UNEP

CMS

CONVENTION SUR LES ESPECES MIGRATRICES

Distribution : Générale

PNUE/CMS/ScC18/Doc.7.2.16
11 juin 2014

Français
Original: Espagnol

18ème RÉUNION DU CONSEIL SCIENTIFIQUE
Bonn, Allemagne, 1-3 juillet 2014
Point 7.2 de l'ordre du jour

PROPOSITION POUR L'INSCRIPTION DE LA REQUIN-MARTEAU HALICORNE (*Sphyrna lewini*) *SUR LE CMS* ANNEXE II

Résumé

Le Gouvernement du Costa Rica et le Gouvernement de l'Equateur ont a soumis une proposition pour l'inclusion de la Requin-marteau Halicorne (*Sphyrna lewini*) sur le *CMS* Annexe II à la 11ème Réunion de la Conférence des Parties (COP11), 4-9 novembre 2014, Quito, Equateur.

Une version non éditée de la proposition, telle que reçue de la Partie qui l'a proposée, est reproduite sous cette couverture en vue de son examen par le Conseil scientifique. Elle sera remplacée par la version finale dès que possible.

Pour des raisons d'économie, ce document est imprimé en nombre limité et ne sera pas distribué pendant la réunion. Les délégués sont priés de se munir de leur copie et de ne pas demander de copies supplémentaires.

PROPOSITION POUR L'INSCRIPTION D'ESPECES AUX ANNEXES DE LA CONVENTION SUR LA CONSERVATION DES ESPECES MIGRATRICES APPARTENANT A LA FAUNE SAUVAGE

Résumé: Le requin-marteau halicorne (*Sphyrna lewini*) est répertorié comme menacé à l'échelle mondiale sur la Liste rouge de l'UICN. Le principal problème de conservation auquel doit faire face cette espèce est le déclin de sa population. Ce problème, accentué par la forte valeur économique de ses ailerons et la consommation de sa viande, entraîne la surpêche de l'espèce à toutes les phases de son cycle de vie. Le *Sphyrna lewini* est une espèce de requin natif de toutes les mers côtières tempérées chaudes et tropicales. Sa nature extrêmement migratrice, sa croissance lente et sa longue période de gestation rendent cette espèce, souvent victime de capture accessoire, vulnérable à la pêche en haute mer, dans ses zones de rassemblement dans l'océan, ainsi que dans toutes ses zones de naissance près des côtes. Du fait de ces pressions actuelles exercées par la pêche et de l'absence de stratégies de gestion par les ORGP, le fort taux de capture de *Sphyrna lewini* constitue une grave menace pour la survie de l'espèce. À cause des difficultés à différencier l'espèce par genres, les estimations d'abondance sont souvent regroupées en un seul complexe. Les analyses des tendances de l'abondance en matière de taux de capture pour le complexe du requin-marteau *Sphyrna lewini*, incluant le *Sphyrna mokarran* et le *Sphyrna zygaena*, ont montré de forts déclins, allant de 60 à 99 % au cours des dernières années. Étant donné la situation actuelle du *S. lewini*, c'est-à-dire la surexploitation, des mécanismes de régulation inadéquats et autres menaces naturelles ou anthropiques, l'inscription de l'espèce aux Annexes I et II de la CMS est nécessaire afin de commencer à restaurer ses populations.

A. PROPOSITION: Proposition pour l'inscription du requin-marteau halicorne, *Sphyrna lewini*, aux Annexe II de la Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage

B. AUTEUR DE LA PROPOSITION: Gouvernements du Costa Rica et de l'Equateur

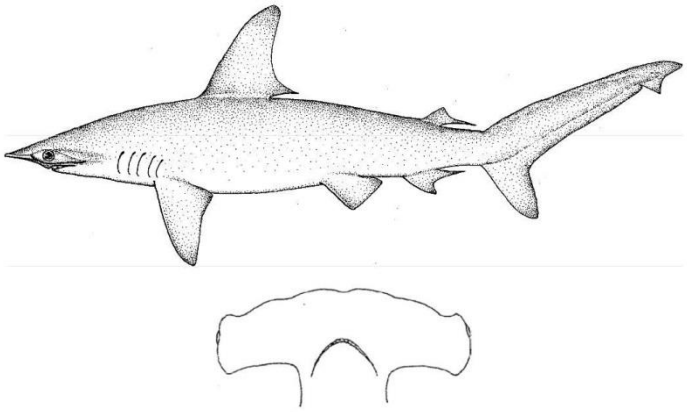

Figure 1. Esquisse d'un requin-marteau halicorne. Source: Compango, 1984

Figure 2. Dents du *S. lewini* (Compango, 1984)

C. JUSTIFICATION DE LA PROPOSITION:

1. Taxon

1.1 Classe: Chondrichthyes, Sous-classe: Elasmobranchii
1.2 Ordre: Carcharhiniformes
1.3 Famille: Sphyrnidae
1.4 Genre/Espèce: *Sphyrna lewini*
1.5 **Noms vernaculaires** Anglais: Scalloped hammerhead shark
Français: Requin-marteau halicorne
Espagnol: Tiburón martillo común
Allemand: Bogenstirn-Hammerhai
Italien: Squalo martello smerlato
Portugais: Tubarão-martelo-recortado

2. Données biologiques

Le requin-marteau halicorne est le deuxième plus grand requin-marteau, pouvant mesurer jusqu'à 370 à 420 cm de long (Compagno, 1984). À leur naissance, les jeunes requins mesurent en moyenne 42 à 55 cm de long (Compagno, 1984). Le corps du requin est fusiforme, avec un grand aileron dorsal principal et des nageoires dorsales et pelviennes secondaires plus basses. Les dents antérieures du requin-marteau halicorne sont droites, tandis que les autres ont des cuspides obliques (contrairement au grand requin-marteau, qui a des dents crantées) (figure 2).

2.1 Distribution

Le *S. lewini* est une espèce de requin vivant dans les mers côtières tempérées chaudes et tropicales des océans Atlantique, Pacifique et Indien, entre les latitudes 46°N et 36°S. Dans l'ouest de l'océan Atlantique, on la trouve entre le centre du littoral Atlantique des États-Unis jusqu'à l'Uruguay, y compris dans le Golfe du Mexique et la mer des Caraïbes. Dans l'est de l'océan Atlantique, elle est présente de la mer Méditerranée jusqu'en Namibie. Sperone et al. (2012) a prouvé que l'aire de répartition de l'espèce allait jusqu'au centre de la Méditerranée, au large du sud de l'Italie. Sa distribution dans la zone indo-pacifique inclut l'Afrique du Sud et la mer Rouge, ainsi que dans l'océan Indien sur les côtes est et ouest de l'Inde, le long des côtes ouest, nord et est de l'Australie et jusqu'à l'ouest de l'océan Pacifique, du Japon au nord, à Tahiti et Hawaï à l'ouest. Par ailleurs, le *S. lewini* est endémique dans l'est de l'océan Pacifique, des côtes sud de la Californie (États-Unis) jusqu'à l'Équateur, et peut-être même jusqu'au sud du Pérou (figure 3).

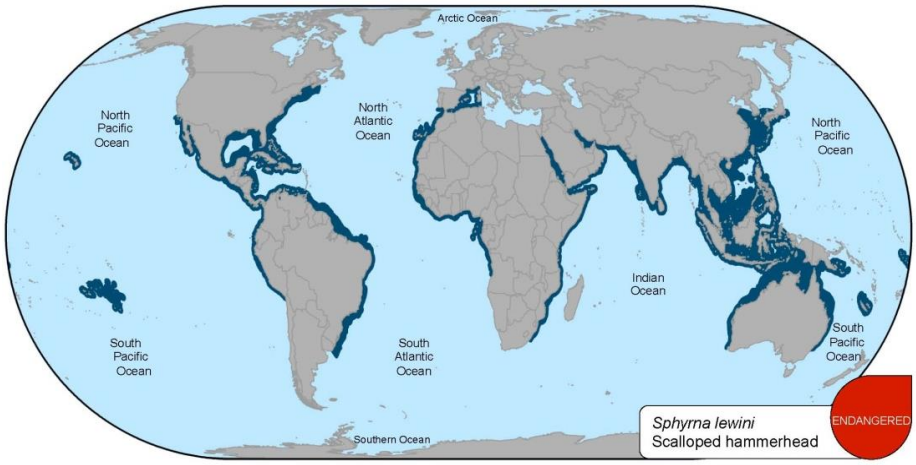

Figure 3. Carte de distribution du *S. lewini*. Source: UICN
[Figure: Océan Arctique; Océan Pacifique Nord; Océan Pacifique Sud; Océan Atlantique Nord; Océan Atlantique Sud; Océan Indien; Océan Antarctique. Title below: requin-marteau halicorne / en danger d'extinction

L'UICN reconnaît cinq sous-populations de requin-marteau halicorne, réparties entre le centre-est et le sud-est du Pacifique, le centre-est de l'Atlantique, le nord-ouest et le centre-ouest de l'Atlantique, le sud-ouest de l'Atlantique et l'ouest de l'océan Indien (UICN 2014). Étant donné sa présence mondiale, on le trouve dans les Zones de pêche suivantes de l'OAA : 21, 31, 34, 41, 47, 51, 57, 61, 71, 77 et 87 (figure 4) (CITES, 2013).

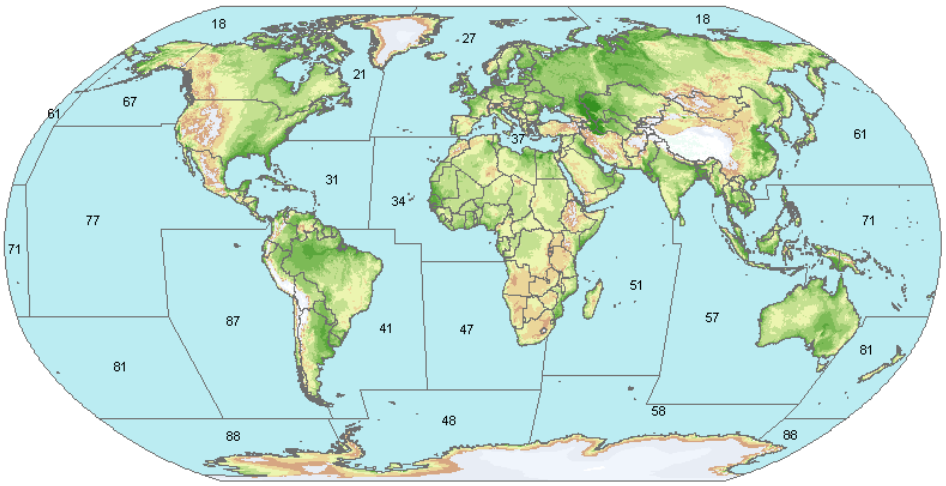

Figure 4. Zones de pêche de l'OAA pour le *S. lewini*. Source: OAA

2.2 Population (voir l'annexe I pour plus d'informations)

Le requin-marteau halicorne est une espèce vivipare, avec une longue espérance de vie, les animaux connus les plus âgés étant estimés à 30,5 ans, que ce soit les mâles ou les femelles (Piercy et al., 2007). L'analyse du cycle reproductif indique une période de gestation de 8 à 12 mois, l'espèce produisant des portées relativement grandes (entre 15 et 31 petits), suivie d'une année de repos (Compagno, 1984). À la première maturité, les animaux atteignent une taille de 170 à 198 cm (Castro, 2011).

