



**CONVENTION SUR  
LES ESPÈCES  
MIGRATRICES**

Distribution : Générale

PNUE/CMS/COP12/Doc.25.1.20  
6 juin 2017

Original : anglais

12<sup>e</sup> SESSION DE LA CONFÉRENCE DES PARTIES  
Manille, Philippines, 23 - 28 octobre 2017  
Point 25.1 de l'ordre du jour

**PROPOSITION POUR L'INSCRIPTION DU  
REQUIN-BALEINE (*Rhincodon typus*)  
À L'ANNEXE I DE LA CONVENTION**

Résumé :

Les gouvernements des Philippines, d'Israël et du Sri Lanka ont soumis conjointement la proposition ci-jointe pour l'inscription du requin-baleine (*Rhincodon typus*) à l'Annexe I de la CMS.

\*Les dénominations géographiques employées dans le présent document n'impliquent d'aucune manière l'expression de quelque opinion que ce soit de la part du Secrétariat de la CMS (ou du Programme des Nations Unies pour l'environnement) concernant le statut juridique d'un pays, d'un territoire ou d'une région, ou concernant la délimitation de leurs frontières. Le contenu du présent document relève de la seule responsabilité de son auteur.

**PROPOSITION POUR L'INSCRIPTION DU REQUIN-BALEINE (*Rhincodon typus*)  
À L'ANNEXE I DE LA CONVENTION SUR  
LA CONSERVATION DES ESPÈCES MIGRATRICES APPARTENANT À LA FAUNE  
SAUVAGE**

**A. PROPOSITION :**

Inscription du requin-baleine, de la famille des *Rhincodon typus*, à l'Annexe I tout en conservant son statut actuel dans l'Annexe II, compte tenu de son statut d'espèce en voie d'extinction et du déclin continu de sa population. L'inscription des requins-baleines à l'Annexe I favorisera une amélioration de la protection de leurs sites d'agrégation, ainsi que des mesures concertées en vue de faire face aux menaces telles que les prises accessoires, la collision avec les navires et les impacts des pratiques de tourisme non durables liées à l'espèce.

**B. AUTEUR DE LA PROPOSITION :** Le gouvernement des Philippines, coparrainé par les gouvernements d'Israël et du Sri Lanka

**C. MÉMOIRE JUSTIFICATIF**

**1. Taxonomie**

- 1.1 Classe : Chondrichthyes
- 1.2 Ordre : Orectolobiformes
- 1.3 Famille : Rhincodontidae
- 1.4 Espèce : *Rhincodon typus* Smith, 1828
- 1.5 Synonymes du nom scientifique : Aucun synonyme à ce jour.
- 1.6 Nom(s) commun(s) : Anglais : whale shark ; Français : requin-baleine; Espagnol : tiburón ballena ; Hébreux : כריש לוויתן *karish livyatan*

**2. Vue d'ensemble**

Le requin-baleine (*Rhincodon typus*), le poisson le plus grand au monde, est une espèce cosmopolite des eaux tropicales et tempérées chaudes.

De nombreuses études génétiques font état d'une relation à long terme et à l'échelle des océans entre les requins-baleines. À court terme, les migrations des requins-baleines nous orientent vers les aires d'alimentation, où ils exploitent des sources de proies certes prévisibles, mais éphémères. En outre, ils suivent les variations de température et de productivité en plein océan. Tout au long de son existence, l'espèce démontre également un changement habitat prévisible et prononcé, où les requins adultes quittent les zones côtières pour probablement vivre presque exclusivement en haute mer. Les adultes migrent afin de se reproduire en pleine mer.

Les requins-baleines sont des espèces migratrices au-delà des frontières nationales et se déplacent des zones économiques exclusives nationales vers la haute mer. Les principales menaces actuelles à la vie des requins-baleines comprennent les prises de la pêche, les prises accessoires dans les filets, et collisions avec des navires. Autres menaces affectant les requins-baleines à l'échelle locale ou régionale.

Une réévaluation du statut de conservation des espèces mondial en vue de la Liste rouge des espèces menacées de l'UICN publiée en 2016 classe l'espèce comme espèce en danger à l'échelle mondiale à cause de la réduction de la taille de la population globale supérieure ou égale à 50 %. Dans l'océan Indo-pacifique, une réduction de la population de 63 % est déduite depuis les trois dernières générations (75 ans), et dans l'océan Atlantique, une réduction de la population de plus de 30 % est déduite.

Le requin-baleine a été inscrit dans l'Annexe II de la CMS en 1999. Celle-ci l'identifie comme une espèce migratrice dont l'état de conservation défavorable bénéficierait de la mise en œuvre d'accords de coopération internationaux. En 2010, la CMS a inscrit le requin-baleine dans son protocole d'entente sur les espèces de requins migrateurs. Le requin-baleine a été inscrit dans d'autres conventions et accords internationaux. L'espèce est incluse dans l'Annexe I (Espèces hautement migratrices) de la Convention des Nations unies sur le droit de la mer, et l'Annexe II de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES).

Les organisations régionales de gestion des pêches (ORGP) ont interdit le déploiement intentionnel des filets à seines coulissantes aux alentours de la zone d'habitat du requin-baleine dans les océans Pacifique oriental, Pacifique centre-ouest (PCO) et Indien, mais pas encore dans l'océan Atlantique.

Nous proposons que le requin-baleine soit reclassé sur une liste dans l'Annexe I du CMS et que la liste existant à l'Annexe II soit maintenue. Les requins-baleines remplissent les critères pour une inscription dans l'Annexe I en raison des habitudes migratoires propres à l'espèce, ainsi que leur statut mondial d'espèce en voie d'extinction sur la Liste rouge de l'IUCN.

De nombreuses parties à la CMS sont également membre des États des aires de répartition du requin-baleine et ne disposent pas encore de loi en vigueur relative à la protection de l'espèce. Bon nombre de ces pays sont des principaux points de rencontre des requins-baleines, notamment le Gabon, Madagascar, le Mozambique, la Pakistan, le Pérou, le Portugal et la Tanzanie. La protection juridique des requins-baleines ou de leurs habitats dans d'autres parties est compromise par les menaces des pays voisins. L'inscription dans l'Annexe I vise une attention accrue à la protection juridique dans les États des aires de répartition, et une sensibilisation accrue en termes d'exigences relatives à la conservation des requins-baleines.

### 3. Migrations

#### 3.1 Types de déplacement, distance, nature cyclique et prévisible de la migration

Les requins-baleines sont des espèces migratrices au-delà des frontières nationales, se déplacent des zones économiques exclusives nationales vers la haute mer (une définition élargie recommandée pour les requins migrateurs par Fowler 2014). Les études de marquage par satellite basées sur la position ont globalement enregistré des taux de déplacement moyens ou médians horizontaux de 24-38 km par jour chez les requins-baleines (Hueter et al. 2013, Hearn et al. 2016, Rohner et al. En cours de révision). À court et à moyen termes, les migrations des requins-baleines se font suivant les aires d'alimentation, où les requins exploitent les sources de proies prévisibles et éphémères, et suivent des variations saisonnières cycliques des écarts de température et de productivité (Mckinney et al. 2012, Sequeira et al. 2012). Tout au long de son existence, l'espèce démontre également un changement d'habitat prévisible et prononcé, où les requins adultes quittent les zones côtières pour probablement vivre presque exclusivement en haute mer (Ketchum et al. 2013, Ramírez-Macías et al. En cours de révision), et semblent migrer afin de se reproduire en pleine mer. (Hearn et al. 2016).

Dans la sous-population de l'Atlantique, les études de marquage par satellite et de photo-identification ont démontré que les requins-baleines migrent régulièrement entre les frontières nationales dans l'Ouest de l'Atlantique (Belize, Brésil, Cuba, Honduras, États-Unis ; Hueter et al. 2013, McKinney et al. En cours de révision, Graham 2007), et traversent même l'hémisphère Sud (Hueter et al. 2013). Des espèces de requins ont été enregistrées dans quatre différents pays dans cette région au cours des dix dernières années (Norman et al. En cours de révision).

Dans l'océan Indien, les requins-baleines se déplacent régulièrement entre le Mozambique et l'Afrique du Sud (Rohner et al. 2015, Norman et al. En cours de révision) et occasionnellement entre le Mozambique et Madagascar (Brunnschweiler et Sims 2011), les Seychelles (Andrzejczek et al. 2016), et la Tanzanie (Norman et al. En cours de révision). Le marquage

par satellite des requins-baleines de la mer rouge d'Arabie Saoudite révèle qu'ils se déplacent des eaux de l'Arabie Saoudite vers les eaux d'Égypte, du Soudan, de l'Érythrée, de Djibouti, du Yémen, de la Somalie et d'Oman (Berumen et al. 2014). Dans la région du Golfe arabo-persique, la photo-identification a montré que des espèces de requin se déplacent entre le Qatar, l'Iran, l'Arabie Saoudite, l'Oman et les Émirats arabes unis, les résultats de modélisation indiquant que le Golfe et le Golfe d'Oman adjacent dans la mer d'Arabie ne forment qu'une seule unité fonctionnelle (Robinson et al. 2016). Dans l'océan Pacifique, les requins-baleines ont été suivis des Îles Galapagos (Équateur) aux ZEE du Costa Rica (îles Cocos), en Colombie (Malpelo) et au Pérou (plateforme continentale), ainsi que dans les eaux internationales (Hearn et al. 2016). Dans le Golfe d'Eilat (également connu sous le nom de Golfe Aqaba), bras Nord-Est de la mer rouge, les requins-baleines arrivent comme prévu chaque année dans les eaux côtières territoriales israéliennes au cours des mois d'avril et mai, après avoir traversé les frontières internationales et pénétré les eaux territoriales israéliennes en provenance des eaux territoriales adjacentes d'Égypte, de Jordanie ou d'Arabie Saoudite.

