life history of the spiny dogfish. *Fish. Bull.* 65: 527–554.
- Jones, B.C. and G.H. Geen. 1977. Age and growth of spiny dogfish (*Squalus acanthias* L.) in the Strait of Georgia, British Columbia. *Fish. Mar. Serv. Res. Dev. Tech. Rep.* 669: 16 pp.
- Joung, S.J., C.T. Chen, E. Clark, S. Uchida and W.Y.P. Huang. 1996. The whale shark, *Rhincodon typus*, is a livebearer: 300 embryos found in one 'megamamma' supreme. *Environmental Biology of Fishes*, 46:219–223.
- Ketchen, K.S. 1975. Age and growth of dogfish *Squalus acanthias* in British Columbia waters. *Journal of the Fisheries Research Board Canada* 32: 43–59.
- Killam, K.A. and G.R. Parsons. 1989. Age and growth of the blacktip shark, *C. limbatus*, near Tampa Bay, Florida. *Fish. Bull.* US 87(4): 845–858.

- Klinowska, M. and J. Cooke. 1991. *Dolphins, Porpoises and Whales of the World. The IUCN Red Data Book*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 429 pp.
- Kotas, J.E. Sous presse. Scalloped hammerhead *Sphyrna lewini*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Krough, M. 1994. Spatial, seasonal and biological analysis of sharks caught in the New South Wales Protective Beach meshing program. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 45: 1089–1106.
- Kunzlik, P.A. 1988. The basking shark. *Scottish Fisheries Information Pamphlet No. 14*. Department of Agriculture and Fisheries for Scotland. Aberdeen.
- Last, P.R. and J.D. Stevens. 1994. *Sharks and rays of Australia*. CSIRO Division of Fisheries. 513 pp.
- Laurie, A.H. 1937. The age of female blue whales and the effect of whaling on the stock. *Discovery Rep.* 15: 223–284.
- Laursen, L. and M. Bekoff. 1978. *Loxodonta africana*. *Mammalian Species* 92: 1–8.
- Leet, W.S., C.M. Dewees and C.W. Haugen. 1992. *California's living marine resources and their utilization*. California Sea Grant Extension Publication UCSGEP-92-12: 257 pp.
- Lenanton, R.C.J., D.I. Heald, M. Platell, M. Cliff and J. Shaw. 1990. Aspects of the reproductive biology of the gummy shark, *Mustelus antarcticus* Günther, from waters off the south coast of Western Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 41: 807–822.
- Lessa, R.P.T. 1982. Biologie et Dynamique des Populations de *Rhinobatos horkelii* du plateau Continental du Rio Grande do Sul. These de Doctorat. Faculté des Sciences de Brest, Université de Bretagne Occidentale, 250 pp.
- Lessa, R. and C.M. Vooren. Sous presse. Brazilian guitarfish *Rhinobatos horkelii*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Lessa, R., C.M. Vooren and J. Lahaye. 1986. Desenvolvimento e Ciclo Sexual das femeas, migracoes e fecundidade da Viola, *Rhinobatos horkelii* (Muller & Henle, 1841) do Sul do Brasil. *Atlantica*, Rio Grande, 5–34p.
- Lockyer, C. 1984. Review of baleen whale (Mysticeti) reproduction and implications for management. *Rep. int. Whal. Commn* (Special Issue 6): 27–50.
- McFarlane, G.A. and R.J. Beamish. 1987. Validation of the dorsal spine method of age determination for spiny dogfish. In: Summerfelt, R.C and G.E. Hall (eds.) *The Age and Growth of Fish*. Pp. 287–300. Iowa State Univ. Press, Ames, USA.
- McNally, K. 1976. *The Sun-Fish Hunt*. Blackstaff Press, Belfast.
- McPherson, G., N.A. Gribble and B. Lane. 1998. Shark control risk management in Queensland: a balance between acceptable levels of bather safety, public responsibility and shark catch. In: Gribble, N.A., G. McPherson and B. Lane (eds.) *Shark Management and Conservation*. Proceedings from the Sharks and Man workshop of the Second World Fisheries Congress, Brisbane, Australia, August 1996.