Océan Atlantique

Plusieurs sources de l'océan Atlantique montrent un déclin important des populations de *S. lewini*. L'indice normalisé du taux de capture du complexe du requin marteau tiré de données du registre de la pêche commerciale aux États-Unis pour la pêche à la palangre pélagique entre 1986 et 2000 et de données d'observation de 1992 à 2005 a estimé le déclin à 89 % (Baum et al., 2003), alors que les données d'observation de la pêche à la palangre pélagique ont indiqué un déclin du Sphyrna spp. de 76 % entre 1992 et 2005 (Camhi et al., 2009). La Figure 7 est une représentation visuelle des résultats de l'étude de l'Atlantique nord-ouest par Baum et al. (2003).

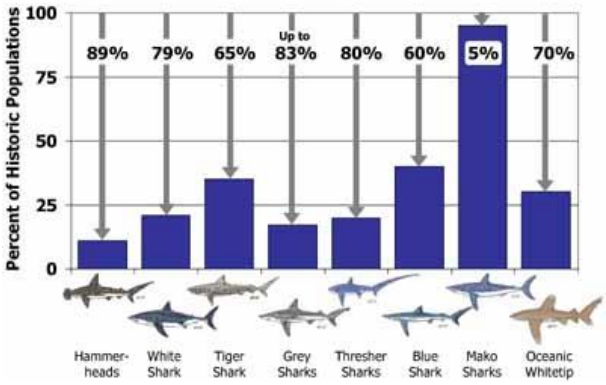

Figure 5. Déclin de plusieurs types de requin dans l'Atlantique nord-ouest. Source : Baum et al. 2003. Disponible sur : http://www.sharklife.co.za

[**FIGURE: Pourcentage par rapport à la population historique; Requins marteaux; Requin Blanc; Requin tigre commun; Requins gris; Requins renards; Requin bleu; Requins-taupes bleus; Requin océanique]**

La capture par unité d'effort (CPUE) normalisée, issue d'une étude indépendante sur les requins menée au large de la Caroline du Nord (États-Unis) de 1972 à 2003, indiquait un déclin du *S. lewini* de 98 % au cours de ces 32 ans (Myers et al., 2007). Au large de la Caroline du Nord (États-Unis), Ulrich (1996) faisait état d'une diminution de la population de 66 % entre les estimations de population de 1983-1984 et celles de 1991-1995. Toutefois, une analyse de la série chronologique menée depuis 1995 a suggéré que la population de l'Atlantique nord-ouest s'était peut-être stabilisée, mais à un niveau très bas (Carlson et al., 2005). Une évaluation du complexe des requins-marteaux dans l'Atlantique nord-ouest, se basant sur les données des captures et des populations issues de plusieurs études, a conclu à un déclin de l'abondance de 72 % entre 1981 et 2005 (Jiao et al., 2008).

Toujours dans l'Atlantique nord-ouest, Hayes et al. (2009) a mené l'évaluation la plus récente grâce à deux modèles de production excédentaire. À partir de cette étude, la population de 1981 était estimée entre 142.000 et 169.000 requins, mais a chuté à 24.000 animaux en 2005 (une réduction de 83 à 85 %).

Les récentes observations menées dans l'océan Atlantique nord-ouest et sud-ouest d'une espèce rare de requin-marteau étroitement liée au *S. lewini*, mais différente du point de vue de l'évolution, suggèrent que cette nouvelle lignée avait été auparavant combinée dans les données et évaluations des captures avec le *S. lewini* (Quattro et al., 2006 ; Pinhal et al., 2011 ; Naylor et al., 2012). Ainsi, les populations pourraient être à un niveau encore plus bas que celui indiqué.

Une méta-analyse de plusieurs séries chronologiques à partir de divers engins dans la mer Méditerranée suggère des déclins du complexe du requin-marteau allant jusqu'à 99,9 % à différents moments, dans un cas depuis le début du XIXème siècle (Ferretti et al., 2008). Ailleurs dans l'est de l'océan Atlantique, il n'existe généralement pas de données sur les tendances en matière d'abondance. Néanmoins, des tendances démographiques similaires à celles relevées pour les requins-marteaux dans l'Atlantique nord-ouest seraient à prévoir pour l'Atlantique nord-est et centre-est. Cela est dû au fait que les flottes de pêche à la palangre dans ces zones exercent un effort de pêche comparable et que l'effort se déplace des eaux de l'Atlantique ouest vers l'est (Buencuerpo et al., 1998).

Dans l'océan Atlantique sud-ouest, au large du Brésil, les données des sociétés de pêche ciblant les requins-marteaux indiquent un déclin de la CPUE des filets maillants de fond de 80 % entre 2000 et 2008 (OAA, 2010). La pêche ciblée du requin-marteau a été abandonnée après 2008 car l'espèce devenait rare (CITES, 2013). Toujours au large du Brésil, les analyses de la CPUE de la pêche côtière indiquent que le nombre de femelles adultes *S. lewini* a diminué de 60 à 90 % entre 1993 et 2001 (Vooren et al., 2005). Cependant le taux CPUE nominal, tiré des données du registre de la pêche commerciale du complexe du requin-marteau, capturé par les flottes brésiliennes de pêche au thon à la palangre entre 1978 et 2007, indique une tendance relativement stable (CITES, 2013). Cela signifie que les déclins sont beaucoup plus importants dans les zones côtières, où les *S. lewini* sont plus communs.

Les débarquements industriels de requins-marteaux (principalement de *S. lewini* et de *S. zygaena*) dans l'État de Santa Catarina, au sud du Brésil, étaient de 6,7 t en 1989, avec un pic de 570 t en 1994, à cause de l'essor de la pêche au filet. Un peu plus tard, le nombre est tombé à 202 t en 1998, 353 t en 2002 et 381 t en 2005 (CITES, 2013). Dernièrement, en 2008, la production a atteint seulement 44 t, sans jamais retrouver les niveaux de 1994. Toutefois, selon Vooren et al. (2005), les statistiques de pêche font uniquement référence aux carcasses débarquées ; le nombre réel de captures est donc inconnu.

Dans le sud-est du Brésil, les statistiques des captures incluent le *S. lewini* et le *S. zygaena* dans la catégorie des « requins-marteaux », dont 80 % sont des *S. lewini* (CITES, 2013). Des réductions de la CPUE (kg/voyage) de 96 % et de 93 % ont été observées pour cette « catégorie » pour les bateaux de filets maillants de fond et de pêche à la palangre, dans l'État de Santa Catarina (Kotas et al., 2005).

À l'aide d'analyses de modèles de covariance et de modèles linéaires généralisés appliqués à la pêche au filet maillant le long des côtes sud du Brésil, Kotas et al. (2008) a établit un déclin des captures et de la CPUE de plus de 80 % pour les requins-marteaux entre 1995 et 2005.

Des échantillons de requins-marteaux prélevés entre 1995 et 2008 à partir des bateaux de pêche au filet maillant et de pêche à la palangre en exercice dans les ports d'Itajaí et d'Ubatuba (sud et sud-est du Brésil) indiquaient que le taux de mortalité du *S. lewini* était très élevé tout au long de son cycle de vie, c'est-à-dire de ses zones de naissance (longueur totale (LT) des requins-marteaux entre 50 et 60 cm) en passant par le plateau continental, où les jeunes et les adultes, ainsi que les sous-adultes (LT 60 à 180 cm) vivent, jusqu'en haute mer, sur les versants et frontières du plateau continental, où les adultes vivent (LT 180 à 370). Jusqu'en 2008, les bateaux munis de filets dérivants capturaient généralement des requins-marteaux mesurant entre 70 et 370 cm de LT (mode : 180 cm) (CITES, 2013). Ce modèle non durable d'exploitation des différentes tailles du *S. lewini* (nouveau-nés / jeunes / adultes), engendré par la pression économique de la demande d'ailerons de requins-marteaux pour le marché international, constitue la cause principale du déclin des populations de requins-marteaux au sud et au sud-est du Brésil.

La pêche industrielle en eau profonde à l'aide de filets maillants dans le sud du Brésil représente une grande menace pour le recrutement des requins-marteaux côtiers. Des échantillons prélevés lors des débarquements dans le port d'Itajaí, dans l'État de Santa Catarina, entre 2008 et 2009, attestaient de captures de nouveau-nés et de jeunes *S. lewini* mesurant (LT) entre 43,7 et 137,5 cm. La taille moyenne des requins capturés était de 70,2 cm (LT) (n = 1019). Des observations biologiques menées entre 1993 et 2006 de *S. lewini* capturés à l'aide de filets maillants, de palangres et de sennes le long de la côte sud du Brésil indiquaient que les mâles de cette espèce arrivaient à maturation à 140 cm et que 100 % des mâles étaient mâtures au-delà de 250 cm de LT (CITES, 2013). Galina et Vooren (2005) ont découvert que la taille de la première reproduction du *S. lewini* était de 192 cm (mâles) et de 204 cm (femelles).

L'effort de pêche, concentré en printemps et en été (période de reproduction de l'espèce), ainsi que dans les zones de naissance en eaux peu profondes et dans les zones de reproduction sur les berges inclinées, a provoqué un déclin rapide des captures du *S. lewini* dans le sud-est et le sud du Brésil fin 1990 (Kotas 2004 ; Vooren et al. 2005). Ce phénomène a rendu la pêche de cette espèce non viable (Kotas et al., 2001).

Vooren et al. (2005) a observé les débarquements des flottes industrielles dans le port de Rio Grande (État de Rio Grande do Sul) entre juin 2002 et juillet 2003 et le *S. zygaena* était présent dans 25 % des captures de flottes de filets maillants et dans 9 % des captures à la senne coulissante. Toutefois, les auteurs affirment que la CPUE de requins-marteaux capturés dans les filets maillants a diminué drastiquement, passant de 0,37 t par voyage en 2000 à 0,13 t par voyage en 2002.

<u>Océan Pacifique</u>

Au Mexique, les populations, les captures et les déchargements de divers types de requins ont diminué (Soriano et al 2011). Les captures de requins ont subi une baisse continue au cours des dix dernières années (DOF, 2012). La tendance générale de production de requins dans les États de Sinaloa et de Sonora varie, avec toutefois une nette tendance négative (INP 2000). À Sonora, pas

plus de 7.000 t de requins ont été capturées en 1980, pour chuter à 3.000 t en 2000, tandis qu'à Sinaloa, pas plus de 5.000 t de requins ont été capturées en 1980, pour tomber à 1.500 t en 2000 (INP 2000).

Dans l'océan Pacifique au large du Mexique, la CPUE des flottes de pêche à la palangre (100 hameçons) du *S. lewini* a affiché une tendance à la baisse, passant de 0,19 en 1987 à 0,03 en 1999 (INP 2000). Dans le Golfe de Tehuantepec, les captures de *S. lewini* sont passées d'un maximum de 300 t en 1997 à quelques tonnes en 2006 (Carta Nacional Pesquera 2010). Entre 2008 et 2010, les captures annuelles de *S. lewini* dans la partie sud du Pacifique située au large du Mexique ont affiché une tendance à la baisse (Soriano et al 2011).

Au large de l'Amérique centrale, de nombreux requins-marteaux vivaient auparavant dans les eaux côtières, mais leur déclin a été signalé dans les années 1970 (Cook, 1990). Dans le Pacifique est, les *S. lewini* vivent en populations séparées et potentiellement petites (Nance et al., 2011). Les petites sociétés de pêche capturant principalement de jeunes animaux, les groupes de jeunes requins côtiers sont particulièrement vulnérables même aux méthodes de pêche les plus simples, entraînant un effondrement des populations le long des zones à proximité du littoral du Costa Rica, selon les témoignages de pêcheurs artisanaux (Bystrom & Cardenas-Valenzuela, in press). Par conséquent, les *S. lewini* sont beaucoup moins abondants que par le passé (Nance et al., 2011). Myers et al. (2007) a fait état d'un déclin de 71 % des populations de *S. lewini* dans le Parc national des îles Cocos (Costa Rica) entre 1992 et 2004, malgré le fait que cette zone ait été désignée « zone de zéro capture ». D'une manière générale, les captures de requins au Costa Rica montrent une diminution de 60 % de l'abondance relative entre 1991 et 2001 (Arauz et al., 2004).