Les requins-baleines adultes, particulièrement les femelles matures sont rarement aperçues dans les zones côtières. Toutefois, les grands requins femelle sont aperçus de façon saisonnière au niveau de certains monts sous-marins et des îles volcaniques, notamment l'île Darwin dans l'archipel des Galapagos (Équateur ; Acuña-Marrero et al. 2014, Hearn et al. 2016), île de Sainte-Hélène (RU ; Clingham et al. Préimpression), les archipels de São Pedro et de São Paulo au milieu de l'Atlantique (Brésil ; Macena et Hazin 2016), et au large des côtes du Pacifique au Mexique (Ramírez-Macías et al. 2012a). Ces migrations, nous le pensons, sont liées à la reproduction en raison de la présence massive des requins-baleines femelles en gestation et les signes de comportements liés à l'accouplement (Clingham et al. Préimpression, Macena et Hazin 2016).

Dans les deux cas, ces regroupements ou groupements sont généralement déterminés par les classes d'âge spécifiques : les jeunes mâles des secteurs d'alimentation côtiers et les requins adultes au niveau des monts sous-marins et des îles volcaniques (Rohner et al. 2015, Ketchum et al. 2013). Le changement d'habitat représenté ci-dessous indique que la migration prévisible est inhérente au cycle de vie des requins-baleines (Hueter et al. 2013).

Aux Philippines, le déplacement entre les régions a été établi grâce à la photo-identification (Araujo et al., 2014), même si quelques requins ont été aperçus de nouveau entre Donsol dans le Nord et la région du Visayas. Une correspondance internationale entre les Philippines et Taïwan a été rapportée par Araujo et al. (2016) grâce à la photo-identification. Hsu et al. (2007) ont également fait état de déplacements de certains requins-baleines du Sud vers les Philippines, ce qui pourrait indiquer une certaine fréquence de déplacement entre les pays. Les requins-baleines ciblés dans la mer Sulu aux Philippines ont migré vers les eaux malaisiennes (LAMAVE et MMF, données non publiées). Parallèlement, les requins-baleines ciblés dans le Donsol et le Sorsogon ont migré vers l'océan Pacifique et Sulawesi en Indonésie (WWF-Philippines, données non publiées). Un requin-baleine marqué au Japon en mai 2016 a été suivi jusque dans les eaux philippines lorsque le signal de marquage a été repéré dans la baie de San Fabian, au Luzon, en février 2017 (Dr. Matsumoto, communication personnelle.)

### 3.2 Proportion des populations migrantes et raison expliquant la forte proportion

Le requin-baleine figure parmi le petit nombre d'espèces de poissons circumtropicaux véritables (Gaither et al. 2016). De nombreuses études génétiques font état de l'existence d'une relation à long terme et à l'échelle de l'océan entre les requins-baleines. Elles soulignent également un manque de répartition de la population entre les océans Indien et Pacifique (Castro et al. 2007; Schmidt et al., 2009; Vignaud et al., 2014). Ce groupe relativement homogène est assez séparé de l'océan Atlantique pour permettre une dérive génétique (Vignaud et al. 2014), ce qui indique que l'échange reproductif entre ces sous-populations n'est pas assez fréquent pour être sans importance en termes de gestion. Les stratégies de conservation au niveau des océans sont requises en vue d'une gestion efficace (Castro et al., 2007; Schmidt et al., 2009), avec la possibilité que chaque groupe contribue à la diversité génétique au niveau de la population observée (Vignaud et al., 2014).

Tout au long de leur existence, nous avons noté un changement d'habitat prononcé. Les jeunes requins sont généralement aperçus dans les regroupements d'alimentation côtiers (Rohner et al. 2015), tandis que les requins adultes sont aperçus en haute mer (Ketchum et al. 2013, Ramírez-Macías et al. 2012a), ce qui indique qu'une migration de ce genre est inhérente au milieu écologique des espèces (Hueter et al. 2013) et concerne la population toute entière.

À court terme (quelques jours ou quelques semaines), les études de marquage par satellite et de photo-identification ont démontré qu'une grande partie de la population peut se déplacer au-delà des frontières nationales dans certaines régions, notamment à l'Ouest de l'Atlantique (Hueter et al. 2013, McKinney et al. En cours de révision), dans la mer Rouge (Berumen et al. 2014) et dans la région du Golfe arabo-persique (Robinson et al. 2016, Robinson et al. Soumis).

#### **4. Données biologiques (à l'exception de la migration)**

##### **4.1 Répartition (actuelle et historique)**

Les requins-baleines ont une répartition circontropicale dans toutes les mers tropicales et tempérées (Rowat et Brooks 2012). Ils sont principalement répartis entre approximativement 30°N et 35°S, avec un passage occasionnel et saisonnier dans le Nord et le Sud (Colman 1997, Rowat et Brooks 2012, Sequeira et al. 2014a). Les relevés les plus septentrionaux ont été effectués à 44°N dans la Baie de Fundy, au Canada (Turnbull et Randell 2006) et la mer d'Okhotsk au large du Japon (Tomita et al. 2014), et dans la partie la plus méridionale à 37°S à Victoria, en Australie (Wolfson 1986) et en Nouvelle Zélande (Duffy 2002). La répartition des requins-baleines est susceptible d'être restreinte du fait de la température, puisqu'ils sont rarement aperçus en surface lorsque les températures sont inférieures à 21 °C (Colman 1997, Duffy 2002, Afonso et al. 2014, Tomita et al. 2014).

Les zones dans lesquelles 500 ou plusieurs requins ont été enregistrés soit par décompte soit par des estimations de modèle sont : le Golfe arabe et le Golfe d'Oman (Robinson et al. 2016), dans le récif du Ningaloo dans l'Ouest de l'Australie (Meekan et al. 2006, Norman et al. En cours de révision) et Quintana Roo au Mexique (de la Parra-Venegas et al. 2011, Ramírez-Macías et al. 2012b), dans la province d'Inhambane au Mozambique (Norman et al. En cours de révision), dans les Philippines (Schleimer et al. 2015), aux alentours de Mahé dans les Seychelles (Rowat et al. 2009, 2011; Brooks et al. 2010), et sur l'île Darwin au Galapagos (Acuña-Marrero et al. 2014), bien que les dernières estimations de la population concerne un flux régulier de requins migrateurs sur plusieurs mois plutôt qu'un regroupement authentique. La plupart des sites de regroupement sont saisonniers, d'autant plus que les requins-baleines migrent de manière prévisible pour exploiter les ressources de proies éphémères.

Les données émanant des prises de pêche indiquent que la côte du Gujarat en Inde (Akhilesh et al. 2012), Taiwan (Hsu et al. 2012) et le Sud de la Chine (Li et al. 2012) sont les zones dans lesquelles on retrouve un grand nombre de requins-baleines, du moins avant le lancement de la pêche ciblée dans ces pays, avec des prises estimées à 1 000 requins par an en Chine (Li et al. 2012).

Dans l'océan Indien, les données provenant de la flotte thonière de pêche à la senne indiquent que le canal du Mozambique comporte une densité élevée de groupes de requins-baleines (Sequeira et al. 2012). Dans les océans Atlantique et Pacifique, les observations de requins-baleines ont été corrélées avec l'effort (Harley et al. 2013, Sequeira et al. 2014b). La qualité des habitats modélisés était plus élevée dans l'Atlantique Est, au large du Gabon et aux alentours du pays (Sequeira et al. 2014b), tandis que dans les mers Bismark et Salomon, on observe souvent des requins-baleines à l'Ouest et au Centre du Pacifique (Harley et al. 2013).

## 4.2 Population (estimations et tendances)

### *Taille de la population totale*

Les requins-baleines sont individuellement identifiables sur la base des motifs de point qui leur sont propres (Taylor 1994, Arzoumanian et al. 2005). Une base de données mondiale sur les observations des requins-baleines, avec des photos provenant des chercheurs et du grand public, est hébergée en ligne sur Wildbook for Whale Sharks ([www.whaleshark.org](http://www.whaleshark.org)) (Wild Me 2017, Norman et al. En cours de révision). En janvier 2017, on comptait 7 922 requins dans cette base de données, identifiés à partir des images fournies entre 1964 et 2017, avec 90 % de requins identifiés au cours des 10 dernières années. Toutefois, 70 % des requins sexuels ( $n = 3\,910$ ) étaient des mâles (Wild Me 2017), plus susceptibles d'être immatures selon la durée des estimations (Norman et Stevens 2007, Ramírez-Macías et al. 2012b, Rohner et al. 2015). Il se pourrait que cette base de données ne représente pas toutes les classes, notamment les femelles, les jeunes ou les requins adultes (Norman et al. En cours de révision), car ils ne sont pas souvent observés par les chercheurs et les scientifiques. Par conséquent, le nombre total représente un nombre minimum de requins en vie au cours de cette période.