- Marshall, N.T. and R. Barnett (eds.). 1997. *Trade Review: The Trade in Sharks and Shark Products in the Western Indian and Southeast Atlantic Oceans*. 132pp. TRAFFIC.
- Martin, L.K. and G.M. Cailliet. 1988a. Age and growth of the bat ray, *Myliobatis californica*, off central California. *Copeia* 1988(3): 762–773.
- Martin, L.K. and G.M. Cailliet. 1988b. Aspects of reproduction in the bat ray, *Myliobatis californica*, in central California. *Copeia* 1988(3): 754–761.
- Martin, L. and Zorzi, G.D. 1993. Status and review of the California skate fishery. *NOAA Tech. Rep. NMFS* 115: 39–52.
- Mollet, H.F., G. Cliff, H.L. Pratt and J.D. Stevens. 1997. Reproductive parameters of the shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*. Program and Abstracts of 77th Annual Meeting of American Society of Ichthyology and Herpetology. Pp. 214.
- Morrissey, J.F. and S.H. Gruber. 1993. Home range of juvenile lemon sharks, *Negaprion brevirostris*. *Copeia* 1993(2): 425–434.
- Moulton, P.M., T.I. Walker and S.R. Saddler. 1992. Age and growth studies of gummy shark, *Mustelus antarcticus* Günther, and school shark, *Galeorhinus galeus* (Linnaeus), from southern-Australian waters. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 43, 1241–1267.
- Musick, J. 1995. Critically endangered large coastal sharks, a case study: the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus* (Nardo, 1827). *Shark News* (Newsletter of the IUCN Shark Specialist Group), 5: 6–7.
- Musick, J.A. 1997. Stocks at risk. *Fisheries*. 22(7): 31–32.
- Musick, J.A. 1998. Endangered marine fishes: criteria and identification of North American stocks at risk. *Fisheries* 23(2): 28–30.
- Musick, J. Sous presse. Sandbar shark *Carcharhinus plumbeus*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Musick, J.A. and J.A. Colvocoresses. 1988. Seasonal recruitment of subtropical sharks in Chesapeake Bight, USA. In: Yanez, A., Y. Arancibia and D. Pauly (eds.) Workshop on recruitment in tropical coastal demersal communities. Campeche, Mexico, 21–25 April 1986. FAO/UNESCO, I.O.C. Workshop Rept. No. 44.
- Musick, J.A., S. Branstetter and J.A. Colvocoresses. 1993. Trends in shark abundance from 1974 to 1991 for the Chesapeake Bight region of the U.S. Mid-Atlantic coast. In: Branstetter, S. (ed.) *Conservation Biology of Elasmobranchs*. NOAA Technical Report NMFS 115, pp. 1–18.

- Nakano, H. 1994. Age, reproduction and migration of blue shark in the North Pacific Ocean. *Bulletin of National Research Institute of Far Seas Fisheries*, 31: 141–256.
- Nammack, M.F., J.A. Musick and J.A. Colvocoresses. 1985. Life history of spiny dogfish off the Northeastern United States. *Transactions of the American Fisheries Society* 114: 367–376.
- Natanson, L.J. and G.M. Cailliet. 1986. Reproduction and development of the Pacific angel shark, *Squatina californica*, off Santa Barbara, California. *Copeia* 1986 (4): 987–994.
- Natanson, L.J. and G.M. Cailliet. 1990. Vertebral growth zone deposition in Pacific angel sharks. *Copeia* 1990 (4): 1133–1145.
- Natanson, L.J., J.G. Casey and N.E. Kohler. 1995. Age and growth estimates for the dusky shark, *Carcharhinus obscurus*, in the western North Atlantic Ocean. *Fish. Bull.* 93: 116–126.
- National Marine Fisheries Service. 1995. Status of the Fishery Resources off the Northeastern United States for 1994. NOAA/Dept. Of Commerce. Woods Hole, MA. 140 pp.