En Colombie, bien qu'il y ait des données sur les captures de l'espèce par les sociétés de pêche industrielle et artisanale, il n'existe aucune information sur la CPUE, ce qui rend difficile la détermination d'une tendance démographique ; néanmoins, il est évident que la majorité des animaux capturés (73,7 %) le sont en-dessous de la taille de la maturité (200 cm de LT) calculée pour l'espèce vivant dans le Pacifique au large de la Colombie (Tapiero, 1997 ; Mejía-Falla & Navia, 2011). Par ailleurs, Mejía-Falla & Navia (2010) ont fait état d'un déclin des jeunes requins dans la pêche au chalut des crevettes entre 1995 et 2004 et n'ont aucune donnée sur l'espèce depuis 2007. Dans le Pacifique au large de la Colombie, Mejia-Falla & Navia (2010) ont découvert une quasi-extinction des jeunes requins à cause des flottes nationales de pêche au chalut des crevettes entre 1995 et 2004.

En Équateur, les registres des captures pour les *S. lewini*, les *S. mokarran* et les *S. zygaena* ont indiqué un pic des débarquements d'environ 1000 t en 1996, suivi d'un déclin en 2001 (Herrera et al. 2003). Les débarquements de *S. lewini* capturés par les flottes artisanales de pêche à la palangre et de pêche aux filets dérivants dans le Port de Manta (qui représente 80 % des débarquements de requins en Équateur) étaient d'environ 160 t en 2004, 96 t en 2005 et 82 t en 2006 (Martínez-Ortíz et al., 2007).

Les captures accidentelles de *S. lewini* par les thoniers qui utilisent des filets à senne coulissante dans le Pacifique est affichent une tendance à la baisse, passant d'un pic de 1.009 animaux en 2002 à 247 animaux en 2011 (CIAT, 2012). Par ailleurs, le nombre de *S. mokarran* capturés avait atteint un pic de 189 en 2003, pour descendre à 21 en 2011, tandis que le nombre de *S. zygaena* est passé de 1.205 en 2004 à 436 en 2011 (CIAT, 2012).

Une évaluation indépendante des captures de requins, menée dans le cadre du Programme de contrôle des requins du Queensland (destiné à étudier les tendances sur le long terme (ensemble de données courant sur une période de 44 ans) des stocks de requins), a conclu que le taux de capture des requins-marteaux avait diminué de plus de 85 % depuis le début du programme. Les résultats

préliminaires de l'étude suggèrent un déclin global sur le long terme des requins-marteaux dans les régions de Cairns et de Townsville, ciblées par l'étude (Simpfendorfer, 2005). Noriega et al. (2011) a analysé des données datant de 1996 à 2006 des sociétés de pêche utilisant des filets à mailles et des drumlines dans le nord-est de l'Australie dans le cadre du Programme de contrôle des requins du Queensland et a observé un déclin significatif de la longueur totale des femelles *S. lewini*, mais une augmentation de la CPUE.

Océan Indien

Entre 1978 et 2003, la CPUE de *S. lewini* dans des filets à requins déployés au large des plages de Kwa-Zulu Natal, en Afrique du Sud, est passée d'environ 5,5 requins/km net/an à environ 2 requins/km net/an (Dudley & Simpfendorfer, 2006). Cette tendance indique un déclin d'environ 64 % sur une période de 25 ans. En outre, Dudley & Simpfendorfer (2006) a fait état d'importantes captures de nouveau-nés *S. lewini* par les chaluts à crevettes au large des rives de Tugela, en Afrique du Sud, passant d'environ 3.288 requins en 1989 à 1.742 requins en 1992.

Bien qu'il y ait eu quelques évaluations officielles des populations de requins-marteaux en Australie occidentale, un déclin de 50 à 75 % de la CPUE de ces animaux a été observé dans les sociétés de pêche de la côte nord d'Australie occidentale en 2004-2005, comparé à 1997-1998 (Heupel & McAuley 2007).

Pour l'océan Indien, peu de données existent, il n'y a aucune évaluation des stocks et aucun indicateur concernant la capture des *S. lewini*. Par conséquent, l'état du stock est extrêmement incertain. Souvent capturé par diverses sociétés de pêche dans l'océan Indien, le *S. lewini* y est particulièrement vulnérable, en particulier aux filets maillants. Les sociétés de pêche côtière exploitent souvent les jeunes requins qui vivent dans les zones de reproduction côtières peu profondes. Si l'effort de pêche actuel se maintient ou augmente, le déclin de la biomasse et de la productivité s'accentuera. (CTOI, 2005).

2.3 Habitat

Le requin-marteau halicorne est un requin côtier, pélagique et semi-océanique. L'espèce vit près des plateaux continentaux et insulaires, ainsi que dans les eaux profondes adjacentes (Ebert et al., 2013). Les requins-marteaux halicornes sont présents des zones côtières et des estuaires intertidaux jusqu'aux eaux du large d'une profondeur pouvant aller jusqu'à 275 mètres (Castro, 2011). Les jeunes requins vivent dans les zones côtières et migrent vers les eaux plus profondes au fur et à mesure qu'ils grandissent, tandis que les adultes ont tendance à se regrouper vers les monts sous-marins et les îles océaniques (Hearn et al., 2010).

2.4 Migrations

Le *S. lewini* est une espèce qui se regroupe et migre par saisons dans certaines parties de son aire de distribution : elle se rassemble souvent en grands nombres autour de petites îles et de mont sous-marins avant de s'éloigner en haute mer (Ketchum et al., 2014). Le *S. lewini* est le seul requin connu à former des bancs. Les animaux matures effectuent des migrations horizontales des baies du littoral vers les habitats pélagiques (Ketchum et al., 2014). Les jeunes requins ont tendance à rester dans les zones côtières, près du fond. Ils sont très abondants en été dans les estuaires et les baies (Clarke, 1971 ; Bass et al., 1975). L'espèce se regroupe par sexe et l'on peut observer, dans le Golfe du Mexique et au large du nord de l'Australie, des femelles enceintes, mesurant plus d'1,5 m, en train de migrer vers les zones côtières peu profondes afin de donner naissance, tandis que les mâles, qui mesurent moins d'un mètre, se trouvent sur le plateau continental. En plus de migrations perpendiculaires aux plateaux, on a également observé des migrations de requins-marteaux le long

des plateaux au large de l'Afrique du Sud et au nord de l'Australie. De grands bancs de jeunes requins-marteaux ont été observés en train de migrer vers des latitudes plus élevées en été (Stevens & Lyle, 1989), confortant les conclusions de Duncan et al (2006), selon lesquelles les populations en période de reproduction reliées par une même côte jouissent d'une forte connectivité, comme celle existant entre les *S. lewini* du Pacifique Est entre l'île de Malpelo, la Colombie, les îles Cocos, le Costa Rica et les îles Galapagos et l'Équateur, selon Bessudo et al. (2011), qui a observé des animaux migrer entre Malpelo et les Cocos (627 km) et entre les Cocos et les Galapagos (710 km) un mois plus tard.

3. Menaces

3.1 Persécutions directes

Du fait que le genre *Sphyrna* soit composé de trois espèces, il est difficile de différencier les *S. lewini*, les *S. mokarran*, et les *S. zygaena*. En fait, plusieurs registres de captures et d'estimations des tendances en matière d'abondance répertorient les requins-marteaux en tant que complexe. Les analyses régionales des tendances en matière d'abondance à partir des registres de captures spécifiques aux *S. lewini* et à ce complexe du requin-marteau font état de forts déclins de l'abondance autour de 83-85 % au cours des dernières années, certaines estimations locales pouvant aller jusqu'à 99 % (Hayes et al., 2009).

Bien que le *S. lewini* soit capturé pour sa viande (généralement les jeunes requins, par les sociétés de pêche côtière artisanale), cette espèce est fortement recherchée pour le commerce des ailerons de requins, à cause de la taille de ses ailerons et de ses nombreuses rayures (appelée ceratotrichia) (Rose, 1996). Les animaux sont capturés par différentes sociétés de pêche, dont des petites sociétés de pêche commerciale, des sociétés de pêche côtière industrielle (chaluts à crevettes) ou encore des sociétés de pêche pélagique au large. Les requins-marteaux ne sont généralement pas ciblés, mais souffrent fortement des captures accessoires et de la mortalité à bord des bateaux (Morgan & Burgess, 2007). L'augmentation récente de l'effort global de pêche à la palangre, ainsi que de la pêche à la senne coulissante, a entraîné une forte augmentation de la mortalité de l'espèce au cours des vingt dernières années (Williams & Terawasi, 2011). Les figures 5 et 6 présentent le total des débarquements de la famille, ainsi que ceux de deux espèces en particulier, dont le *S. lewini*.

Espèce	**Débarquements internationaux (tonnes)**										
	2000	**2001**	**2002**	**2003**	**2004**	**2005**	**2006**	**2007**	**2008**	**2009**	**2010**
(*Sphyrnidae spp.*)	2053	2282	2101	1773	1038	3131	3574	4963	4541	4306	5786
Sphyrna lewini	262	515	798	425	492	328	224	202	158	109	336
Sphyrna zygaena	37	27	40	119	207	298	183	321	380	134	65

Figure 6. Débarquements internationaux de Sphyrnidea spp, *S. lewini* et de *S. zygaena*. Source: Statistiques des captures de l'OAA entre 2000 et 2009

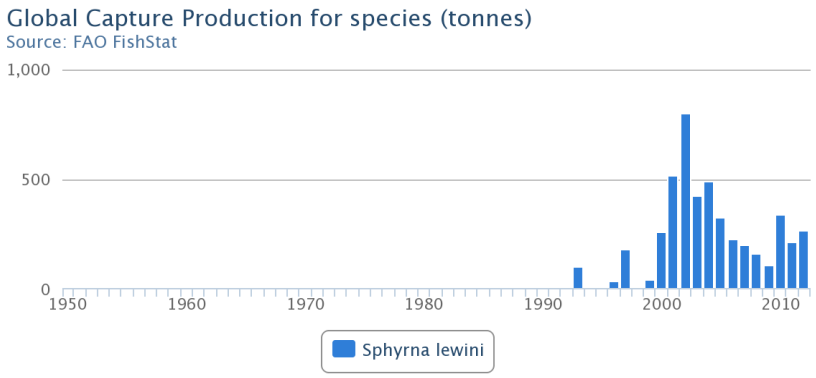

Figure 7. Production mondiale des captures du *S. lewini*. Source : FishStat de l'OAA

Océan Atlantique

Dans l'océan Atlantique nord-ouest, les *S. lewini* sont ciblés et victimes de captures accessoires par les sociétés de pêche à la palangre de fond et palangre pélagique, ainsi que par les sociétés de pêche côtière utilisant des filets maillants. Aux États-Unis, les détenteurs de permis de pêche à la palangre du requin ont signalé que les requins-marteaux constituaient la majorité de leurs captures d'espèces migratrices (Ministère américain du Commerce, 2011). Au Belize, les requins-marteaux étaient énormément capturés par les sociétés de pêche à la palangre dans les années 1980 et 1990 (CITES, 2013). Plusieurs entretiens avec des pêcheurs font ressortir le fait que l'abondance et la taille des requins Sphyrnids ont diminué de manière spectaculaire au cours des dix dernières années suite à la surexploitation, entraînant l'arrêt de la pêche au requin au Belize (CITES, 2013). Toutefois, la pression exercée par la pêche sur les requins-marteaux reste forte à cause de la pêche illicite, non déclarée et non réglementée (INN) (CITES, 2013). À vrai dire, la pêche INN du requin constitue un problème à l'échelle mondiale, ces pratiques faussant les statistiques des captures (Fisher et al., 2012).