Deux études génétiques à l'échelle mondiale sur les requins-baleines ont estimé la taille exacte de la population en fonction des gènes – le nombre d'adultes reproducteurs – quoique sur la base des échantillons de taille réduite de 70 (Castro et al. 2007) et 68 requins (Schmidt et al. 2009), respectivement. Castro et al. (2007) ont utilisé l'ADN mitochondrial et ont estimé la taille exacte de la population actuelle en fonction des gènes comprise entre 119 000 – 238 000 requins. Schmidt et al. (2009) ont estimé la taille exacte de la population en fonction des gènes à 103 572, avec une marge d'erreur de 27 401 – 179 794, grâce à une analyse microsatellite. Toutefois, le manque de connaissances sur le taux de mutation spécifique à l'espèce implique que ces estimations ne doivent pas être utilisées à des fins de gestion (J. Schmidt communication personnelle, T. Vignaud et S. Planes, communication personnelle).

Bien qu'il existe une relation globale entre les sous-populations de requins-baleines (Sequeira et al. 2013b), une étude génétique à l'échelle mondiale utilisant l'ADN mitochondrial et une analyse microsatellite ont démontré que les sous-populations de requins-baleines des océans Atlantique et Indo-pacifique sont fonctionnellement distinctes (Vignaud et al. 2014).

En fonction des comptages, des estimations de populations modélisées et de la disponibilité de l'habitat, nous pouvons déduire qu'approximativement 75 % de la population totale de requins-baleines se trouve dans l'Indo-pacifique, et 25 % dans l'Atlantique. Dans l'Indo-pacifique, une réduction de la population de 63 % est déduite depuis les trois dernières générations (75 ans). Dans l'Atlantique, une réduction de la population de plus de 30 % est déduite (voir la discussion pour chaque sous-population ci-dessous). En combinant les données obtenues dans les deux régions, il est possible que la population totale de requins-baleines ait chuté de > 50 % au cours des 75 dernières années, ce qui a entraîné son inscription comme espèce en voie d'extinction sur la Liste rouge des espèces menacées établie par l'IUCN (Pierce et Norman 2016).

### *Tendance de la sous-population de l'Atlantique*

Cette sous-population a été inscrite comme étant une espèce vulnérable sur la Liste rouge des espèces menacées de l'IUCN publiée en 2016 (Pierce et Norman 2016). Pierce et Norman (2016) ont déduit une chute  $\geq 30$  % parmi la population de requins-baleines de l'Atlantique depuis les trois dernières générations (75 ans), sur la base des données des observateurs de la flotte thonière au large des centres de concentration de cette population. Entre 1980 et 2010, les observations par unité d'effort ont chuté (SPUE) au large de l'Afrique de l'Ouest, avec un pic de SPUE en 1995 et une diminution par la suite (Sequeira et al. 2014b). En chiffres absolus, les observations ont indiqué une diminution d'environ 500 requins au cours des années 1990 à environ 150 pendant les années 2000. Les apparitions pendant les mois les plus actifs ont également chuté d'environ 50 % au cours de cette période (Sequeira et al. 2014b).

À Gladden Spit au Belize, les apparitions de requins-baleines ont chuté d'une moyenne de 4 à 6 requins par jour entre 1998 et 2001 à moins de 2 par jour en 2003 (Graham et Roberts 2007), les rapports des guides de plongée indiquant que le nombre est resté faible jusqu'en

2016 (R. Graham, comm. pers.).

Dans les Açores, nous avons observé une augmentation importante des apparitions en 2008 et comparé à la décennie précédente (Afonso et al. 2014). Ce phénomène est fortement lié à l'emplacement de l'isotherme 22 °C, indiquant que cette tendance croissante d'apparition est due aux conditions environnementales (Afonso et al. 2014).

#### *Taille de la sous-population de l'Atlantique*

Vous pouvez effectuer des comptages régionaux de requins identifiés ou des estimations de l'abondance à partir de nombreux regroupements très connus ou les aires d'alimentation. Ramírez-Macías et al. (2012b) ont, grâce à la photo-identification, identifié 350 requins-baleines sur l'île de Holbox au Mexique entre 2005 et 2008, et ont estimé que 521–809 requins font partie de ce regroupement. Des études aériennes de cette zone et de la côte caraïbe adjacente ont permis de dénombrer jusqu'à 420 requins en un seul relevé aérien (de la Parra Venegas et al. 2011). Le plus grand regroupement connu se produit saisonnièrement au large des côtes du Yucatan au Mexique, avec plus de 1 100 requins identifiés (Norman et al. En cours de révision). Les requins ciblés par satellite dans ce regroupement ont été suivis jusqu'au Nord du Golfe du Mexique (Hueter et al. 2013), dans les endroits où des regroupements pouvant atteindre 100 requins ont été signalés (Hoffmayer et al. 2005), au Sud de Belize où 106 requins ont été identifiés entre 1998 et 2003 (Graham et Roberts 2007), et au large de l'île d'Utilá, au Honduras, où 95 requins ont été identifiés entre 1999 et 2011 (Fox et al. 2013). Un requin, marqué en 2007, a été suivi nageant de l'Équateur vers le Sud de l'océan Atlantique, à proximité de la dorsale médio-atlantique (Hueter et al. 2013). La distance totale parcourue était de 543 km au Sud-Est de Saint Peter et de l'archipel de Saint Paul, où 54 apparitions de requins-baleines ont été enregistrées entre 2000 et 2005 (Hazin et al. 2008). Ce requin a ensuite été photo-identifié retournant au large de la côte du Yucatan entre 2011 et 2012 (Hueter et al. 2013).

Clingham et al. (Préimpression) 931 rencontres de requins-baleines enregistrées (avec un nombre total de réapparition inconnu) sur l'île de Sainte-Hélène entre 1999 et 2014. Quarante-neuf enregistrements ont été signalés dans les archipels de São Pedro et São Paulo entre 2005 et 2014 (Macena et Hazin 2016). Quelques enregistrements photographiques ont également été signalés ailleurs dans l'Atlantique (Wild Me 2017). Toutefois, les registres des navires de pêche au thon à la senne coulissante entre 1980 et 2010 faisaient état de 2 297 enregistrements de requins-baleines, provenant principalement de l'Est de l'Atlantique (Sequeira et al. 2014b) et particulièrement au large des côtes du Gabon (Capietto et al. 2014). En outre, 1 449 apparitions ont été enregistrées sur l'archipel des Açores entre 1998 et 2013 (Afonso et al. 2014).

#### *Tendance de la sous-population de l'Indo-Pacifique*

Pierce et Norman (2016) ont déduit une baisse de > 50 % (probablement autour de 63 %) de la sous-population des requins-baleines de l'Indo-Pacifique depuis les trois dernières générations (75 ans) en se basant sur les indices d'abondance pertinents du Mozambique, de l'ensemble de l'océan Indien occidental, des Philippines, de Taïwan, de la Thaïlande et du Pacifique occidental et central, et sur les niveaux d'exploitation réels en Chine continentale, aux Maldives, en Inde, aux Philippines et à Taïwan. Cette sous-population a donc été inscrite sur la Liste rouge des espèces menacées UICN 2016 (Pierce et Norman 2016).

La pêche commerciale des requins-baleines était pratiquée à Taïwan jusqu'en 2007 (Hsu et al. 2012). Les informations fournies par les pêcheurs opérant dans le port de Hongchun situé au sud de Taiwan ont indiqué que 50 à 60 requins étaient capturés chaque saison au milieu des années 80, soit une baisse de moins de 10 par an pendant les années 1994 et 1995 (Chen et Phipps, 2002). Bien que les tendances définitives des captures ne soient pas disponibles, une baisse importante (58 %) des captures annuelles estimée à 272 requins en 1997 a été enregistrée (Chen et Phipps 2002) comparée à une capture déclarée de 113 requins sur 15 mois de 2001 à 2002 (Chen et Phipps 2002). Une réduction de la longueur totale moyenne des requins débarqués a été enregistrée entre 2002 et 2007 (Hsu et al. 2012). Une baisse de

la taille moyenne des requins débarqués a également été enregistrée dans les eaux du sud de la Chine, passant de 8,27 m avant 2004 à 6,3 m de 2008 à 2011 (Li et al. 2012).