- NOAA (National Oceanographic and Atmospheric Administration). 1996. 1996 Report of the Shark Evaluation Workshop. NMFS, NOAA, Dept. of Commerce. June 1996. 80 pp.
- NOAA (National Oceanographic and Atmospheric Administration). 1998a. 1998 Report of the Shark Evaluation Workshop. NMFS, NOAA, Dept. of Commerce. June 1998. 109 pp.
- NOAA (National Oceanographic and Atmospheric Administration). 1998b. Advisory Report on Stock Status (SAW-26 Corrigendum—spiny dogfish). NOAA, NMFS, NEFSC Woods Hole, Massachusetts.
- Norman, B. Sous presse. Whale shark *Rhincodon typus*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Notarbartolo di Sciara, G. Sous presse. Dark clouds on Mediterranean elasmobranchs: the case of the endemic skates. *Shark News*.
- Nottage, A.S. and E.J. Perkins. 1983. Growth and maturation of roker, *Raja clavata* L. in the Solway Firth. *J. Fish Biol.* 23: 43–48.
- Nowell, K. and P. Jackson. 1996. *Wildcats: Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Cat Specialist Group. 406 pp.
- Ohsumi, S. 1979. Interspecies relationships among some biological parameters in cetaceans and estimation of the natural mortality coefficient of the Southern Hemisphere minke whale. *Rep. int. Whal. Commn* 29: 397–406.
- Oliver, A. 1997. Draft discussion paper pursuant to CITES Resolution CONF. 9.17. An overview of the biological status of shark species. US National Marine Fisheries Service. Report prepared for the CITES Animals Committee, Silver Springs, Maryland. 53pp + appendices.
- Oliver, A. and T. Walker (eds.). 1998a. Draft Report of the NW Atlantic, Gulf of Mexico and Caribbean Sea Regional Strategy Development Workshop for the Conservation and Management of Sharks. Held 4–5 December 1997, Mote Marine Laboratory, Sarasota, Florida, USA.
- Oliver, A. and T. Walker (eds.). 1998b. Draft Report of the Indo-Pacific Regional Strategy Development Workshop for the Conservation and Management of Sharks. Held 9–10 November 1997, South Pacific Commission, Noumea, New Caledonia.
- Oliver, A. and T. Walker (eds.). 1998c. Draft Report of the Eastern Pacific Regional Strategy Development Workshop for the Conservation and Management of Sharks. Held 7–8 December 1997, Monterey Bay Aquarium, Monterey, California, USA.
- Olsen, A.M. 1954. The biology, migration, and growth rate of the school shark, *Galeorhinus australis* (Macleay) (Carcharhinidae) in south-eastern Australian waters. *Austr. J. Mar. Freshw. Res.* 5: 353–410.
- Parker, H.W. and F.C. Stott. 1965. Age, size and vertebral calcification in the basking shark *Cetorhinus maximus* (Gunnerus). *Zoologische Mededelingen*, 40(34): 305–319.
- Parsons, G.R. 1983. Examination of vertebral rings of the Atlantic sharpnose shark, *Rhizoprionodon terraenovae*. *Northeast Gulf Sci.* 6 (1): 63–66.
- Parsons, G.R. 1985. Growth and age estimation of the Atlantic sharpnose shark, *Rhizoprionodon terraenovae*: a comparison of techniques. *Copeia* 1985(1): 80–85.
- Parsons, G.R. 1993a. Age determination and growth of the bonnethead shark *Sphyrna tiburo*: a comparison of two populations. *Mar. Biol.* 117: 23–31.
- Parsons, G.R. 1993b. Geographic variation in reproduction between two populations of the bonnethead shark, *Sphyrna tiburo*. *Environ. Biol. Fishes* 38: 25–35.
- Paterson, R.A. 1990. Effects of long-term anti-shark measures on target and non-target species in Queensland, Australia. *Biological Conservation* 52: 147–159.
- Pauly, D. 1978. A critique of some literature on the growth, reproduction and mortality of the lamnid shark *Cetorhinus maximus* (Gunnerus). *ICES Pelagic Fish Committee paper CM*. 1978/H:17.