Au Brésil, le *S. lewini* subit une pression de la pêche sur toute son aire de distribution et à toutes les phases de sa vie par les sociétés de pêche continentale, qui ciblent les jeunes requins (Vooren & Lamónaca 2003 ; Vooren et al. 2005 ; Kotas et al., 2005 ; Doño, 2008), et par les sociétés de pêche plus industrielle, qui capturent notamment des adultes le long des frontières du plateau continental (Zerbini & Kotas, 1998 ; Kotas et al., 2008). En raison de toutes ces pressions exercées par la pêche, l'abondance du *S. lewini* dans la région a nettement diminué (Kotas et al., 1998 ; Vooren et al., 2005).

Le *S. lewini* est capturé à la fois par les sociétés de pêche côtière artisanale et par les sociétés de pêche européennes opérant le long des côtes d'Afrique occidentale. Une étude des taux de capture accessoire par les chalutiers congélateurs industriels européens ciblant les petits poissons pélagiques au large de la Mauritanie entre 2001 et 2005 a montré que les requins-marteaux constituaient 42 % du total des captures accessoires de cette période (Zeeberg et al., 2006). Lors de l'Atelier sous-régional pour la gestion durable des requins et des raies en Afrique occidentale (26-28 avril 2000, à St Louis), une forte menace à l'encontre des requins dans la région et un déclin visible de la CPUE des requins et des raies avaient été signalés. En outre, Walker et al. (2005) indiquait qu'il existait des inquiétudes au sujet du *S. lewini* au large de la Mauritanie, dont les sociétés de pêche capturent exclusivement de jeunes requins. L'accentuation du ciblage des requins a commencé dans les années 1970, lorsqu'une communauté de pêcheurs ghanéens s'est installé en Gambie et a établit un réseau commercial à travers la région qui encourageait les pêcheurs locaux à cibler les requins pour les exporter au Ghana. Dans les années 1980, de nombreux pêcheurs était spécialisés dans la capture des requins, ce qui a entraîné un déclin global des populations de requins (Walker et al., 2005).

Le *S. lewini* est également souvent capturé par les sociétés de pêche qui utilisent des filets dérivants et des filets maillants le long des côtes d'Afrique occidentale, de la Mauritanie au Sierra Leone (CITES, 2013). Une pêche artisanale spécialisée dans la capture des espèces de carcharhinidés et de sphyrnid a été lancée au Sierra Leone en 1975 et, depuis, la pression exercée par la pêche est continue (CITES, 2013). La Mauritanie vient tout juste de commencer à signaler ses captures à l'OAA et ses chiffres de 2010 sont les plus élevés signalés par un pays depuis 2003.

Océan Pacifique

Dans tout l'océan Pacifique est, les jeunes *S. lewini* sont fortement exploités par la pêche directe et sont également souvent victimes de captures accessoires par les chaluts à crevettes et les sociétés de pêche côtière ciblant les poissons téléostéens. L'inquiétude vient de l'accentuation de la pression exercée par les flottes internationales de pêche à la palangre dans le Pacifique centre-est et le Pacifique sud-est, intensifiée par la demande croissante d'ailerons. Par ailleurs, comme les sociétés de pêche traditionnelle et côtière d'Amérique centrale se font de plus en plus rare, les flottes

domestiques ont augmenté leur pression sur les adultes se regroupant dans des sites tels que les îles Cocos et les îles Galapagos, ou encore le long des versants du plateau continental, où des taux élevés de capture de jeunes requins peuvent être atteints (Vargas & Arauz, 2001).

Au Mexique, le *S. lewini* est l'une des principales espèces de requins capturées par les sociétés de pêche artisanale (Rustrian, 2010). À Oaxaca, elle est considérée comme l'espèce de requins la plus importante sur le plan commercial et a dominé les captures de cette région, représentant 64 % des captures artisanales de requins (Bejarano-Alvarez, 2007). À Michoacán, les requins-marteaux représentent 70 % des captures de requins, l'effort ciblant les jeunes requins et les femelles enceintes dans les zones de reproduction. Les populations de requins-marteaux étant sensibles aux modifications de structure et de taille, Anislado-Tolentino (2001) a suggéré que le *S. lewini* avait réduit sa taille à première maturité, conséquence naturelle et indicateur d'une surpêche. Anislado-Tolentino (2001) a également signalé que le taux d'exploitation était de 0,66, indiquant que la capture des requins-marteaux représentait plus de la moitié de la population, entraînant une surexploitation dans la région.

À partir des informations fournies par chaque pays, il s'avère que le *S. lewini* a représenté 51 % du total des captures de requins, principalement des nouveau-nés, en 2009 en Amérique centrale. Au cours de cette étude, le Salvador s'est avéré être le pays capturant le plus de *S. lewini*, en particulier des jeunes requins. En 2009, Siu Navarro (2012) a conclu que la pêche en zones de reproduction avait un effet négatif sur la biomasse de l'espèce.

En Colombie, cette espèce est régulièrement capturée par des sociétés de pêche utilisant des filets dérivants, mais également des lignes à main et des palangres, ainsi que par des chaluts à crevettes et ce, à toutes les phases de sa vie, ce qui constitue une grave menace pour elle (Mejia-Falla & Navia, 2011).

Océan Indien

Les *S. lewini* sont souvent ciblés par les sociétés de pêche semi-industrielle, artisanale et de loisir et sont victimes de captures accessoires par les sociétés de pêche industrielle (pêche au thon et à l'espadon à la palangre pélagique et pêche à la senne coulissante). Il existe peu d'informations sur la pêche avant le début des années 1970 et certains pays refusent de collecter leurs données sur les requins. D'autres pays collectent les données, mais ne les transmettent pas à la Commission des thons de l'océan Indien. Il semblerait que d'importantes captures de requins ne soient pas signalées dans plusieurs pays et que de nombreux registres des captures de requins soient très en-dessous des chiffres réels. Les pays pratiquant activement la pêche au requin sont les Maldives, le Kenya, l'île Maurice, les Seychelles et la République-Unie de Tanzanie, où les requins sont complètement exploités, voire surexploités (Young, 2006).

Le *S. lewini* est l'une des cinq espèces dominantes parmi les captures de requins du sultanat d'Oman. Henderson et al. (2007) a étudié les sites de débarquement du sultanat d'Oman entre 2002 et 2003 et a fait état d'un net déclin des captures de S. lewini en 2003 ; par ailleurs, des entretiens informels avec des pêcheurs ont révélé une tendance générale à la baisse des captures de requins au cours des dernières années, en particulier pour les grandes espèces pélagiques (Henderson et al., 2007). Le *S. lewini* était l'une des principales espèces de requins capturées par les palangriers étrangers autorisés à pêcher dans les eaux du Mozambique en 2010 et par les flottes de palangriers basées à l'île de la Réunion (CTOI 2011).

La pression exercée par la pêche côtière est intense dans toute l'Asie du sud-est et les jeunes requins et les nouveau-nés sont fortement exploités, de nombreux requins immatures étant également capturés dans d'autres zones (SEAFDEC, 2006). Au large de l'Indonésie, le *S. lewini* est ciblé et également victime des captures accessoires de la pêche à la palangre, des filets maillants pour les

thons et des chaluts à crevettes dans plusieurs zones de la région (White et al., 2006 ; SEAFDEC, 2006). En outre, les bateaux étrangers cibleraient les requins dans les eaux à l'est de l'Indonésie (Clarke et Rose 2005). Étant donné les déclins notables de l'abondance de l'espèce dans des zones pour lesquelles il existe des données, il y a des raisons de craindre que des déclins similaires se produisent dans d'autres zones de l'océan Indien et du Pacifique ouest, où la pression exercée par la pêche est forte.

L'Inde a répondu positivement à la demande de consultation des États de l'aire de répartition faite par les États-Unis et a fourni les informations suivantes. En Inde, le *S. lewini* est capturé par les filets maillants flottants et de fond, les palangres flottantes et les engins à hameçons. Le requin est consommé frais, séché ou salé par les humains ; le foie est traité pour l'huile et les ailerons ont une forte valeur à l'export. Entre 2000 et 2002, le S. lewini a compté pour 8,1 % du total des débarquements de requins dans le port de pêcheurs de Cochin, leur taille variant de 1,2 à 1,5 m. Entre 2007 et 2011, le *S. lewini* a représenté entre 8,1 à 16,1 % du total des débarquements à Cochin, leur taille diminuant généralement avec le temps. Les débarquements actuels montrent une tendance à la hausse, mais les grandes quantités de jeunes requins pêchés sont un signe de surexploitation.

3.2 Destruction de l'habitat

Les écosystèmes côtiers qui servent de zones de reproduction à de nombreuses espèces de requins, dont les requins-marteaux, sont confrontés à des menaces à la fois environnementales et anthropiques contre leur intégrité (Knip et al., 2010). Les menaces environnementales incluent les changements de température et la salinité dus à l'augmentation de la température de l'eau, ainsi que d'autres facteurs dus au changement climatique (Masselink et al., 2008), tandis que la pêche (Pauly et al., 1998) et la dégradation et la perte des habitats causées par les installations humaines, telles que le dragage, les constructions, la pollution et la déforestation, font partie des principales menaces anthropiques auxquelles les populations côtières de requins sont confrontées (Suchanek, 1994 ; Vitousek et al., 1997). Et c'est ce déclin des grands requins dans les écosystèmes côtiers qui cause des cascades trophiques avec de lourdes conséquences écologiques (Baum & Myers, 2004).

3.3 Menaces indirectes (polluants des écosystèmes)

Les forts niveaux de polluants dans les écosystèmes (PCB, organochlorés et métaux lourds), qui sont bio-accumulables et bio-amplifiés à de forts niveaux trophiques sont liés à l'infertilité des requins (Stevens et al. 2005). On a observé de forts niveaux d'OH-PCB chlorés chez les *S. lewini* vivant dans les eaux côtières du Japon (Nomiyama et al., 2011). Escobar-Sanchez et al. (2010) a conclu que les niveaux de mercure des *S. zygeana* capturés dans le Pacifique au large du Mexique respectaient la sécurité alimentaire. Toutefois, dans une étude récente de Maz-Courrau et al. (2012), les niveaux de mercure du *S. zygeana* dans la péninsule californienne de Baja dépassaient la limite fixée par le gouvernement mexicain pour la consommation humaine.

3.4 Menaces touchant particulièrement les migrations

La migration des *S. lewini* en haute mer rend les requins-marteaux halicornes très vulnérables à la pêche (Ketchum et al., 2014). Le *S. lewini* est capturé et victime de captures accessoires par des sociétés de pêche domestique dans des Zones économiques exclusives et par des sociétés de pêche multinationales en haute mer. Le schéma de migration de l'espèce entre les zones côtières peu profondes et les zones en haute mer profondes rend l'espèce vulnérable aux différents engins utilisés par les grandes sociétés de pêche commerciale et par les petites sociétés de pêche.

Étant donné que les *S. lewini* migrent régulièrement entre les ZEE de différents États de l'aire de répartition et la haute mer, aucune partie d'aucun groupe de requins ne peut bénéficier complètement des mesures mises en place par un seul État dans ses eaux territoriales. Les protections régionales accordées par quelques Organisations régionales de gestion des pêches (ORGP) réduiront certaines menaces causées par la pêche à la palangre et à la senne coulissante, ciblant les thons et les espadons, mais ces mesures n'offrent pas de protection totale contre tous les types de pêche de la région.