Les données des observateurs à bord de la flotte de pêche au thon à la senne coulissante dans le Pacifique occidental et central ont révélé 1 073 observations de requins-baleines entre 2003 et 2012, la plupart dans les mers Bismark et Solomon (Harley et al. 2013). Les apparitions des requins-baleines sur banc libre ont diminué d'environ 50 % entre 2003 (1 %) et 2012 (0,5 %), ce qui représente une baisse de l'abondance (Harley et al. 2013), bien qu'une faible augmentation linéaire de la probabilité des apparitions ait été modélisée par Sequeira et al. (2014) entre 2000 et 2010. Cependant, la performance du modèle de ce dernier ensemble de données était médiocre (Sequeira et al. 2014b). Dans le Pacifique oriental, les données de séries chronologiques normalisées provenant des observations des plongeurs à l'île de Cocos (Costa Rica) de 1993 à 2013 ont indiqué une légère hausse des observations de requins-baleines, avec des probabilités d'apparition augmentant de 4,5 % par an (White et al. 2015).

L'impact des variations environnementales sur les observations des requins-baleines peut compliquer l'interprétation des données de tendance, particulièrement en raison de l'insuffisance des ensembles de données à long terme. La baisse des observations de requins-baleines le long de la côte orientale de l'Afrique du Sud entre 1993 et 1998 (Gifford 2001) a été incluse dans la proposition d'inscription des requins à l'Annexe II de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore en voie de disparition (CITES 2002). Cependant, avec du recul, la variabilité substantielle des données d'observation de cette zone pendant les mois d'été (Cliff et al. 2007) et les saisons change dans leur distribution océanique (Sequeira et al. 2012), ce qui ne permet pas de définir clairement si ces données récentes indiquent une réelle baisse de la sous-population. Au nord de cette zone, plus précisément dans le nord du canal du Mozambique et l'ensemble de l'océan Indien occidental, une légère hausse des observations des requins-baleines a été enregistrée entre 1991 et 2000 selon les données fournies par des navires de pêche au thon à la senne coulissante, puis une baisse de 2000 à 2007 (Sequeira et al. 2013a). En termes absolus, 600 observations ont été notées pendant les années 90, soit une baisse d'environ 200 pendant les années 2000 à 2007 (Sequeira et al. 2014b). Les observations mensuelles maximales ont baissé d'environ 50 % pendant la période d'étude (Sequeira et al. 2014b). À Inhambane, dans le sud du canal du Mozambique, les observations ont connu une baisse de 79 % entre 2005 et 2011 (Rohner et al. 2013). Cette réduction de la moyenne des observations s'est poursuivie jusqu'en 2017 (S. Pierce, communication personnelle). Les requins se déplacent régulièrement entre l'Afrique du Sud et le sud du Mozambique (Rohner et al. 2015, Norman et al. En révision), toutefois il existe une connectivité limitée entre ces zones et d'autres zones d'alimentation côtières du nord de Djibouti, des Seychelles et de la Tanzanie (Andrzejczek et al. 2016, Brooks et al. 2010, Norman et al. En cours de révision). Avant la mise en place des mesures de protection de ces espèces dans les Maldives en 1995, les captures de requins-baleines avaient baissé d'environ 30 chaque année dans l'une des zones de pêche importantes jusqu'au début des années 80 à une capture de 20 requins-baleines ou moins dans tout l'archipel en 1993 (Anderson et Ahmed 1993).

Le nombre de requins-baleines identifiés par photo-identification dans les Seychelles est resté relativement constant de 2005 à 2010 (148 espèces ont été enregistrées en 2010), mais a chuté à seulement 32 en 2011 et continue de baisser progressivement jusqu'à nos jours. De même, des études aériennes menées pendant la même période ont révélé une baisse du nombre de requins observés par heure de la durée de l'enquête de 6,0 h<sup>-1</sup> en 2010 à 0,9 h<sup>-1</sup> en 2011, qui s'est poursuivie jusqu'à la fin de l'étude en 2013 (D. Rowat pers. comm.).

Deux cent cinquante-trois observations de requins-baleines ont été enregistrées par une compagnie d'affrètement de plongée locale dans la mer des Andaman et en Thaïlande entre 1991 et 2001 (Theberge and Dearden 2006). Les observations par unité d'effort ont révélé une baisse importante pendant cette période, avec baisse générale de 1,58 requin-baleine par voyage de 1992 à 1993 à 0,13 requin-baleine par voyage de 2000 à 2001 (Theberge et Dearden 2006). Bien que des données d'effort aient été enregistrées, le nombre absolu d'observations est resté bas jusqu'aux saisons de 2002 et 2003 (Theberge et Dearden 2006).



Après la collecte des données de cette étude, les observations des requins ont probablement augmenté en termes de fréquence selon les rapports des opérateurs de plongée. Cependant, les requins sont perçus comme étant plus petits que ceux observés dans les années 90 (P. Dearden, comm. Pers.).

Bradshaw et al. (2008) ont analysé les observations touristiques à Ningaloo Reef, en Australie, entre 1995 et 2004, corrigés pour les efforts de recherche et les fluctuations environnementales, et ont identifié une baisse de la fréquence d'observations de 40 % et une baisse de la longueur moyenne de requin de 1,6 m pendant cette période, bien que les variations saisonnières de l'abondance maximale aux mois d'observation externe aient également contribué à cette baisse observée (Mau et Wilson, 2007, Holmberg et al. 2009). L'analyse des données d'observation individuelle de 1995 à 2006 a permis d'identifier une hétérogénéité comportementale chez les requins de Ningaloo, la majorité montrant une certaine fidélité au site étant donné qu'ils ont été aperçus pendant plusieurs saisons (Holmberg et al. 2008). Ce sous-ensemble (majoritaire) de la population étudiée a augmenté au cours de ce travail (Holmberg et al. 2008). Les analyses de suivi d'un ensemble de données légèrement plus grand (1995 à 2008) ont confirmé ce résultat. En effet, les plus petits requins ont été de loin les plus observés, ce qui pourrait expliquer la baisse constatée de la taille moyenne (Holmberg et al. 2009). Cependant, une étude génétique des requins de Ningaloo a révélé une réduction de la diversité génétique de l'ADN mitochondrial pendant cinq années consécutives (2007 à 2012) et des microsatellites pendant deux années consécutives (2010 à 2012) (Vignaud et al. 2014).

Des requins-baleines ont été pêchés aux Philippines avant la mise à place des mesures de protection en 1998, ce qui a entraîné la réduction des captures de requins-baleines par unité d'effort (c.-à-d. par bateau) de 4,44 à 1,7 à Pamilacan et de 10 à 3,8 à Guiwanon, selon deux études réalisées entre 1993 et 1997 (Alava et Al. 2002).

#### *Taille de la sous-population de l'Indo-Pacifique :*

Six cent soixante-dix requins ont été photo-identifiés au sud du Mozambique entre 2003 et 2014 (Norman et al. En cours de révision). Au large de l'île Mafia en Tanzanie, 131 requins ont été photo-identifiés entre 2006 et 2014 (Norman et al. En cours de révision). Au large des côtes de Djibouti, 297 requins ont été photo-identifiés entre 2003 et 2010 (Rowat et al. 2011), alors que 443 ont été photo-identifiés au large de Mahé, dans les Seychelles entre 2001 et 2009 (Rowat et al. 2011). Un sous-ensemble de l'ensemble de données des Seychelles, comprenant des enregistrements de 2004 à 2009, a été modélisé pour réaliser une estimation de l'abondance de 469 à 557 requins de cette zone (Brooks et al. 2010). Les comparaisons d'identités collectées aux Seychelles, à Djibouti, en Tanzanie et au Mozambique, comprenant un total de 1 069 requins observés jusqu'en 2009, n'ont permis de trouver aucune correspondance (Brooks et al. 2010). Andrzejczek et al. (2016) ont actualisé la comparaison de la photo-identification entre les Seychelles et le Mozambique jusqu'en 2012, confirmant qu'un requin enregistré au Mozambique a également été observé aux Seychelles et ont ajouté en comparaison avec les Maldives, l'Île Christmas (Australie) et le Ningaloo Reef (Australie), un total de 1 724 requins. Aucune autre correspondance de photos internationale n'a été identifiée dans leur ensemble de données. Norman et al. (En cours de révision) ont actualisé ces chiffres en 2014 et ont trouvé trois correspondances internationales entre le Mozambique et la Tanzanie. Un important regroupement de requins juvéniles se produit dans la mer Rouge au large de la côte d'Arabie saoudite ; 136 ont été identifiés jusqu'en 2015 (Cochran et al. 2016) et au moins deux d'entre eux ont été enregistrés dans le regroupement de Djibouti (D. Rowat, communication personnelle). Des regroupements de plus de 100 requins ont été enregistrés au large de la côte du Qatar avec 422 requins-baleines photo-identifiés dans le Golfe Arabo-Persique et au nord du Golfe d'Oman entre 2011 et 2014 (Robinson et al. 2016). Trois cent deux requins ont été identifiés aux Maldives, principalement autour de l'atoll Ari du Sud (J. Hancock, communication personnelle). Les journaux de bord des navires de pêche au thon à la senne coulissante ont enregistré 1 184 observations de requins-baleines dans l'océan Indien entre 1991 et 2007, la quasi-totalité dans l'océan Indien occidental (Sequeira et al. 2013a).