- Peres, M.B. and C.M. Vooren. 1991. Sexual development, reproductive cycle, and fecundity of the school shark *Galeorhinus galeus* off southern Brazil. *Fishery Bulletin* 89: 655–667.
- Phipps, M.J. 1996. *Shark Fisheries and Trade in the East Asian Region*. TRAFFIC International, Cambridge, UK.

- Pollard, D.A. and A.K. Smith. Sous presse. Sand tiger shark *Carcharias taurus*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Pollard, D.A., M.P. Lincoln Smith and A.K. Smith. 1996. The biology and conservation status of the grey nurse shark (*Carcharias taurus* Rafmesque 1810) in New South Wales, Australia. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 6: 1–20.
- Pratt, H.L. 1979. Reproduction in the blue shark, *Prionace glauca*. *Fishery Bulletin*. 77: 445–470.
- Pratt, H.L. and J.G. Casey. 1983. Age and growth of the shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, using four methods. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40 (11): 1944–1957.
- Pratt Jr., H.L. and J.G. Casey. 1990. Shark reproductive strategies as a limiting factor in directed fisheries, with a review of Holden's method of estimating growth-parameters. In: Pratt, H.L. Jr., S.H. Gruber and T. Taniuchi (eds.) *Elasmobranchs as living resources: advances in the biology, ecology, systematics, and the status of fisheries*. Pp. 97–109. US Department of Commerce, NOAA Technical Report NMFS 90.
- Randall, J.E. 1992. Review of the biology of the tiger shark (*Galeocerdo cuvier*). *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 43: 21–31.
- Richardson, J.I. and T.H. Richardson. 1982. An experimental population model for the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*). In: Bjørndal, K.A. (ed.) *Biology and Conservation of Sea Turtles*. Pp 165–176. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Ripley, W.E. 1946. The biology of the soupfin *Galeorhinus zygoterus* and biochemical studies of the liver. *California Fishery Bulletin* 64: 1–96.
- Roedel, P.M. and W.E. Ripley. 1950. *California sharks and rays*. *Fish Bull. Calif. Dep. Fish Game*, 75, 88pp.
- Rose, D.A. 1996. *An overview of world trade in sharks and other cartilaginous fishes*. TRAFFIC International, Cambridge, UK.
- Rose, D.A. 1998. *Shark Fisheries and Trade in the Americas, Volume 1: North America*. 143pp. TRAFFIC.
- Ryland, J.S. and T.O. Ajayi. 1984. Growth and population dynamics of three *Raja* species in Carmarthen Bay, British Isles. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 41: 111–120.
- Sant, G. and E. Hayes (eds.). 1996. *The Oceania Region's Harvest, Trade and Management of Sharks and other Cartilaginous Fish: An Overview*. 70pp. TRAFFIC.
- Saunders, M.W. and G.A. McFarlane. 1993. Age and length at maturity of the female spiny dogfish, *Squalus acanthias*, in the Strait of Georgia, British Columbia, Canada. *Env. Biol. Fishes* 38: 49–57.
- Seki, T., T. Taniuchi, M. Shimizu and H. Nakano. Undated MS. Age, growth and reproduction of the oceanic whitetip shark from the north Pacific. National Research Institute of Far Seas Fisheries, Shimizu, Japan.
- Simpfendorfer, C.A. 1993. Age and growth of the Australian sharpnose shark *Rhizoprionodon taylori* from North Queensland, Australia. *Environmental Biology of Fishes*. 36: 233–241.
- Simpfendorfer, C.A. Sous presse a. Mortality estimates and demographic analysis for the Australian sharpnose shark (*Rhizoprionodon taylori*) from Northern Australia. *Fishery Bulletin*.
- Simpfendorfer, C.A. Sous presse b. Tiger shark *Galeocerdo cuvier*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Simpfendorfer, C.A. Sous presse c. Whitespotted wedgefish or giant guitarfish *Rhynchobatus djiddensis*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Simpfendorfer, C.A. and N.E. Milward. 1993. Utilisation of a tropical bay as a nursery area by sharks of the families Carcharhinidae and Sphymidae. *Environmental Biology of Fishes* 37:337–345.