3.5 Exploitation nationale et internationale

La viande des jeunes *S. lewini*, souvent commercialisée sous des noms de poissons couramment vendus, est consommée localement en Amérique centrale. Selon Vannuccini (1999), parmi les pays consommant de la viande de requins-marteaux (généralement salée ou fumée) l'on peut citer le Mexique, le Mozambique, les Philippines, les Seychelles, l'Espagne, le Sri Lanka, la Chine (Taïwan), la Tanzanie et l'Uruguay. En outre, la mâchoire et les dents de cette espèce sont collectées et vendues en tant que curiosités marines. L'huile de foie fait aussi partie des produits extraits de cette espèce (CITES, 2013). Néanmoins, le moteur principal des captures et du commerce de cette espèce est la demande internationale d'ailerons de requins.

Prélèvement des ailerons de requins

Les ailerons des requins-marteaux sont très recherchés en commerce international pour leur taille et leur nombre élevé de rayures (ceratotrichia) (Rose, 1996). Selon les guides japonais des ailerons (Nakano, 1999), les ailerons de S. zygaena, similaires sur le plan morphologique à ceux du S. lewini, sont fins et incurvés, la hauteur de l'aileron dorsal dépassant la largeur de sa base. Du fait de la valeur plus importante des ailerons triangulaires plus grands des requins-marteaux, les commerçants les séparent de ceux des carcharhinidés, qui sont souvent mis ensemble. Une évaluation du marché des ailerons de requins de la RAS de Hong Kong a révélé que plusieurs catégories du marché chinois contenaient des ailerons issus d'espèces de requins-marteaux : « Bai Chun » (S. lewini), « Gui Chun » (S. zygaena), « Gu Pian » (S. mokarran) et la catégorie générale « Chun Chi », qui contient à la fois du S. lewini et du S. zygaena avec un rapport d'environ 2:1 respectivement. Des tests ADN effectués sur les ailerons de requins obtenus dans le marché de Hong Kong ont révélé qu'environ 6 pour cent des ailerons identifiés étaient issus de requins-marteaux (Clark et al., 2006b). À partir de cette information, les scientifiques ont estimé qu'environ 1,3 millions à 2,7 millions de requins-marteaux halicornes et requins-marteaux lisses étaient exploités pour le commerce des ailerons chaque année, un total correspondant à une biomasse de 49.000 à 90.000 t (Clarke et al., 2006a).

Par ailleurs, la pêche de loisir du requin-marteau est pratiquée dans certaines zones côtières, dont toute la côte sud-est des États-Unis et le Sud du Brésil de novembre à mars (été).

Commerce illégal

Le commerce de ces espèces est peu régulé et l'étendue des activités liées au commerce illégal est inconnue. Bien que la CITES répertorie le S. lewini, le S. mokarran et le S. zygaena dans l'Annexe II, sa mise en œuvre a été retardée de 18 mois (septembre 2014) et cinq pays ont émis des réserves (Canada, Guyane, Japon, Yémen) (CITES, 2014).

La plupart des règlementations des ORGP et certaines lois nationales interdisent le prélèvement des ailerons de requins en pleine mer (le fait de se débarrasser de la carcasse et de transborder les ailerons en pleine mer). Mis à part cette pratique, interdite par la plupart des Organisations régionales de gestion des pêches et certaines lois nationales, le commerce de cette espèce est très

peu contrôlé (voir toutefois la disposition de l'ICCAT de 2010, ci-dessous). D'autres pays ont complètement interdit le commerce des requins. Par exemple, les Bahamas ont interdit la vente, l'importation et l'exportation de requins, parties de requins et produits issus des requins dans ses eaux territoriales. Les Maldives et les îles Marshall interdisent également le commerce des requins, tandis que le Honduras a déclaré un moratoire sur la pêche au requin dans ses eaux territoriales. En outre, Guam et le Commonwealth des Îles Mariannes du Nord (territoires américains) interdisent tous les deux la vente ou le commerce d'ailerons de requins dans leurs eaux territoriales. Les membres de l'ICCAT n'ont pas le droit de conserver, transborder, débarquer, entreposer, vendre ou offrir à la vente toute partie ou carcasse entière de requin-marteau de la famille des Sphyrnidae (à l'exception du S. tiburo). Bien que les États en développement soient exempts de cette interdiction, ils doivent s'assurer que les Sphyrnidae ne soient pas introduits dans le marché international. Par conséquent, les sociétés de pêche sous l'égide de l'ICCAT ne doivent pas faire de commerce. À ce jour, le Comité d'application de l'ICCAT n'a pas vérifié que les Parties contractantes mettaient bien en œuvre cette mesure. Toutes les Parties de l'ICCAT n'ont pas rendu compte de leur mise en application au niveau national ; leur part de commerce international qui ne respecte pas les règlementations est donc inconnue. Il est fortement possible que les pays potentiellement exportateurs ou importateurs de ces produits n'ont pas mis en place de règlementation domestique afin de contrôler ou empêcher ce commerce. Par ailleurs, les pays potentiellement importateurs ne sont pas tous des parties de l'ICCAT et ne savent peut-être pas qu'ils doivent respecter cette mesure ou peut-être n'y sont-ils pas obligés.

Les requins-marteaux sont concernés par les acticités de pêche INN. Par exemple, environ 120 bateaux de pêche à la palangre ont été signalés opérant illégalement dans les eaux côtières de l'ouest de l'océan Indien avant 2005 et ce chiffre était susceptible d'augmenter (CTOI 2005). Ces bateaux ciblaient principalement les Sphyrna spp et les Rhynchobatus djiddensis pour leurs ailerons (Dudley et Simpfendorfer, 2006). La pêche illégale par des bateaux industriels et le prélèvement des ailerons de requins ont été signalés dans d'autres parties de l'océan Indien (Young, 2006).

La pêche INN a fortement augmenté dans le nord de l'Australie au cours des dernières années (J. Stevens, obs. pers.). La pêche illégale au large des Galapagos est opérée par des pêcheurs locaux et des flottes artisanales et industrielles issues de l'Équateur continental et d'ailleurs, ciblant souvent les requins pour leurs ailerons.
Lack & Sant (2008) ont dressé une évaluation de la pêche illégale des requins-marteaux (ni déclarée, ni réglementée) à partir des documents existants. Les auteurs ont découvert que le Sphyrna spp. et le requin soyeux (Carcharhinus falciformis) étaient les espèces les plus citées en matière de pêche illégale. Parmi les autres faits récents datant de 2011 l'on peut citer les 2.000 requins-marteaux sans aileron aux Galapagos, les carcasses de requins-baleines découverts dans la réserve faunique de Malpelo (en Colombie) et les 357 requins morts, dont des requins-marteaux, capturés dans les Galapagos.

En mai 2012, à Belém, au nord du Brésil, dans le cadre d'une opération de surveillance, un chargement non déclaré de plus de 7 tonnes d'ailerons de plusieurs espèces, sans les carcasses respectives, a été saisi. Sur les photos de la saisie, il est possible de distinguer de « grands » ailerons, issus de requins-marteaux.

4. Situation et besoins de protection

4.1 Protection nationale

En 1998, l'Agence environnementale du gouvernement brésilien (IBAMA – Institut brésilien pour l'environnement et les ressources naturelles renouvelables) a fait un premier pas vers le contrôle du

prélèvement des ailerons (prélever les ailerons et se débarrasser des carcasses des requins-marteaux) (Portaria IBAMA 121 daté du 24/08/1998) en interdisant cette pratique pour tous les bateaux opérant dans les eaux brésiliennes (Kotas et al., 2005 ; Kotas et al., 2000). Comme la mise en œuvre de cette loi s'est avérée difficile, il a été recommandé de débarquer les carcasses avec les ailerons encore attachés au corps des requins-marteaux. En 2004, l'instruction normative MMA nº 05 a été publiée et dévoilait la liste des espèces de la faune en danger d'extinction et des espèces surexploitées au Brésil. Le *S. lewini* et le *S. zygaena* font partie de la liste des espèces surexploitées.

Le 18 juillet 2011, le Honduras a fait de ses eaux un « Sanctuaire pour les requins », interdisant la capture de toutes les espèces de requins, ainsi que la pratique du prélèvement des ailerons.

Le *S. lewini* devrait bénéficier de la législation mise en place par la Polynésie française (2006), les Palaos (2003, 2009), les Maldives (2010), le Honduras (2011), les Bahamas (2011), les Tokelau (2011) et les îles Marshall (2011) qui interdit la pêche au requin dans toutes leurs Zones économiques exclusives. D'autres pays disposent de zones protégées où la pêche au requin est interdite, telles que les îles Cocos (Costa Rica), le Sanctuaire de Malpelo (Colombie) et la réserve marine des Galapagos (Équateur). Certains pays, comme les États-Unis, le Chili et le Costa Rica exigent que les requins soient débarqués avec leurs ailerons toujours naturellement attachés. L'interdiction de la pratique de prélèvement des ailerons de requins, mise en place par 21 pays, l'Union européenne et neuf ORGP pourrait également contribuer à réduire la mortalité des requins (Camhi et al., 2009).

Aux États-Unis, les *S. lewini* sont gérés en tant que membres du complexe des grands requins côtiers de l'Atlantique, avec une évaluation des stocks distincte. Que ce soit par le passé ou aujourd'hui, ils sont victimes de la surpêche (état des stocks du 4ème trimestre 2011 du NMFS). En avril 2011, une nouvelle évaluation des stocks pour l'Atlantique nord-ouest a été publiée. Dans le cadre de la loi Magnuson Stevens, un délai de deux ans est décrété pour mettre en place un plan de reconstitution visant à mettre fin à la surpêche. À partir de l'évaluation des stocks, il avait été estimé qu'un total admissible de capture (TAC) de 2.853 requins-marteaux halicornes par an (ou 69 pour cent des captures de 2005) permettrait avec une probabilité de 70 pour cent de reconstituer le RMD en 10 ans. Le *S. mokarran* et le *S. zygaena* font également partie du complexe des grands requins côtiers de l'Atlantique, mais sont évalués à l'échelle du complexe. L'état de surpêche passé et actuel de ce complexe est inconnu à partir du 4ème trimestre de 2011 (état des stocks du 4ème trimestre 2011 du NMFS). Pour ces trois espèces, il existe des quotas, un accès limité, des périodes de fermeture de certaines zones, des limites pour la pêche récréative et l'obligation que tous les requins soient débarqués des bateaux avec leurs ailerons encore naturellement attachés. Le prélèvement des ailerons de requins dans les eaux américaines a été interdit en décembre 2011 avec l'adoption de la loi « Shark Finning Prohibition Act ». L'obligation de débarquer les requins avec leurs ailerons encore naturellement attachés a été adoptée en janvier 2011 avec le passage de la loi « Shark Conservation Act ». En août 2011, les États-Unis ont publié une dernière règle visant à interdire la rétention des grands requins, des requins lisses et des requins-marteaux halicornes capturés par les sociétés de pêche ICCAT.

Afin de tenter de mettre fin au prélèvement illégal des ailerons dans les Galapagos, le gouvernement équatorien a publié un décret en 2004 interdisant l'exportation d'ailerons en-dehors de l'Équateur. Malheureusement, le décret a entraîné la création de voies commerciales illégales, les ailerons étant maintenant exportés principalement par le Pérou et la Colombie, où il n'existe aucune interdiction de cette pratique. Les mesures de gestion du Maroc incluent une pêche totale maximale de 5 %, l'obligation de fournir des registres, l'interdiction de manipuler les requins à bord et l'interdiction de prélever les ailerons ou d'extraire l'huile. En 1998, l'Agence environnementale du gouvernement brésilien (IBAMA – Institut brésilien pour l'environnement et les ressources naturelles renouvelables) a fait un premier pas vers le contrôle du prélèvement des ailerons (Portaria IBAMA

121 daté du 24 août 1998) en interdisant cette pratique pour tous les bateaux opérant dans les eaux brésiliennes (Kotas et al., 2005 ; Kotas et al., 2000). La mise en œuvre de cette loi était difficile et les lois suivantes exigeaient de débarquer les carcasses avec les ailerons encore attachés pour les requins-marteaux et les autres espèces de requins. Cette nouvelle loi, publiée en 2004 est l'Instruction normative MMA n° 05. Le Brésil a également mis en place des restrictions de taille minimale pour les *S. lewini* et les *S. zygaena*.