Cent trente et une observations ont été enregistrées au large de l'île Christmas, en Australie (Norman et al. En cours de révision). Les photo-identifications de requins-baleines remontent au début des années 90 au large de Ningaloo Reef, en Australie-Occidentale (Meekan et al. 2006; Holmberg et al. 2008, 2009). Trois cent quatre-vingt-six requins y ont été identifiés entre 1995 et 2008 (Holmberg et al. 2009), et plus de 1000 en 2015 (Norman et al. En cours de révision). Bien que deux requins marqués par satellite aient été suivis de Ningaloo Reef jusqu'au voisinage de l'île Christmas (Sleeman et al. 2010), aucun échange de requins photo-identifiés n'a été documenté (Andrzejaczek et al 2016, Norman et al. En cours de révision). Un requin-baleine photo-identifié a cependant été enregistré à Ningaloo Reef et à Bornéo (Kalimantan) (Norman et al. 2016).

L'abondance de requins-baleines à Ningaloo Reef, en Australie, a été modélisée par deux études. Meekan et al. (2006) ont estimé la taille de la surpopulation de 319 à 436 requins entre 1992 et 2004. Holmberg et al. (2009) ont estimé que l'abondance annuelle variait entre 86 et 143 requins dans les années 2004 à 2007, lorsque la longueur était utilisée comme co-variable. L'abondance de requins-baleines dans cette zone est en corrélation avec l'indice d'oscillation australe et plusieurs autres variables océanographiques, qui sont potentiellement liés à la force des courants océaniques et à la productivité locale (Wilson et al. 2001, Sleeman et al. 2010).

Plus de 1 000 requins ont été photo-identifiés aux Philippines (Wildbook for Whale Sharks, février 2017), avec de grands regroupements enregistrés autour de Donsol (Quiros 2007) et d'Oslob à l'île Cebu (Araujo et al. 2014, Schleimer et al. 2015), Pintuyan au sud de Leyte (Araujo et al. 2016), et à Honda Bay et au Parc naturel des récifs de Tubbataha, à Palawan (Araujo et al. *en préparation*). En dehors des Philippines, 326 requins ont été photo-identifiés en Asie du Sud-Est (y compris le Cambodge [3], l'Indonésie [64], la Malaisie [32], le Myanmar [4], Taïwan [7] et les deux côtes de la Thaïlande [216]) et ajoutés à la base de données mondiale en février 2016 (Pierce et Norman 2016).

Dans le Pacifique oriental, les requins-baleines sont présents de façon saisonnière autour des îles Darwin et Wolf au nord de l'archipel des Galapagos. Acuña-Marrero et al. (2014) ont identifié 82 requins dans cette zone entre 2011 et 2013 et ont estimé une taille annuelle de la population étudiée de  $695 \pm 166$  requins dans les îles Galapagos. Les mâles et les femelles immatures sont rarement observés à cet endroit, par conséquent, cette estimation se rapporte principalement à de grandes femelles apparemment en gestation (Acuña-Marrero et al. 2014). Deux cent cinquante et un requins ont été photo-identifiés dans le Golfe de Californie, au Mexique, entre 2003 et 2009 : 129 à Bahía de Los Ángeles, 125 à Bahía de La Paz et un plus petit nombre dans d'autres sites (Ramírez-Macías et al. 2012a). Les estimations de l'abondance modélisée de cet ensemble de données étaient de 54 requins en 2008, 94 en 2009 à Bahía de Los Ángeles et entre 19 et 62 requins de 2005 à 2009 à Bahía de La Paz (Ramírez-Macías et al. 2012a). En dehors de ces zones (îles Galapagos et Mexique), un petit nombre de requins photo-identifiés dans le Pacifique oriental a été ajouté à la base de données mondiale (Wild Me 2017). Vingt-cinq requins-baleines ont été signalés par les observateurs de navires de pêche au thon à la senne coulissante en 2014 (Clarke 2015).

#### 4.3 Habitat (description brève et tendances)

Des requins-baleines ont été observés dans les habitats côtiers et océaniques (Rowat and Brooks 2012). Des observations océaniques sont en corrélation étroite avec la température des océans Indien et Atlantique (Sequeira et al. 2014b), la majorité étant notée dans les zones de l'océan Indien où la température varie entre 26,5 et 30 °C (Sequeira et al. 2012). La profondeur était un indice important dans les océans Atlantique et Pacifique, mais pas dans l'océan Indien (Sequeira et al. 2014b). Les requins-baleines sont très mobiles, avec des fréquences moyennes de déplacement journalier variant entre 24 et 38 km selon les marqueurs de géolocalisation accrochés (Hueter et al. 2013, Hearn et al. 2016, Rohner et al. En cours de révision). Les variations climatiques cycliques et à long terme affectent les apparitions et l'abondance des requins-baleines (Sleeman et al. 2010, Sequeira et al. 2012). Ces facteurs doivent être pris en considération lorsqu'il est question de tendances de

l'abondance locale. Les requins-baleines passent plus de temps dans la zone épipélagique (0 à 200), mais plongent souvent à au moins 1 928 m de profondeur (Tyminsky et al. 2015) où ils sont temporellement exposés à des températures très basses de 2,2 °C (Wilson et al. 2006).

#### 4.4 Caractéristiques biologiques

La plupart des observations de requins-baleines ont été effectuées dans quelques zones d'alimentation côtières connues, où les requins se regroupent à la surface pour profiter de la productivité saisonnière, notamment aux événements de fraye ou à la prolifération zooplanctonique (Rowat and Brooks 2012). Un degré de fidélité au site inter-annuel a été documenté dans plusieurs régions (Cagua et al. 2015, Norman et al. En cours de révision). La ségrégation basée sur le sexe et la taille est fréquente dans ces zones ; les jeunes mâles dont la taille varie entre 4 et 8 m sont les plus privilégiés (Rohner et al. 2015, Norman et al. En cours de révision). Cette ségrégation accrue indique l'existence d'habitats ontogéniques et spécifiques au sexe ou de changements de régime alimentaire dans ces espèces.

Dans le Golfe de Californie, les jeunes requins, constitués de 60 % de mâles, ont été observés dans les eaux moins profondes profitant de l'abondance de proies. Les requins plus grands, constitués de 84 % de femelles, ont été observés dans les eaux océaniques où ils se nourrissent de krills (Ketchum et al. 2012). Une première étude isotopique stable des requins-baleines de l'océan Indien a établi une relation positive entre la taille et  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$ , laissant entendre que les grands requins se nourrissent de proies de grande taille et de niveau trophique supérieur. (Borrell et al. 2011). Les femelles ont des valeurs inférieures de  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  à celles des mâles (Borrell et al. 2011), ce qui laisse entendre qu'elles ont un régime alimentaire différent et plus pélagique, alors que les espèces dont la longueur totale est inférieure à 4 m présentent également des valeurs  $\delta^{13}\text{C}$  inférieures à celles des espèces plus grandes, ce qui suppose une transition des habitats pélagiques vers des zones d'alimentation côtières.

Le plus grand requin-baleine enregistré, d'une longueur totale d'environ 20 m (Chen et al. 1997) et pesant 42 t (Hsu et al. 2014) a été observé à Taïwan. Une espèce d'une longueur totale extrapolée de 18,8 m avait été capturée en Inde (Borrell et al. 2011). Norman et Stevens (2007) ont constaté que 50 % des mâles étaient matures, selon leur morphologie de ptérygopode, à une longueur totale visuelle estimée de 8,1 m en Australie-Occidentale, alors que 50 % de maturité était estimée survenir à 9,2 m de longueur totale à l'aide de la photogrammétrie laser au Mozambique (Rohner et al. 2015). Robinson et al. (2016) ont constaté que 50 % des mâles évalués visuellement dans les eaux de Qatari atteignaient la maturité à 7,29 m, donc 100 % de maturité à une longueur totale de 9 m. Dans le Golfe du Mexique, Ramírez-Macías et al. (2012b) ont visuellement estimé que 50 % des mâles atteignent la maturité à environ 7 m de longueur totale. Les requins femelles atteignent la maturité à une longueur totale d'environ 9 m, selon des estimations visuelles (Acuña-Marrero et al. 2014, Ramírez-Macías et al. 2012A) et de photogrammétrie laser (Acuña-Marrero et al. 2014) dans le Pacifique oriental et un requin de 9,6 m de longueur totale a été enregistré à Taïwan (Hsu et al. 2014). Tous les sept spécimens de femelles de 4,8 m à 8,7 m de longueur totale qui se sont échoués en Afrique du Sud étaient immatures (Beckley et al. 1997). L'unique femelle en gestation confirmée examinée à Taïwan mesurait 10,6 m de longueur totale (Joung et al. 1996).