- Smale, M.J. Sous presse a. Oceanic whitetip shark *Carcharhinus longimanus*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Smale, M.J. Sous presse b. Whitetip reef shark *Triaenodon obesus*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Sminkey, T.R. 1996. Demographic analyses of natural and exploited populations of three large coastal sharks. Document SB-III-8 of the 1996 Report of the Shark Evaluation Workshop. June 1996. Southeast Fisheries Science Center, Miami, FL. 5 pp.
- Sminkey, T.R. and J.A. Musick, 1995. Age and growth of the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus*, before and after population depletion. *Copeia* 4: 871–883.
- Sminkey, T.R. and J.A. Musick. 1996. Demographic analysis of the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus*, in the western North Atlantic. *Fisheries Bulletin* 94: 341–347.
- Smith Jr., K.L. 1978. Metabolism of the abyssopelagic rattail *Coryphaenoides armatus* measured in situ. *Nature*, London 274: 362–364.
- Smith Jr., K.L. and N.O. Brown. 1983. Oxygen consumption of pelagic juveniles and demersal adults of the deep-sea fish *Sebastolobus altivelis*, measured at depth. *Marine Biology* 76: 325–332.
- Smith, S.E., D.W. Au and C. Snow. Sous presse. Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. *Marine and Freshwater Research*.
- Stevens, J.D. 1976. Preliminary results of shark tagging in the north-east Atlantic, 1972–1975. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 56: 929–937.
- Stevens, J.D. 1984. Life-history and ecology of sharks at Aldabra Atoll, Indian Ocean. *Proceedings of the Royal Society of London series B* 222: 79–10.
- Stevens, J.D. Sous presse a. Porbeagle shark *Lamna nasus*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Stevens, J.D. Sous presse b. Shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Stevens, J.D. Sous presse c. Blue shark *Prionace glauca*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Stevens, J.D. Sous presse d. School or Tope shark *Galeorhinus galeus*. In: Fowler *et al.* sous presse b.

- Stevens, J.D. and J.M. Lyle. 1989. The biology of three hammerhead sharks (*Eusphyrna blochii*, *Sphyrna mokarran* and *S. lewini*) from Northern Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 40: 129–146.
- Sund, O. 1943. Et brugdelbarsel. *Naturen*, 67: 285–286.
- Sundstroem, F. and S.H. Gruber. Sous presse. Lemon shark *Negaprion brevirostris*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Tanaka, S., G.M. Cailliet and K.G. Yudin. 1990. Differences in growth of the blue shark *Prionace glauca*: technique or population? In: Pratt, H.L., S.H. Gruber and T. Taniuchi (eds.) *Elasmobranchs as living resources: Advances in the Biology, Ecology, Systematics, and the Status of the Fisheries*. NOAA Technical Report NMFS 90. Pp. 177–188.
- Tester, A.L. 1969. Cooperative Shark Research and Control Program, Final Report, 1967–69. University of Hawaii, Honolulu, iv+47 pp., Appendix tables 1–36.
- Thorson, T.B. 1982. Impact of commercial exploitation on sawfish and shark populations in Lake Nicaragua. *Fisheries* 7(2): 2–10.
- TRAFFIC Oceania and TRAFFIC USA. August 1996. A TRAFFIC Network Report to the CITES Animals Committee on the TRAFFIC Network Global Shark Trade Study. Unpublished report. 3pp.
- Uchida, S., M. Toda, K. Teshima and K. Yano. 1996. Preliminary Report on near-term fetuses from a white shark caught in Kochi, Japan. In: Klimley, A.P. and D.G. Ainley (eds.) *Great white sharks: Ecology and Behaviour*. Academic Press, Orlando.
- van der Elst, R.P. 1979. A proliferation of small sharks in the shore-based Natal sport fishery. *Environmental Biology of Fishes*, 29: 349–362.
- Van Dykhuizen, G. and H.F. Mollet. 1992. Growth, age estimation and feeding of captive sevengill sharks, *Notorynchus cepedianus*, at the Monterey Bay Aquarium. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 43(1): 297–318.