En Équateur, avec le décret exécutif n° 486 publié en juillet 2007 et réformé en février 2008, le pays a mis en place des règlementations relatives à la capture accessoire des requins, à leur commerce et à leur exportation en Équateur continental : la pêche directe des requins, l'utilisation d'engins et de systèmes de pêche destinés spécifiquement à capturer des requins, ainsi que la pratique du « prélèvement des ailerons » sont interdites. En outre, l'Équateur a adopté des mesures de conservation et de gestion des ressources en requins à travers la mise en œuvre du Plan national d'action pour la conservation et la gestion des requins en Équateur.

4.2 Protection internationale

Les requins-marteaux sont répertoriés à l'Annexe I de la CNUDM et devraient faire l'objet de dispositions concernant la gestion de la pêche dans les eaux internationales. Le Plan d'action international pour la conservation et la gestion des requins (PAI-Requins) de l'OAA, qui recommande que les ORGP mènent régulièrement des évaluations des populations de requins et que les États membres coopèrent aux plans conjoints et régionaux de gestion des requins, présente également de l'intérêt. Les pays qui mettent en place le PAI-Requins sont l'Argentine, le Brésil, la France, le Japon, la Malaisie, le Mexique, la Nouvelle Zélande, le Portugal, l'Espagne, la Thaïlande, le Royaume-Uni et les États-Unis. Cependant, comme pour les autres requins, les règlementations internationales concernant les requins-marteaux sont limitées et peu de pays régulent la pêche au requin-marteau. Il est interdit conserver à bord, transborder, débarquer, entreposer, vendre ou offrir à la vente toute partie ou carcasse entière de requin-marteau de la famille des Sphyrnidae au sein des sociétés de pêche sous l'égide de la Convention de l'ICCAT (à l'exception du S. tiburo). Bien que les États côtiers en développement soient exempts de cette interdiction, ils doivent s'assurer que les requins-marteaux ne soient pas introduits dans le marché international. Les ORGP ont adopté l'interdiction du prélèvement des ailerons, qui exige l'utilisation complète des requins capturés et encourage la libération des requins vivants capturés de manière accidentelle. Si elle est appliquée efficacement, cette mesure pourrait contribuer à réduire le nombre de requins-marteaux tués exclusivement pour leurs ailerons. Les règlementations des ORGP ne concernent que les entités qui sont des Parties contractantes et les sociétés de pêche sous l'égide de la Convention ; ainsi, la capture et le commerce des requins-marteaux sont très peu gérés et règlementés.

En 2008, la Communauté européenne a proposé l'interdiction de la rétention de toutes les espèces de requins-marteaux sous l'égide de l'ICCAT, mais la mesure a rencontré l'opposition et a été rejetée. La plupart des Organisations régionales de gestion des pêches ont mis en place l'interdiction du prélèvement des ailerons qui, si elle est appliquée efficacement, pourrait réduire le nombre de requins-marteaux tués exclusivement pour leurs ailerons. Les ORGP qui ont mis en place l'interdiction du prélèvement des ailerons sont : l'ICCAT, la CGPM, la CTOI, la CITT, la NAFO, l'OPASE, la WCPFC, la CCAMLR et la CPANE. En novembre 2011, les huit pays membres du Système d'intégration de l'Amérique centrale (SICA : Belize, Costa Rica, République Dominicaine, Salvador, Guatemala, Honduras, Nicaragua et Panama) ont adopté une règlementation conjointe contraignante interdisant le prélèvement des ailerons de requins. Contrairement à l'interdiction adoptée dans de nombreux pays, la règlementation OSP-05-11 (mise en œuvre le 1er janvier 2012) s'applique non seulement aux bateaux domestiques et étrangers qui capturent et débarquent des requins dans des pays appartenant au SICA, mais également aux bateaux pratiquant la pêche dans les eaux internationales et arborant un drapeau d'un pays membre du SICA. Les

gouvernements membres peuvent seulement autoriser le débarquement de requins lorsque les ailerons sont encore naturellement attachés au corps entier ou à une partie du corps du requin. En 2011, l'ICCAT a adopté une recommandation qui exigeait que toute partie qui ne transmettait pas de données spécifiques aux requins devait soumettre un plan d'amélioration de la collecte des données au CPRS d'ici juillet 2012 (Recommandation 11-08). À ce jour, le Comité d'application de l'ICCAT n'a pas évalué la mise en place de cette mesure par les Parties contractantes. Toutes les Parties de l'ICCAT n'ont pas rendu compte de la mise en œuvre de cette mesure à l'échelle nationale ; leur niveau de commerce international qui est peut-être non conforme est donc inconnu. Il est possible que les pays importateurs et exportateurs de ces produits n'aient pas mis en place de règlementation domestique pour contrôler ou empêcher ce commerce.

Par ailleurs, tous les pays potentiellement importateurs ne sont pas Parties de l'ICCAT et ne savent peut-être pas qu'ils doivent respecter cette mesure ou peut-être n'y sont-ils pas obligés. La résolution 08/04 de la CTOI exige des registres des captures pour les bateaux pratiquant la pêche à la palangre et la Recommandation 11/06 élargit cette exigence à tous les bateaux pratiquant la pêche à la senne coulissante, au filet maillant, à la canne à pêche ou à la ligne. La CTOI a rejeté l'interdiction de rétention des requins-marteaux.

Le *S. lewini*, le *S. mokarran* et le *S. zygaena* ont été ajoutés à l'Annexe II de la CITES en mars 2013, mais la mise en œuvre n'est pas encore effective.

Le Conseil de l'Union européenne a adopté une proposition visant à modifier la Règlementation (EC) n° 1185/2003 sur le prélèvement des ailerons de requins. Depuis le 6 juin 2013, les ailerons des requins doivent rester attachés à bord des bateaux.

4.3 Besoins supplémentaires en matière de protection

La pêche intensive à l'échelle mondiale, le développement côtier et la croissance de la population humaine représentent tous des menaces qui semblent insurmontables pour la survie du *S. lewini*. Il faut prendre des décisions volontaristes et préventives afin d'atténuer le déclin rapide des populations de l'espèce, observé au cours des dernières décennies. Une inclusion du *S. lewini* aux Annexes I et II constituerait une prise de position sans équivoque sur les préoccupations pesant sur l'espèce et affirmerait l'engagement à mettre en place des stratégies visant à restaurer les populations.

5. États de l'aire de répartition

5.1 États de l'aire de répartition qui sont des Parties

Angola (Angola); Antigua-et-Barbuda; Australie (Queensland, Australie occidentale); Bénin; Cameroun; Cap Vert; Congo; Costa Rica; Côte d'Ivoire; Cuba; Djibouti; Équateur; Égypte; Guinée équatoriale; Érythrée; France (Guyane française, Guadeloupe, Nouvelle Calédonie); Gabon; Gambie; Ghana; Guinée; Guinée-Bissau; Honduras; Inde; Iran; Libéria; Mauritanie; Nigéria; Pakistan; Panama; Philippines; Sao Tomé et Principe ; Arabie Saoudite; Sénégal; Afrique du Sud; Togo; Uruguay; Yémen.

5.2 États de l'aire de répartition qui ne sont pas des Parties

Anguilla; Aruba; les Bahamas; Bahreïn; Barbade; Belize; Brésil; îles Caïmans; Chine; Colombie; Dominique; République Dominicaine; le Salvador; Grenade; Guyane; Haïti; Indonésie; République Islamique d'Irak; Jamaïque; Japon; Koweït; Maldives; Mexique; Birmanie; Namibie; Nicaragua; Oman; Qatar; Saint-Christophe-et-Nevis; Saint Lucie; Saint-Vincent-et-les-Grenadines; Sierra

Leone; Suriname; Thaïlande; Trinidad et Tobago; Émirats Arabes Unis; États-Unis (Alabama, Californie, Delaware, Floride, Géorgie, Hawaï., Louisiane, Maryland, Mississippi, New Jersey, Caroline du Nord, Porto Rico, Caroline du Sud, Texas, Virginie); Venezuela, République bolivarienne de ; Vietnam.

6. Commentaires des États de l'aire de répartition

7. Remarques supplémentaires

8. Références

Anislado-Tolentino, V. and C. Robinson-Mendoza. 2001. Age and growth for the scalloped hammerhead shark, Sphyrna lewini (Griffith and Smith, 1834) along the Central Pacific coast of Mexico. Ciencias Marinas 27:501–520.

Arauz, R., Y. Cohen, J. Ballestero, A. Bolaños & M. Pérez. 2004. Decline of Shark Populations in the Exclusive Economic Zone of Costa Rica. International Symposium on Marine Biological Indicators for Fisheries Management. UNESCO, FAO. Paris, France. March, 2004.

Bass, A.J., D'Aubrey, J.D. and N. Kistnasamy. 1975. Sharks of the east coast of southern Africa. III. The families Carcharinidae (excluding *Mustelus* and *Carcharhinus*) and Sphyrnidae. South African Association for Marine Biological Research. Oceanographic Research Institute Investigational Report 38: 1-100.

Baum, J.K., Myers, R.A., Kehler, D.G., Worm, B., Harley, S.J. and Doherty, P.A. 2003. Collapse and Conservation of Shark Populations in the Northwest Atlantic. Science 299: 389-392.

Baum, J.K. & Myers, R.A. 2004. Shifting baselines and the decline of pelagic sharks in the Gulf of Mexico. Ecology Letters 7: 135–145.

Bejarano-Alvarez, O.M. 2007. Biologia reproductive del tiburon martillo Sphyrna lewini (Griffith y Smith, 1834) en Salina Cruz, Oaxaca, Mexico. Instituto Politecnico Nacional, Centro Interdisiplinario de Ciencias Marinas, Maestro Tesis. 29 Mayo, 2007.

Bessudo, S. & German Andres Soler & A. Peter Klimley & James T. Ketchum & Alex Hearn & Randall Arauz. 2011. Residency of the scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) at Malpelo Island and evidence of migration to other islands in the Eastern Tropical Pacific Environ Biol Fish 91: 165–176.

Buencuerpo, V., Rios, S. and Moron, J. 1998. Pelagic sharks associated with the swordfish, Xiphias gladius, fishery in the eastern North Atlantic Ocean and the Strait of Gibraltar. Fishery Bulletin 96:667–685.

Bystrom, A. & P. Cardenas-Valenzuela. In press. Percepción de los pescadores artesanales del distrito de Bejuco (Guanacaste, Costa Rica) sobre la sostenibilidad del uso de líneas de fondo. Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Camhi, M.D., S.V. Valenti, S.V. Fordham, S.L. Fowler and C. Gibson. 2009. The Conservation Status of Pelagic Sharks and Rays: Report of the IUCN Shark Specialist Group Pelagic Shark Red List Workshop. IUCN Species Survival Commission Shark Specialist Group. Newbury, UK. x + 78p.

Carlson, J.K., I.E. Baremore, and D.M. Bethea. 2005. The direct shark gillnet fishery, catch and bycatch 2004. National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Science Center, PCB-05-01. Panama City, FL.

Carta Nacional Pesquera. 2010 Diario Oficial de la Federación 2 de diciembre, 2010. SAGARPA Acuerdo por el que se da a conocer la Carta Nacional Pesquera.

Castro, J. 2011. The sharks of North America. Oxford University Press. New York. 613 pp.

Clarke, T.A. 1971. The ecology of the scalloped hammerhead shark, Sphyrna lewini, in Hawaii. Pacific Science 25: 133-144.