L'écologie de la reproduction des requins-baleines est très peu connue. Les requins femelles en gestation sont observés de façon saisonnière dans le Pacifique oriental, particulièrement au large de l'île Darwin dans l'archipel des Galapagos (Acuña-Marrero et al. 2014) et le Golfe de Californie (Eckert and Stewart 2001, Ramírez-Macías et al. 2012), mais rarement en dehors de ces régions. La seule exception est le milieu de l'Atlantique, où des requins femelles en gestation ont été observés de façon saisonnière sur l'île de Sainte-Hélène (Clingham et al. Préimpression) et dans l'archipel de São Pedro et São Paulo (Macena et Hazin 2016). Dans l'océan Indien, seulement deux femelles visiblement en gestation ont été observées dans les eaux du Qatar et du Golfe Persique (Robinson et al, 2016). L'unique femelle en gestation examinée physiquement à Taïwan a donné 304 bébés en divers phases de développement,

le plus grand nombre de portée jamais enregistré de toutes les espèces de requins (Joung et al. 1996, Schmidt et al. 2010). La découverte a démontré que les requins-baleines sont vivipares aplacentaires. L'analyse de paternité d'un sous-ensemble d'une progéniture a révélé qu'un mâle unique aurait engendré toute une portée, ce qui laisse entendre que ces espèces ont la capacité de stocker le sperme (Schmidt et al. 2010). La plus grande classe de tailles des embryons de 58 à 64 cm de longueur totale semblait presque déjà complètement développée (Joung et al. 1996). Le plus petit nouveau-né nageant librement trouvé dans la nature, aux Philippines, avait une longueur totale de 46 cm (Aca et Schmidt 2011).

La taille à la naissance est donc présumée être autour de cette tranche (Aca et Schmidt 2011). La périodicité de la reproduction n'est pas connue : les observations répétées sont rarement notées dans les zones où les requins en gestation sont observés (Norman et al. En cours de révision).

Les données sur l'âge et la croissance des requins-baleines sont rares. Les requins échoués en Afrique du Sud (Wintner 2000) et les captures halieutiques à Taïwan (Hsu et al. 2014) ont respectivement été étudiés. Les deux études étaient limitées par des petits échantillons de requins à prédominance juvénile. Hsu et al. (2014) ont conclu que le dépôt de la bande de croissance vertébrale devrait être biennuel et, sur cette base, a estimé que les requins mâles de l'Indo-Pacifique commencent à devenir matures à ~17 ans et les femelles entre 19 et 22 ans. Cependant, ces estimations sont effectuées avec beaucoup de réserves : le dépôt de la bande vertébrale biennale et périodique n'a pas été démontré de manière concluante chez certaines espèces de requins, et d'autres espèces d'orectolobiformes ont montré une formation de paires de bandes vertébrales aperiodiques (Huveneers et al. 2013). La validation par des études de croissance sauvage est importante pour confirmer ces résultats. Les premiers résultats des études de photogrammétrie laser indiquent que les incréments de croissance sur des périodes de 1 à 3 ans sont trop bas pour être mesurés avec précision, toutefois la technique peut avoir une valeur sur des délais plus longs (Rohner et al. 2015). La durée d'une génération est estimée à 25 ans (Pierce et Norman 2016).

#### 4.5 Rôle de taxon dans son écosystème

Les requins-baleines semblent se nourrir des invertébrés pélagiques, principalement des œufs de poisson et de petits poissons rassemblés en bancs (Rowat et Brooks 2012), se trouvant en position trophique plus basse par rapport à la plupart des espèces de requins (Hussey et al. 2015). Bien qu'il existe peu de données spécifiques à chaque espèce sur le rôle des requins-baleines dans les écosystèmes océaniques, des déductions peuvent être faites à partir des espèces de la mégafaune marine comparables sur le plan écologique (Estes et al. 2016). Les requins-baleines sont susceptibles d'influer sur le système marin en tant que prédateurs, proie, détritus, et par le stockage et le transport d'énergie (Estes et al. 2016).

Les requins-baleines absorbent d'importantes quantités de biomasse (Motta et al. 2010, Rohner et al. 2015, Tyminski et al. 2015), avec les estimations ayant subi un examen collégial et allant jusqu'à 142,5 kg d'œufs de thon par jour - soit équivalent à environ 43 000 Kcal - au large de la péninsule du Yucatan au Mexique (Tyminski et al. 2015). Ceci se produit dans des écosystèmes d'eau chaude qui sont généralement considérés comme à faible productivité. Cette absorption de la biomasse peut elle-même avoir un impact sur la dynamique trophique (Estes et al. 2016). La grande taille des requins-baleines et leurs grands mouvements verticaux, de la surface à une profondeur minimale de 1 928 m (Tyminski et al 2015), et les grands mouvements horizontaux, indiquent que les requins-baleines dans leur biomasse d'origine seraient d'importants vecteurs de transport d'énergie via des écosystèmes océaniques (Estes et al. 2016). Il existe une grande variété de requins-baleines (Rowat et Brooks 2012), reliant ainsi les écosystèmes océaniques à de grandes échelles spatiales et stabilisant potentiellement la dynamique des méta-écosystèmes (Estes et al. 2016).

Le rôle des espèces pélagiques dans le recyclage des nutriments entre la surface et la zone mésopélagique est plus grand que l'on ne le pensait (Roman & McCarthy, 2010, Saba et Steinberg, 2012). Les études sur les acides gras faites au Mozambique (Rohner et al. 2013)

et en Australie occidentale (Marcus et al. 2016) indiquent que les zooplanctons benthiques sont d'importantes proies pour les requins-baleines. Les requins-baleines peuvent jouer un rôle dans la descente du flux de carbone vers les eaux profondes, et le transfert de l'énergie et des matières (notamment les nutriments essentiels limitatifs, à l'instar de l'azote) de la zone mésopélagique à la zone euphotique. Dans des zones à ressources limitées, la croissance du phytoplancton est facile, favorisant des niveaux trophiques élevés pour créer un système de rétroaction positive et renforçant la biodiversité (Estes et al. 2016).

Après la mort, les carcasses de requins-baleines tombent au fond de la mer où, en raison de leur grande taille et de la haute teneur en éléments nutritifs, fournissent de la nourriture et de l'habitat pour les organismes abyssaux (Estes et al. 2016). Alors que les carcasses des requins-baleines ont rarement été décrites (Higgs et al. 2014), « les restes de baleines » ont été étudiées. Des changements successifs associés à la décomposition des carcasses de baleine peuvent se produire pendant des décennies, période pendant laquelle des centaines d'espèces associées profitent de cette ressource riche en nutriments et à forte impulsion (Estes et al. 2016). Plus de 60 espèces de la macrofaune en eaux profondes ne sont connues qu'à partir des restes de baleines, et de nombreuses espèces associées aux suintements froids et cheminées sous-marines hydrothermales ont également été trouvées dans les restes de baleine (Estes et al. 2016). Compte tenu de la nature inhérente et courte des systèmes de cheminées, les restes de baleines et de requins-baleines, sont susceptibles d'être d'importants tremplins vers l'écologie spatiale des eaux profondes (Estes et al. 2016).

## 5. État de conservation et menaces

### 5.1 Évaluation de la Liste rouge de l'UICN

Espèces menacées A2bd+4bd (Pierce & Norman 2016)

Sous-population de l'Indo-Pacifique : Espèces menacées A2bd+4bd

Sous-population de l'Atlantique : Espèces vulnérables A2b+4b

### 5.2 Informations équivalentes pertinentes pour l'évaluation de l'état de conservation

La version révisée de l'évaluation de la Liste rouge des requins-baleines a été publiée récemment, en juin 2016. Nous ne disposons pas des nouvelles informations supplémentaires modifiant les conclusions de ce document (notamment l'analyse actualisée des tendances démographique ou les nouvelles données sur les menaces).

### 5.3 Menaces à la population (facteurs et intensité)

Les principales menaces actuelles à la vie des requins-baleines comprennent les prises de la pêche, les prises accessoires dans les filets, et collisions avec des navires. D'autres menaces affectent les requins-baleines sur le plan local ou régional, telle que l'émergence de pratiques de tourisme non durables.

Les requins-baleines sont actuellement pêchés à plusieurs endroits. Dans le sud de la Chine, les prises commerciales à grande échelle des requins-baleines semblent être en augmentation (Li et al. 2012). Bien que les requins-baleines ne soient pas nécessairement ciblés, ils sont régulièrement capturés et conservés pour observation (Li et al. 2012). Il existe aussi une petite pêche opportuniste des requins-baleines en Oman (D. Robinson, communication personnelle).

Les requins-baleines ont auparavant été la cible en matière de pêche à grande échelle en Inde, aux Philippines et à Taïwan, avec des centaines de requins capturés chaque année dans chaque pays jusqu'à la mise en œuvre des mesures de protection des espèces (Rowat et Brooks 2012). Une plus petite pêche dirigée des requins-baleines a eu lieu aux Maldives jusqu'à la mise en œuvre des mesures de protection en 1995 (Anderson et Ahmed 1993). La réduction de la sous-population à une plus grande échelle causée par ces pêches a été proposée comme une potentielle cause de la baisse des observations en Thaïlande (Théberge et Dearden 2006) et en Australie occidentale (Bradshaw et al. 2008). La prise accessoire dirigée ou la prise accessoire de requins-baleines a été documentée par plusieurs États de leurs aires de répartition, en particulier lorsque les filets à grandes mailles sont communément

utilisés (Rowat et Brooks 2012).