- Walker, T.I. 1983. Investigations of the gummy shark, *Mustelus antarcticus* Günther, from south-eastern Australian waters. Report to Fishing Industry Research Committee. June 1983. In: *Proceedings of the Shark Assessment Workshop, South East Fisheries Committee Shark Research Group*. Melbourne, 7–10 March 1983. 94 pp. (Department of Primary Industry: Canberra).
- Walker, T.I. 1994a. Fishery model of gummy shark for Bass Strait. In: Bishop, I. (ed.) *Proceedings of Resource Technology '94 New Opportunities Best Practice*. University of Melbourne, Melbourne, 26–30 September 1994. Pp 422–438. The Centre for Geographic Information Systems & Modelling: The University of Melbourne.
- Walker, T.I. 1994b. Stock Assessments of the Gummy Shark, *Mustelus antarcticus* Günther, in Bass Strait and off South Australia. In: Hancock, D.A. (ed.) *Bureau of Rural Resources Proceedings No. 14: Fishery Stock Assessment, Australian Society for Fish Biology Workshop*, Sorrento, Western Australia, 24–25 August 1993. Pp 173–187. Bureau of Rural Resources: Canberra.
- Walker, T.I. 1996. Stock Assessment Report. Gummy shark 1995. 33 pp. (Compiled for the Southern Shark Fishery Assessment Group). (Australian Government Printing Service: Canberra).
- Walker, T.I. 1998a. Can shark resources be harvested sustainably? A question revisited with a review of shark fisheries. *Marine and Freshwater Research* 49.
- Walker, T.I. 1998b. Mercury concentrations in edible tissues of elasmobranchs, teleosts, crustaceans and molluscs from south-eastern Australian waters. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 39: 39–49.
- Walker, T.I. Sous presse. Gummy shark *Mustelus antarcticus*. In: Fowler *et al.* sous presse b.
- Walker, P.A. and H.J.L. Heessen. 1996. Long-term changes in ray populations in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 53: 1085–1093.
- Walker, P.A. and J.R.G. Hislop. 1998. Sensitive skates or resilient rays? Spatial and temporal shifts in ray species composition in the central and north-western North Sea between 1930 and the present day. *ICES Journal of Marine Science*, 55: 392–402.
- Walker, T.I., T. Stone, T. Battaglione and K. McLoughlin. 1995. Fishery assessment report: the southern shark fishery 1994. Australian Fisheries Management Authority: Canberra.
- Weber, M.L. and S.V. Fordham. 1997. *Managing shark fisheries: opportunities for international conservation*. TRAFFIC International and the Center for Marine Conservation.
- Wintner, S.P. and G. Cliff. 1996. Age and growth determination of the blacktip shark, *Carcharhinus limbatus*, from the east coast of South Africa. *Fish. Bull., U.S.* 94: 135–144.
- Yudin, K.G. and G.M. Cailliet. 1990. Age and growth of the gray smoothhound, *Mustelus californicus*, and the brown smoothhound, *M. henlei*, sharks from central California. *Copeia* 1990: 191–204.
- Zeiner, S.J. and P. Wolf. 1993. Growth characteristics and estimates of age at maturity of two species of skates (*Raja binoculata* and *Raja rhina*) from Monterey Bay, California. *NOAA Tech. Rep. NMFS* 115: 87–99.
- Zorzi, G.D. and M.E. Anderson. 1988. Records of deep-sea skates, *Raja (Amblyraja) badia* Garman, 1899 and *Bathyraja abyssicola* (Gilbert, 1896) in the eastern North Pacific, with a new key to California skates. *California Fish and Game* 74(2): 87–105.