Clarke, S. and Rose, D.A. 2005. Regional Fisheries and Trade. In: Fowler, S. L., Cavanagh, R. D., Camhi, M., Burgess, G. H., Cailliet, G. M., Fordham, S. V., Simpfendorfer, C. A. and Musick, J. A. (eds), Sharks, Rays and Chimaeras: The Status of the Chondrichthyan Fishes. Status Survey. , pp. 24-29. IUCN/ SSC Shark Specialist Group, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Clark, S.C. et al. 2006(a). Global estimates of shark catches using trade records from commercial markets. Ecology Letters 9(10):1115–1126.

Clarke, S.C. et al. 2006(b). Identification of shark species composition and proportion in the Hong Kong shark fin market based on molecular genetics and trade records. Conservation Biology 20(1): 201-211.

Compagno, L.J.V., FAO species catalogue. Vol. 4. 1984 Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 2. Carcharhiniformes. FAO Fish.Synop. 125 (4): 545-546.

Convención Interamericana del Atún Tropical (CIAT). 2012. Información estadística Number of hammerhead sharks captured in purse seine observer trips in the EPO, Class 6 vessels. Data preparation date: June 15, 2012

Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES). 2010. Proposal to include Hammerhead, Sandbar, and Dusky Sharks in Appendix II. Fifteenth meeting of the Conference of Parties, 13-25 March 2010. May 13, 2014. http://www.cites.org/eng/cop/15/prop/E-15-Prop-15.pdf

Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Flora and Fauna (CITES). 2013. Proposal to include scalloped hammerhead sharks and lookalike species in Appendix II. CoP16. Bangkok, Thailand.

Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Flora and Fauna (CITES). 2014. Reservation entered by parties. May 16, 2014. http://cites.org/eng/app/reserve.php

Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES). 2013. Proposal to include Hammerhead Sharks in Appendix II. Sixteenth meeting of the Conference of Parties, 3-14 March 2013.

Cook, S. 1990. Trends in Shark Fin Markets: 1980, 1990, and Beyond. Chondros, 15 March. Pg 3. Cortés E. 1999. Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. ICES Journal of Marine Science 56:707–17.

Diario Oficial de la Federación (DOF). 2012. Acuerdo por el que se modifica el Aviso por el que se da a conocer el establecimiento de épocas y zonas de veda para la pesca de diferentes especies de la fauna acuática en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos, publicado el 16 de marzo de 1994 para establecer los periodos de veda de pulpo en el Sistema Arrecifal Veracruzano, jaiba en Sonora y Sinaloa, tiburones y rayas en el Océano Pacífico y tiburones en el Golfo de México.

Doño, F. 2008. Identificación y caracterización de áreas de cría del tiburón Martillo (Sphyrna spp.) en las costas de Uruguay. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad de la República de Uruguay.

Dudley, S. and Simpfendorfer, C. 2006. Population status of 14 shark species caught in the protective gillnets off KwaZulu-Natal beaches, South Africa, 1978-2003. Marine and Freshwater Research 57: 225-240.

Duncan KM1, Martin AP, Bowen BW, DE Couet HG. 2006. Global phylogeography of the scalloped hammerhead shark (Sphyrna lewini). Mol Ecol. 15(8): 2239-2251.

Ebert, D.A.; S. Fowler & L Compango. 2013. Sharks of the World Wild Nature Press, Plymouth. 528 pp.

Escobar-Sánchez, O., F. Galván-Magaña & R. Rosíles-Martínez. 2010. Mercury and Selenium Bioaccumulation in the Smooth Hammerhead Shark, Sphyrna zygaena Linnaeus, from the Mexican Pacific Ocean. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 84(4): 488-491.

Ferretti, F., R.A. Myers, F. Serena and H.K. Lotze. 2008. Loss of large predatory sharks from the Mediterranean Sea. Conservation Biology 22:952-964.

Fischer, J., Erikstein, K., D'Offay, B., Barone, M. & Guggisberg, S. 2012. Review of the Implementation of the International Plan of Action for the Conservation and Management of Sharks. FAO Fisheries and Aquaculture Circular No. 1076. Rome, FAO. 120 pp.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2010. Report of the third FAO Expert Advisory Panel for the Assessment of Proposals to Amend Appendices I and II of CITES Concerning Commercially-exploited Aquatic Species. Rome, 7–12 December 2009. FAO Fisheries Report. No. 925. Rome, FAO. 144 p

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2014. Major fishing areas. May 13, 2014. http://www.fao.org/fishery/area/search/en

Galina, A.B. and Vooren, C.M. 2005. Captura de fêmeas grávidas de Sphyrna lewini (Griffith & Smith, 1834) com rede de emalhe na costa do Rio Grande do Sul, durante o verão de 2004/2005. In: II Congresso Brasileiro de Oceanografia, 9-12 de outubro de 2005 (Resumos). Vitória, ES.

Hayes, C.G., Y. Jiao & E. Cortes. 2009. Stock assessment of scalloped hammerhead sharks in the Western North Atlantic Ocean and Gulf of Mexico. North American Journal of Fisheries Management.

Hearn, A., J. Ketchum, A.P. Klimley, E. Espinoza & C. Peñaherrera. 2010. Hotspots within hotspots? Hammerhead shark movements around Wolf Island, Galapagos Marine Reserve. Marine Biology. Vol 157(9):1899-1915.

Henderson, A.C., J.L. McIlwain, H.S. Al-Oufia, and S. Al-Sheilia. 2007. The Sultanate of Oman shark fishery: Species composition, seasonality and diversity. Fisheries Research 86: 159-168.

Herrera, Marco., Patricia Zarate and Nikita Gaibor. 2003. Los tiburones en la pesquería del ecuador. Instituto Nacional de Pesca, Ecuador y Estación Científica Charles Darwin. Unpublished report

Heupel, M. R. and McAuley, R. B. 2007. Sharks and Rays (Chondrichthyans) in the North-west Marine Region. Report to Department of the Environment and Water Resources, National Oceans Office Branch. Hobart, Tasmania.

Indian Ocean Tuna Commission (IOTC). 2005. Information on shark finning fisheries. IOTC-2005-S9-08[EN]. IOTC, Victoria, Seychelles.

Indian Ocean Tuna Commission (IOTC). 2011. Report of the Seventh Session of the IOTC Working Party on Ecosystems and Bycatch. Lankanfinolhu, North Malé Atoll, Republic of Maldives, 24-27 October 2011. IOTC-2011-WPEB07-R[E]: 99 pp.

Instituto Nacional de Pesca (INP). 2000. Sustentabilidad y pesca responsable en México: Evaluación y Manejo. Instituto Nacional de la Pesca, Sagarpa. 111 pp.

International Union for the Conservation of Nature (IUCN). 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 3.1. April 21, 2014. http://www.iucnredlist.org/

Jiao, Y., C. Hayes, and E. Cortés. 2008. Hierarchical Bayesian approach for population dynamics modelling of fish complexes without species-specific data. ICES Journal of Marine Science 66: 367 - 377.

Ketchum, J. T., A. Hearn, A. P. Klimley, C. Peñaherrera, E. Espinoza, S. Bessudo, G. Soler, and R. Arauz. 2014. /Inter island movements of scalloped hammerhead sharks (*Sphyrna lewini*) and seasonal connectivity in a marine protected area of the eastern tropical Pacific.Mar Bio. International Journal on Life in Oceans and Coastal Waters. DOI 10.1007/s00227-014-2393-y

Knip, D.M., M.R. Heupel & C.A. Simpfendorfer. 2010. Sharks in nearshore environments: models, importance, and consequences. Marine Ecology Progress Series 402: 1-11.

Kotas, J.E., Santos, S. dos, Guedes de Azevedo, V., Meneses de Lima, J.H., Neto, J.D. and Lin, C.F. 2000. Observations of shark bycatch in the monofilament longline fishery off southern Brazil and the National Ban on Finning. Abstract available at: <http://www.pacfish.org/sharkcon/documents/kotas.html>.

Kotas, J.E., M. Petrere Jr., dos Santos, S., G. de Azevedo, M. da Rocha Gamba, P.C. Conolly, R.C. Mazzoleni, M. Hostim-Silva, J. Pereira. 2001. Driftnets in southern Brazil. Capítulo da tese de doutoramento. Escola de Engenharia de São Carlos. CRHEA – USP. 66 p.

KOTAS, J.E. 2004. Dinâmica de populações e pesca do tubarão-martelo Sphyrna lewini (Griffith & Smith, 1834), capturado no mar territorial e zona econômica exclusiva do sudeste-sul do Brasil. PhD Thesis. São Paulo University – USP. 375 p.

Kotas, J.E., Petrere, M., Jr., Azevedo, V.G. de, Santos, S. 2005. A pesca de emalhe e de espinhel-de-superfície na Região Sudeste-Sul do Brasil. Série documentos Revizee: Score Sul. 72 p.

Kotas, J.E., Petrere, M. Jr., Fiedler, F., Mastrochirico, V. & Sales, G. 2008. A pesca de emalhe-de-superficie de Santa Catarina direcionada à captura dos tubarões-martelo, *Sphyrna lewini* (Griffith & Smith 1834) e *Sphyrna zygaena* (Linnaeus 1758). Atlântica, Rio Grande, 30(2) 113-128.

Lack, M. and Sant, G. (2008). Illegal, unreported and unregulated shark catch: A review of current knowledge and action. Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts and TRAFFIC, Canberra.

Martínez-Ortíz J, F Galván-Magaña, M Carrera-Fernández, D Mendoza-Intriago, C Estupiñán-Montaño & L Cedeño-Figueroa. 2007. Abundancia estacional de Tiburones desembarcados en Manta - Ecuador / Seasonal abundance of Sharks landings in Manta - Ecuador. En: Martínez-Ortíz J. & F. Galván-Magaña (eds). Tiburones en el Ecuador: Casos de estudio / Sharks in Ecuador: Case studies. EPESPO - PMRC. Manta - Ecuador. 9 - 27.

Masselink G, Austin M, Tinker J, O'Hare T & Russell P. 2008). Cross-shore sediment transport and morphological re- sponse on a macrotidal beach with intertidal bar morpho- logy, Truc Vert, France. Mar Geol 251:141–155

Maz-Courrau, A., C. López-Vera, F. Galván-Magaña, O. Escobar-Sánchez, R. Rosíles-Martínez, A. Sanjuán-Muñoz. 2012. Bioaccumulation and Biomagnification of Total Mercury in Four Exploited Shark Species in the Baja California Peninsula, Mexico. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 88(2) 129-134.

Mejía-Falla, P.A. y A.F. Navia. 2010. Efectos de la pesca de arrastre sobre la estructura del ensamblaje de elasmobranquios costeros del Pacífico colombiano. En: Memorias del II Encuentro colombiano sobre condrictios. Cali, Colombia. 64 p.

Mejía-Falla, P.A. y Navia, A.F. 2011. Estadísticas pesqueras de tiburones y rayas en el Pacífico colombiano. Documento Técnico Fundación SQUALUS No FS0111. 70 p.

Morgan A. and G.H. Burgess. 2007. At-vessel fishing mortality for six species of sharks caught in the northwest Atlantic and Gulf of Mexico. Gulf and Caribbean Research 19(2):1-7.

Myers, R.A., J.K. Baum, T.D. Shepherd, S.P. Powers, and C.H. Peterson. 2007. Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from a coastal ocean. Science, 30 March 007, 315: 1846-1850.

Nakano, H. 1999. Characterization of morphology of shark fin products. A guide of the identification of shark fin caught by the tuna longline fishery. Fisheries Agency of Japan.

Nance, H.A., Klimley, P., Galvan-Magana, F., Martinez-Ortiz, J., Marko, P.B. 2011. Demographic processes underlying subtle patterns of population structure in the scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini*. Plos One 6 (7): 1-12.