Les thons sont souvent associés aux requins-baleines et les acteurs de la pêche au thon à la senne coulissante utilisent souvent les requins-baleines comme indicateur de la présence de thon, et installent même les filets autour des requins (Capietto et al. 2014). La mortalité directe à la pêche à la senne coulissante semble être généralement basse, notamment de 0,91 % (un de 107) et 2,56 % (un de 38) des requins, où une fatalité a été signalée par les observateurs dans les océans Atlantique et Indien, respectivement (Capietto et al. 2014). Cependant, les taux de mortalité estimés de la pêche à la senne coulissante dans le Pacifique centre-ouest étaient plus élevés : 12 % pour la période allant de 2007 à 2009 et 5 % en 2010. Cette mortalité est passée à une valeur extrapolée de 56 requins en 2009 et 19 en 2010 (Harley et al. 2013). Les rapports des observateurs publiés dans cette région à partir de la période 2010-2014 étaient généralement constants, avec 50 à 60 % des requins encerclés et relâchés vivants, 5 à 10 % de mourants et 30 à 40 % de statut inconnu (Clarke 2015). En supposant un résultat médiocre pour la dernière catégorie, les mortalités potentielles en 2014 vont d'un minimum de 11 à 42, avec un plus grand nombre possible en fonction d'une survie à long terme des requins relâchés vivants (Clarke 2015). Les données disponibles sur le nombre de requins-baleines capturés sont susceptibles de sous-estimer les captures totales (Clarke 2015). Le taux de survie à long terme des requins-baleines relâchés des filets n'a pas été évalué à ce stade. Les pratiques communes de libération telles que le levage ou le remorquage par pédoncule caudal, sont susceptibles de causer la tension, des blessures, voire la mort des requins.

Les voies de navigation, lorsqu'elles sont à proximité des aires d'alimentation des requins-baleines, présentent un risque considérable de collision avec des navires. Les requins-baleines se nourrissent généralement à la surface des eaux (Motta et al. 2010 Gleiss et al. 2013) et les blessures causées par les hélices sont généralement enregistrées au cours des programmes de surveillance (Rowat et al. 2006 Speed et al. 2008, Fox et al. 2013).

Bien que les cas de mortalité soient rarement rapportés dans la littérature scientifique contemporaine, des navires plus lents en ont souvent causés dans le passé (Gudger 1941). Il est probable que des navires rapides ou grands n'enregistrent ou ne signalent pas d'impacts, et comme les requins-baleines coulent souvent généralement après la mort, ces cas sont moins susceptibles d'être documentés (Speed et al. 2008). Les zones à risque pour les requins-baleines comprennent les pays du récif méso-américain dans les Caraïbes occidentales (Graham 2007, R. de la Parra-Venegas, communication personnelle) et les États du Golfe (D. Robinson, communication personnelle), où une forte fréquence des blessures graves causées par des hélices est observée pendant la surveillance.

Les pratiques touristiques inappropriées constituent une menace indirecte pour les requins-baleines dans certaines circonstances (provenant par exemple des interférences, du surpeuplement ou de l'approvisionnement). Les phénomènes de pollution marine dans des zones sensibles des requins-baleines, comme la marée noire de Deepwater Horizon dans le Golfe du Mexique en 2010 (Hoffmayer et al. 2005, McKinney et al. 2012), peuvent entraîner une mortalité ou un déplacement des habitats préférés. Ces menaces qui sont plus locales, ainsi que les potentielles préoccupations futures, à l'instar des effets du changement climatique (Sequiera et al. 2014), doivent être surveillées de près.

#### 5.4 Menaces liées particulièrement aux migrations

Les requins-baleines sont connus pour leur utilisation des corridors spécifiques de déplacement, tels que la côte d'Inhambane au Mozambique (Rohner et al. En révision) et le Front du Pacifique équatorial (Hearn et al. 2016), et migrent de manière prévisible pour former des secteurs d'alimentation denses dans certaines régions, à l'instar de Al Shaheen au large du Qatar (Robinson et al. 2013, 2016) et Quintana Roo au Mexique (de la Parra-Venegas et al. 2011). Les menaces humaines, telles que l'utilisation du filet maillant ou des voies de navigation, peuvent avoir des impacts disproportionnés dans ces endroits. Les multiples États des aires de répartition de la CMS accueillent d'importantes populations de requins-baleines mais ne disposent pas de mesures de protection des espèces.

En haute mer, où les requins-baleines passent la majeure partie de leur temps, la protection y est limitée. Bien que le déploiement intentionnel des filets à seines coulissantes autour des requins-baleines ait été interdit dans les océans Indien et Pacifique, cette pratique est encore autorisée dans l'Atlantique (Pierce et Norman 2016).

Aux Philippines, le provisionnement de requins-baleines à Oslob a été associé à des changements de comportements (Schleimer et al., 2015, Araujo et al., en prép.). Les requins provisionnés ont des durées de résidence prolongées sur le site, ce qui pourrait affecter leur nature hautement mobile (Araujo et al., 2014). Les mouvements restreints et/ou modifiés verticaux et/ou horizontaux doivent inviter à la prudence dans l'élaboration des plans de gestion pour les espèces menacées, en particulier à la lumière des nouveaux sites de provisionnement en cours de création en Indonésie.

### 5.5 Utilisation nationale et internationale

Les requins-baleines sont sujets à des prises accessoires à grande et à petite échelle dans les pêcheries, avec un certain nombre de produits nationaux et internationaux. Ils sont également une espèce focale pour les industries du tourisme marin.

La seule pêche ciblée connue pour les requins-baleines ayant existé dans l'océan Atlantique a eu lieu à Santa Cruz, Cuba, où 8 à 9 requins étaient capturés chaque année jusqu'à l'interdiction de la pêche en 1991 (Graham, 2007). Excepté le Venezuela où les requins-baleines étaient parfois harponnés par des pêcheurs (Romero et al. 2000), il existe peu d'autres cas d'utilisation ou de commerce de requins-baleines dans cette sous-population.

Avant 1985, la demande de viande de requin-baleine était faible à Taïwan, avec des spécimens de plusieurs tonnes vendus entre 200 et 300 dollars américains (Chen et Phipps 2002). Il n'existait aucune pêche spécialisée, même si les requins-baleines étaient capturés accidentellement dans la pêche au filet fixe (Chen et al. 1997). Une pêche pour viande s'est développée au cours des années 1990, avec des prises annuelles estimées à 272 requins-baleines en 1996 lors de pêches au filet et au harpon (Chen et al. 1997). Les prises totales étaient probablement plus élevées (Chen et al. 1997). Le requin-baleine est devenu la viande de requin la plus chère disponible à Taïwan en 1997, allant jusqu'à 13,93 dollars américains/kg (Chen et al. 1997). Un petit requin-baleine de 2 tonnes pouvait rapporter 14 000 dollars américains, tandis qu'un grand requin de 10 tonnes était vendu autour de 70 000 dollars américains en 1997 (Chen et al. 1997). Les captures ont diminué après ce pic, probablement du fait de l'épuisement des stocks locaux, à 80 - 100 requins dans le pays chaque année après 1997 (Hsu et al. 2012). Cependant, les volumes annuels vendus de viande de requin-baleine ont plus que doublé entre 1998 et 2000, allant jusqu'à 60 tonnes en 2000 (Chen et Phipps 2002). Les études de marché en 2001 ont indiqué que les prises étaient sous-déclarées dans les statistiques officielles et que d'importantes quantités de viande étaient probablement importées via des circuits non officiels (Chen et Phipps, 2002). Après l'introduction de codes d'exportation spécifiques pour la viande de requin-baleine en 2001, 2 tonnes d'exportations (en Espagne, évaluées à 1,15 dollar américain / kg) et aucune importation ont été enregistrées au cours de l'année suivante (Chen et Phipps, 2002). Au total, 693 requins ont été capturés à Taïwan entre 2001 et 2008 (Hsu et al. 2012). Le total des quotas de captures requins admissibles a systématiquement ramené à zéro de 2001 à 2007 (Hsu et al. 2012). Un petit commerce international de requins-baleines vivants a également été noté à Taïwan (Chen et Phipps 2002) et en Chine continentale (Li et al. 2012).

Avant la protection du requin-baleine en Inde (2001) et aux Philippines (1998), la viande de requin-baleine était exportée de ces pays vers Taïwan (Chen et Phipps 2002). De 1990 à 1997, entre 624 à 627 requins-baleines étaient capturés dans quatre des principaux sites de pêche aux Philippines (Alava et al. 2002). La viande de requin-baleine en provenance de la Chine continentale était également exportée de manière illicite vers le marché taïwanais (Chen et Phipps 2002). Bien que le requin-baleine ne soit pas actuellement ciblé au large de la Chine continentale, il existe une grande prise accessoire estimée à plus de 1 000 requins-baleines

par an (Li et al. 2012). Les requins-baleines sont considérés comme une espèce de grande valeur dans cette pêche, si bien qu'ils peuvent être ciblés activement dans le futur (Li et al. 2012). Bien que l'espèce soit théoriquement protégée, les prises ne sont pas surveillées et la mise en application de cette protection est minimale (Li et al. 2012). Une réduction du volume moyen des débarquements a été signalée, passant de 8,27 m avant 2004 à 5,5 m de 2004 à 2007 et à 6,3 m de 2008 à 2011 (Li et al. 2012). Il reste cependant difficile de dire si cette diminution apparente du volume moyen de prises reflète une diminution des débarquements de requins de grande taille.