Documents occasionnels de la Commission de la sauvegarde des espèces de l'IUCN

1. *Species Conservation Priorities in the Tropical Forests of Southeast Asia*. Edited by R.A. Mittermeier and W.R. Constant, 1985, 58pp. (out of print)
2. *Priorites en matiere de conservation des especes a Madagascar*. Edited by R.A. Mittermeier, L.H. Rakotovo, V. Randrianasolo, E.J. Sterling and D. Devitre, 1987, 167pp. (out of print)
3. *Biology and Conservation of River Dolphins*. Edited by W.F. Perrin, R.K. Brownell, Zhou Kaiya and Liu Jiankang, 1989, 173pp. (out of print)
4. *Rodents. A World Survey of Species of Conservation Concern*. Edited by W.Z. Lidicker, Jr., 1989, 60pp.
5. *The Conservation Biology of Tortoises*. Edited by I.R. Swingland and M.W. Klemens, 1989, 202pp. (out of print)
6. *Biodiversity in Sub-Saharan Africa and its Islands: Conservation, Management, and Sustainable Use*. Compiled by Simon N. Stuart and Richard J. Adams, with a contribution from Martin D. Jenkins, 1991, 242pp.
7. *Polar Bears: Proceedings of the Tenth Working Meeting of the IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group*, 1991, 107pp. (out of print)
8. *Conservation Biology of Lycaenidae (Butterflies)*. Edited by T.R. New, 1993, 173pp. (out of print)
9. *The Conservation Biology of Molluscs: Proceedings of a Symposium held at the 9th International Malacological Congress, Edinburgh, Scotland, 1986*. Edited by Alison Kay. Including a Status Report on Molluscan Diversity, written by Alison Kay, 1995, 81pp.
10. *Polar Bears: Proceedings of the Eleventh Working Meeting of the IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, January 25–28 1993, Copenhagen, Denmark*. Compiled and edited by Øystein Wiig, Erik W. Born and Gerald W. Garner, 1995, 192pp. (out of print)
11. *African Elephant Database 1995*. M.Y. Said, R.N. Chunge, G.C. Craig, C.R. Thouless, R.F.W. Barnes and H.T. Dublin, 1995, 225pp. (out of print)
12. *Assessing the Sustainability of Uses of Wild Species: Case Studies and Initial Assessment Procedure*. Edited by Robert and Christine Prescott-Allen, 1996, 135pp.
13. *Técnicas para el Manejo del Guanaco [Techniques for the Management of the Guanaco]* Edited by Sylvia Puig, Chair of the South American Camelid Specialist Group, 1995, 231pp.
14. *Tourist Hunting in Tanzania*. Edited by N. Leader-Williams, J.A. Kayera and G.L. Overton, 1996, 138pp.
15. *Community-based Conservation in Tanzania*. Edited by N. Leader-Williams, J.A. Kayera and G.L. Overton, 1996, 226pp.
16. *The Live Bird Trade in Tanzania*. Edited by N. Leader-Williams and R.K. Tibanyenda, 1996, 129pp.
17. *Sturgeon Stocks and Caviar Trade Workshop. Proceedings of a workshop held on 9–10 October 1995 Bonn, Germany by the Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety and the Federal Agency for Nature Conservation*. Edited by Vadin J. Birstein, Andreas Bauer and Astrid Kaiser-Pohlmann, 1997, viii + 88pp.
18. *Manejo y Uso Sustentable de Pecaries en la Amazonia Peruana*. Authors: Richard Bodmer, Rolando Aquino, Pablo Puertas, Cesar Reyes, Tula Fang and Nicole Gottdenker, 1997, iv + 102pp.
19. *Proceedings of the Twelfth Working Meeting of the IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, 3–7 February 1997, Oslo, Norway*. Compiled and edited by Andrew E. Derocher, Gerald W. Garner, Nicholas J. Lunn and Øystein Wiig, 1998, v + 159pp.
20. *Sharks and their Relatives – Ecology and Conservation*. Written and compiled by Merry Camhi, Sarah Fowler, John Musick, Amie Bräutigam and Sonja Fordham, 1998, iv + 39pp.
21. *African Antelope Database 1998*. Compiled by Rod East and the IUCN/SSC Antelope Specialist Group, 1999, x + 434pp.
22. *African Elephant Database 1998*. R.F.W. Barnes, G.C. Craig, H.T. Dublin, G. Overton, W. Simons and C.R. Thouless, 1999, vi + 249pp.