Naylor, G.J.P. et al. 2012. A DNA sequence-based approach to the identification of shark and ray species and its implications for global elasmobranch diversity and parasitology. Bulletin of the American Museum of Natural History 367:1-262.

Nomiyama, K., Y. Uchiyama, S. Horiuchi, A. Eguchi, H. Mizukawa, S.H. Hiratac, R. Shinohara, S. Tanabe. 2011. Organohalogen compounds and their metabolites in the blood of Japanese amberjack (Seriola quinqueradiata) and scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) from Japanese coastal waters. Chemosphere 85(3): 315-321.

Noriega, R. et al. 2011. Trends in annual CPUE and evidence of sex and size segregation of Sphyrna lewini: Management implications in coastal waters of northeastern Australia. Fisheries Research, 110 (3): 472-477.

Pauly D, Christensen V, Dalsgaard J, Froese R, Torres F (1998) Fishing down marine food webs. Science 279: 860–863

Piercy, A.N., Carlson, J.K., Sulikowski, J.A. and Burgess, G. 2007. Age and growth of the scalloped hammerhead shark, Sphyrna lewini, in the north-west Atlantic Ocean and Gulf of Mexico. Marine and Freshwater Research 58: 34-40.

Pinhal, D., Shivji, M.S., Vallinoto, M., Chapman, D.D., Gadig, O.B.F., and Martins, C. 2011. Cryptic hammerhead shark lineage occurrence in the western South Atlantic revealed by DNA analysis. Mar Biol, Online First, 23, December 2011.

Quattro, J.M. Evidence of cryptic speciation within hammerhead sharks (genus *Sphyrna*). Marine Biology. 148:1143-1155.

Rose, D. A. 1996. Shark fisheries and trade in the Americas, Volume 1: North America. Traffic, Cambridge, U.K

Rustrian, J.Z. 2010. Edad y crecimiento del tiburón martillo Sphyrna lewini (Griffith and Smith 1834) en la Costa Sur de Oaxaca, Mexico. Instituto Politecnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Maestro Tesis, 21 Septiembre, 2010.

Shing, C.A.C. 1999. Shark fisheries in the Caribbean: the status of their management including issues of concern in Trinidad and Tobago, Guyana and Dominica. FAO Fisheries Technical Paper (FAO) no. 378.

Simpfendorfer, C.A., Cavanagh, R.D., Tanaka, S. and Ishihara, H. 2005. Northwest Pacific. In: Fowler, S. L., Cavanagh, R. D., Camhi, M., Burgess, G. H., Cailliet, G. M., Fordham, S. V., Simpfendorfer, C. A. and Musick, J. A. (eds), Sharks, Rays and Chimaeras: The Status of the Chondrichthyan Fishes. Status Survey. pp. 150-160. IUCN/ SSC Shark Specialist Group, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Soriano-Velasquez, S.R., J.L. Castillo Geniz , D. Acal Sánchez, H. Santana Hernández, J. Tovar Ávila, C. Ramirez Santiago, L. González Ania, A. Liedo Galindo, y D. Corro Espinosa. 2011 Dictamen Técnico para Considerar Zonas Específicas para la Aplicación de vedas de tiburón y rayas en el Pacífico Mexicano. Instituto Nacional de la Pesca. SAGARPA. Abril 2011.

Southeast Asian Fisheries Development Center (SEAFDEC). 2006. Report on the Study on Shark Production, Utilization and Management in the ASEAN Region 2003-2004. Southeast Asian Fisheries Development Center Bangkok, Thailand.

Sperone, E. et al. 2012. Spatiotemporal patterns of distribution of large predatory sharks in Calabria (central Mediterranean, southern Italy). Acta Adriatica 53:13-24.

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.

Stevens, J. 2005. Sharks, Rays and Chimaeras: The Status of the Chondrichthyan Fishes (eds S.L. Fowler, R.D. Cavanagh, M. Camhi, G.H. Burgess, G.M. Cailliet, S.V. Fordham, C.A. Simpfendorfer and J.A. Musick). IUCN/SSC Shark Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. x + 461 pp.

Suchanek TH (1994) Temperate coastal marine communi- ties—biodiversity and threats. Am Zool 34:100–114

Tapiero, L. 1997. Contribución al conocimiento de la biología y dinámica poblacional de Sphyrna lewini (Pisces: Chondrichthyes) en el Pacífico colombiano. Tesis Biol., Univ. Valle, Cali. 143 pp.

Ulrich, G.F. 1996 "Fishery independent monitoring of large coastal sharks in South Carolina (1993-1995), final report" U.S. NOAA and Interjurisdictional Fisheries Act NA47FI0347-01.

United States Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Office of Sustainable Fisheries, Highly Migratory Species Management Division, "Draft Environmental Assessment, Regulatory Impact Review, and Initial Regulatory Flexibility Analysis for a Proposed Rule to Implement the 2010 International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas Recommendations on Sharks," April 2011.

Vannuccini, S. 1999. Shark utilization, marketing and trade. FAO Fisheries Technical Paper No. 389. FAO. Rome. 470 pp.

Vargas R., and R. Arauz. 2001. Reporte Técnico de la pesca de palangre de fondo en el talúd continental de Costa Rica. Programa Restauración de Tortugas Marinas PRETOMA. Not published.

Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, Melillo JM (1997). Human domination of earth's ecosystems. Science 277: 494–499

Vooren, C.M. & Lamónaca, A.F. 2003. Unpublished results of Project "Salvar Seláquios do Sul do Brasil - SALVAR", available on request. Research Contract FURG/CNPq-PROBIO 0069-00/02. Rio Grande, Fundação Universidade Federal do Rio Grande - FURG.

Vooren, C.M., Klippel, S. and Galina, A.B. 2005. Biologia e status conservação dos tubarão-martelo S. lewini e S. zygaena, pp: 97-112. In: Vooren. C. M. and Klippel, S. (eds) Ações para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil. Igaré, Porto Alegre.

Walker, P., Cavanagh, R.D., Ducrocq, M. and Fowler, S.L. 2005. Northeast Atlantic. In: Fowler, S. L., Cavanagh, R. D., Camhi, M., Burgess, G. H., Cailliet, G. M., Fordham, S. V., Simpfendorfer, C. A. and Musick, J. A. (eds), Sharks, Rays and Chimaeras: The Status of the Chondrichthyan Fishes. Status Survey. pp. 71-94. IUCN/ SSC Shark Specialist Group, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

White, W.T., Last, P.R., Stevens, J.D., Yearsley, G.K., Fahmi and Dharmadi. 2006. Economically Important Sharks and Rays of Indonesia. ACIAR Publishing, Canberra, 329.

Williams, P., and P. Terawasi. 2011. Overview of tuna fisheries in the western and central Pacific Ocean, including economic condition – 2010. WCPFC-SC7-2011/GN WP-1.

Young, C. 2006. Review of the state of world marine capture fisheries management: Indian Ocean. In: FAO Fisheries Technical Paper, pp. 458. Rome. FAO.

Zeeberg, J.J., A. Corten & E. de Graaf. 2006. Bycatch and release of pelagic megafauna in industrial trawler fisheries off Northwest Africa. Fisheries Research 78: 186–195.

Zerbini, A.N. and Kotas, J.E. 1998. A Note on Cetacean Bycatch in Pelagic Driftnetting off Southern Brazil. Report of the International Whaling Commission. Cambridge, U.K.

Annexe I

Dynamique des populations de *S. lewini*

Courbe de croissance (von Bertalanffy k)	0.13 année^{-1} (M, Atlantique NO) 0.09 année $^{-1}$ (F, Atlantique NO) 0.13 année $^{-1}$ (M, Pacifique Est) 0.15 année $^{-1}$ (F, Pacifique Est) 0.22 année $^{-1}$ (M, Pacifique Ouest) 0.25 année $^{-1}$ (F, Pacifique Ouest)	Piercy et al, (2007) Tolentino y Mendoza (2001) Chen et al (1990)
Taille à première maturité	131 cm FL (M, Atlantique NO) 180-200 cm FL (F, Atlantique NO) 152 cm FL (M, Pacifique Ouest) 161 cm FL (F, Pacifique Ouest) 108-123 cm FL (M, Australie) 154 cm FL (F, Australie) 138-154 cm FL (M, Atlantique SO) 184 cm FL (F, Atlantique SO) 135 cm FL (M, Indo-Pacifique)	Tolentino y Mendoza (2001) Chen et al (1988) Stevens y Lyle (1989) Hazin et al (2001) White et al (2008)
Âge à première maturité	6 ans (M, Atlantique NO) 15-17 ans (F, Atlantique NO)	CITES, 2013
Durée de vie	30,5 ans (Atlantique NO) 12,5 ans (Pacifique Est) 14 ans (Pacifique Ouest)	Piercy et al (2007) Tolentino y Mendoza (2001)
Période de gestation	8-12 mois (International)	Chen et al (1988) Hazin et al (2001) White et al (2008)
Cycle de reproduction	2 ans	Chen et al (1988) Hazin et al (2001) White et al (2008)
Nombre moyen de petits par portée	Aire de distribution normale = 12-41 23 (Atlantique NW) 14 (Atlantique SW) 25-26 (Indo-Pacifique)	Chen et al (1988) Hazin et al (2001) White et al (2008) Tapiero (1997)
Taux de croissance (r)	0.09 an $^{-1}$	Cortés et al (2009)

Annexe II

Tendances démographiques mondiales du *S. lewini*

Année	**Site**	**Données**	**Tendances**	**Référence**
1972-2003	Atlantique NO	Étude indépendante sur les sociétés de pêche (CPUE)	Réduction de 98 %*	Myers et al (2007)
1992-2003	Atlantique NO	Données de bord sur la pêche à la palangre pélagique (CPUE)	Réduction de 89 %*	Baum et al (2003)
1992-2005	Atlantique NO	Programme d'observation de la pêche à la palangre commerciale (CPUE)	Réduction de 76 %*	Baum et al (2003)
1983-1984 et 1991-1995	Atlantique NO	Étude indépendante sur les sociétés de pêche (CPUE)	Réduction de 66 %	Ulrich (1996)
1994-2005	Atlantique NO	Programme d'observation de la pêche commerciale aux filets dérivants (CPUE)	Réduction de 25 %*	Carlson et al (2005)
1994-2005	Atlantique NO	Programme d'observation de la pêche au requin à la palangre (CPUE)	Augmentation de 56 %*	Hayes et al (2009)
1995-2005	Atlantique NO	Étude indépendante sur les sociétés de pêche (CPUE)	Réduction de 44 %*	Ingram et al (2005)
1981-2005	Atlantique NO	Évaluation des stocks (CPUE)	Réduction de 72 %*	Jiao et al (2008)
1981-2005	Atlantique NO	Évaluation des stocks (CPUE)	Réduction de 83 %*	Hayes et al (2009)
1898-1922 1950-2006 1978-1999 1827-2000	Méditerranée	Observations de la pêche à la palangre (CPUE)	Réduction de 99 %*	Ferretti et al (2008)
1993-2001	Pacifique SO	Débarquements	Réduction de 60-90 %	Vooren et al (2005)
1992-2004	Pacifique Est	Observations	Réduction de 71 %*	Myers et al (2007)
2004-2006	Pacifique Est	Débarquements	Réduction de 51 %	Martínez-Ortiz et al (2007)
1963-2007	Pacifique Ouest	Senne de plage (CPUE)	Réduction de 85 %	de Jong y Simpfendorfer (2009)
1978-2003	Indien Ouest	Senne de plage (CPUE)	Réduction de 64 %*	Dudley y Simpfendorfer (2006)
1997-1998 et 2004-2005	Pacifique Est	Captures (CPUE)	Réduction de 50-75 %	Heupel y McAuley (2007)