23. *Biology and Conservation of Freshwater Cetaceans in Asia*. Edited by Randall R. Reeves, Brian D. Smith and Toshio Kasuya, 2000, viii + 152pp.
24. *Links between Biodiversity Conservation, Livelihoods and Food Security: The sustainable use of wild species for meat*. Edited by S.A. Mainka and M. Trivedi, 2002, vi + 135pp.
24. *Liens entre la conservation de la diversité biologique, les moyens d'existence et la sécurité alimentaire: l'utilisation durable des animaux sauvages pour l'alimentation*. Edite par S.A. Mainka et M. Trivedi, 2002, vi + 145pp.
25. *Elasmobranch Biodiversity, Conservation and Management. Proceedings of the International Seminar and Workshop, Sabah, Malaysia, July 1997*. Edited by Sarah L. Fowler, Tim M. Reed and Frances A. Dipper, 2002, xv + 258pp.
26. *Polar Bears Proceedings of the Thirteenth Working Meeting of the IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, 23–28 June 2001, Nuuk, Greenland*. Compiled and edited by N. J. Lunn, S. Schliebe and E.W. Born, 2002, viii + 153pp.
27. *Guidance for CITES Scientific Authorities: Checklist to assist in making non-detriment findings for Appendix II exports*. Compiled by A.R. Rosser and M.J. Haywood, 2002, xi + 146pp.
28. *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species. Proceedings of the International Conference on Eradication of Island Invasives*. Edited by C.R. Veitch and M.N. Clout, 2002, viii + 414pp.
29. *African Elephant Status Report 2002: An update from the African Elephant Database*. J.J. Blanc, C.R. Thouless, J.A. Hart, H.T. Dublin, I. Douglas-Hamilton, C.G. Craig and R.F.W. Barnes, 2003, vi + 302pp.

Commission de la sauvegarde des espèces de l'UICN

La Commission de la sauvegarde des espèces (CSE) est l'une des six commissions d'experts bénévoles de l'UICN – l'Union mondiale pour la nature qui rassemble des Etats, des organismes publics et un large éventail d'organisations non gouvernementales. L'UICN a trois objectifs de conservation prioritaires: assurer la conservation des ressources naturelles, et tout spécialement de la diversité biologique, fondement essentiel pour notre avenir; veiller à ce que toute utilisation des ressources naturelles soit équitable et écologiquement durable; et aider les communautés à développer des modes de vie de qualité, en harmonie avec les autres éléments de la biosphère.

Réseau de bénévoles d'environ 8 000 scientifiques, chercheurs, représentants des gouvernements et spécialistes de la conservation venant de quasiment tous les pays, les membres de la CSE constituent une source d'information incomparable dans le domaine de la diversité biologique et de sa conservation. Ainsi les membres de la CSE fournissent des conseils scientifiques et techniques à des projets de conservation dans le monde entier et mettent leurs connaissances au service des gouvernements, des conventions internationales et des organisations de conservation.

Les documents occasionnels de la CSE couvrent un grand nombre de sujets tel que la conservation de groupes d'espèces dans une région géographique donnée, le commerce des espèces sauvages ou présentent les compte-rendus d'ateliers de travail.

La CSE de l'UICN publie également une série de Plans d'action qui fait le point sur l'état de conservation des espèces et de leurs habitats en assignant des priorités pour leur conservation. Cette série fait autorité au niveau mondial en tant que source d'information sur la conservation des espèces pour les gestionnaires de ressources naturelles, les représentants des gouvernements et les responsables de la conservation.

Programme pour les espèces de l'UICN
Rue Mauverney 28, CH-1196 Gland, Suisse
Tél. : +41 22 999 00 00, Fax : +41 22 999 00 15
Courriel : ssc@iucn.org
www.iucn.org/themes/ssc

Service des publications de l'UICN
219c Huntingdon Road, Cambridge, CB3 0DL, Royaume-Uni
Tél. : +44 1223 277894, Fax : +44 1223 277175
Courriel : books@iucn.org
www.iucn.org/bookstore/