Dans les années 1990, les nageoires de requins-baleines étaient considérées comme sans valeur en raison de leur mauvaise qualité et de la difficulté de cuisson (Chen et Phipps, 2002). La demande commerciale de nageoires était minimale, bien qu'elles fussent parfois vendues comme des présentoirs ou des trophées pour les restaurants de soupe d'ailerons (Chen et Phipps, 2002). Des enquêtes plus récentes ont révélé que les prix des ailerons de requins-baleines sont désormais élevés, ce qui signifie que les requins-baleines seront probablement plus ciblés à l'avenir (Li et al. 2012). Les ailerons de requins-baleine sont visibles de manière sporadique sur les marchés de Hong Kong (G. Curtis, communication personnelle), ce qui indique que leur commerce à l'international pourrait encore avoir lieu. La source de ces ailerons est inconnue. Un requin vivant avait été aperçu aux Maldives avec une première nageoire dorsale récemment coupée (Riley et al. 2009). Les requins-baleines ont également été pourvus de nageoires de façon opportuniste en Indonésie dans les années 2000 (White et Cavanagh, 2007).

La pêche des requins-baleines en Inde a été décrite par Akhilesh et al. (2013). Une pêche traditionnelle et saisonnière au harpon à petite échelle des requins-baleines était pratiquée en Inde pour leur huile de foie, utilisée pour rendre les bateaux imperméables. Au milieu des années 1990, les pratiques de pêche ont pris de l'ampleur le long de la côte de Gujarat pour répondre à la demande en huile, en viande et en ailerons des pays d'Europe et d'Asie du Sud-Est. De 1990 à 2001, lorsque les requins-baleines ont bénéficié de la protection légale dans les eaux territoriales, la pêche commerciale ciblée était pratiquée à Gujarat. Entre 1889 et 1998, le débarquement de 1 974 requins a été enregistré en Inde. Certaines prises accessoires ont eu lieu après l'abolition de cette pêche, avec 79 débarquements enregistrés entre 2001 à 2011 (Akhilesh et al. 2013).

Une petite pêche opportuniste a lieu à Oman (D. Robinson, communication personnelle). Des pêches au harpon à petite échelle et des pêches par enchevêtrement de requins-baleines ont eu lieu dans plusieurs autres pays, à l'instar de l'Iran et du Pakistan (Rowat et Brooks 2012). Les récents débarquements dans ces zones sont indéterminés. Les pêcheurs des Maldives capturaient 20 à 30 requins-baleines par an pour leur huile, mais des baisses des prises ont été enregistrées des années 1980 au début des années 1990 (Anderson et Ahmed, 1993) et la pêche a finalement été interdite en 1995. La chasse occasionnelle s'est probablement poursuivie du fait de la protection (Riley et al. 2009).

Les industries du tourisme axées sur l'observation des requins-baleines se sont développées dans plusieurs pays ou régions, notamment l'Australie, le Belize, Cuba, Djibouti, l'Équateur, le Honduras, l'Indonésie, les Maldives, le Mexique, le Mozambique, Oman, le Panama, les Philippines, Sainte-Hélène, l'Arabie Saoudite, les Seychelles, la Tanzanie et la Thaïlande. La taille de ces industries varie entre un maximum de 24 touristes à la fois à Cuba (Graham 2007), et plus de 250 voyageurs autorisés au large de Quintana Roo au Mexique (Ziegler et al. 2012). Les dépenses directes pour le tourisme axé sur les requins-baleines au Sud de l'atoll Ari aux Maldives ont été estimées à 9,4 millions de dollars US en 2013 (Cagua et al. 2014), tandis que les paiements effectués pour des visites guidées aux larges de Quintana Roo au Mexique étaient estimés à 7 millions de dollars US en 2013 (R. de la Parra Venegas, communication personnelle). En 2006, les touristes friands de requins-baleines ont dépensé environ 4,5 millions de dollars US dans la région de Ningaloo en Australie occidentale (Catlin et Jones, 2010). Depuis lors, le nombre de touristes a doublé, passant d'environ 10 000 à 20 000 par an, d'où l'augmentation considérable des dépenses (B. Norman, communication personnelle). Selon les prévisions de Graham (2007), le tourisme axé sur les requins-baleines pourrait avoir



une valeur globale de plus de 42 millions de dollars US par an. L'augmentation rapide du nombre participants à la visite guidée dans certaines zones clés, comme au Mexique (R. de la Parra Venegas, communication personnelle), en Australie (D. Robb, communication personnelle) et aux Philippines, notamment à Oslob, Cebu, où les ventes de tickets à elles seules ont généré des recettes de plus 5 millions de dollars US en 2015 (Araujo et al. accepté), témoigne de l'importance économique croissante de l'industrie.

## **6. Statut de protection et gestion des espèces**

### **6.1 Statut de protection à l'échelle nationale**

Des mesures de protection prises à l'échelle nationale ou territoriale pour la protection des requins-baleines, notamment l'interdiction de pêche des requins ou la protection spécifique des espèces, sont appliquées aux Samoa américaines, en Australie, aux Bahamas, au Belize, au Cambodge, dans l'archipel des Chagos (Royaume-Uni), en Chine, au Congo-Brazzaville, aux Îles Cook au Costa Rica, à Djibouti, en République dominicaine, en Équateur, en Égypte, en El Salvador, en Polynésie française, au Guatemala, en Guadeloupe, au Guyana, au Honduras, à Hong Kong, en Indonésie, en Inde, au Koweït, aux Maldives, en Malaisie, aux Îles Marshall, au Mexique, au Myanmar, en Nouvelle-Calédonie, en Nouvelle-Zélande, au Nicaragua, à Palaos, au Panama, aux Philippines, à la Réunion, en Arabie Saoudite, aux Seychelles, en Afrique du Sud, à l'Île Sainte-Hélène (Royaume-Uni), à Taiwan, en Thaïlande, aux Tokélaou, aux Émirats arabes unis et aux États-Unis. En Israël, tous les élasmobranches sont entièrement protégés dans les eaux territoriales du pays, tant en mer Méditerranée qu'en mer Rouge.

Les Philippines ont adopté, en 1998, une ordonnance administrative des pêches (FAO 193, département de l'Agriculture) visant à protéger les espèces, suite au lancement des activités d'écotourisme à Donsol, Sorsogon. La FAO interdit la pêche, la vente, le transport, la transformation, l'achat ou l'exportation de requins-baleines et de raies manta (*Manta birostris*).

### **6.2 Statut de protection à l'échelle internationale**

Le requin-baleine a été inscrit dans plusieurs conventions et accords internationaux. Cette espèce est intégrée dans l'Annexe I (espèces hautement migratrices) de la convention des Nations Unies sur le droit de mer (CNUDM), qui offre un cadre pour la préservation et la gestion des pêches et d'autres utilisations des mers. À ce jour, aucune mesure de gestion adoptée dans le cadre de la CNUDM n'a pris en compte le requin-baleine. Sous l'égide de cette convention, l'accord des Nations Unies sur les stocks de poissons chevauchants et grands migrateurs a été introduit en 1995. En effet, il offre la possibilité de prendre des mesures directes concernant des espèces telles que le requin-baleine, bien qu'aucune n'a été jusqu'ici proposée (Rowat Et Brooks 2012). En 1995, la FAO a également adopté un code de conduite pour une pêche responsable suivi, en 1998, du Plan d'action international pour la conservation et la gestion des requins (Rowat et Brooks 2012). Davidson et al. (2015) ont noté que seuls 22 plans d'action nationaux avaient été publiés à ce moment-là, limitant l'efficacité de cette initiative.

Le requin-baleine a été inscrit dans l'Annexe II de la CMS en 1999. Celle-ci l'identifie comme une espèce migratrice dont l'état de conservation défavorable bénéficierait de la mise en œuvre d'accords de coopération internationaux. En 2010, la CMS a inscrit le requin-baleine dans son protocole d'entente sur les espèces de requins migrateurs. Comptant plus de 40 signataires en février 2016 (Pierce et Norman 2016), ce protocole vise à améliorer les connaissances scientifiques, à assurer la durabilité des ressources halieutiques, à protéger les habitats critiques, les corridors de déplacement et les stades de vie des requins, tout en améliorant la participation du public et la coopération nationale, régionale et internationale en vue de l'atteinte de ces objectifs.

Le requin-baleine a été inscrit à l'Annexe II de la Convention sur le commerce international des espèces menacées d'extinction (CITES) en 2002. Cela exige des États pratiquant la pêche la preuve que les espèces exportées sont issues d'une population gérée de manière durable,

à l'effet de surveiller les exportations et les importations au moyen d'un système de permis. La présence permanente d'ailerons de requin-baleine dans les marchés de Hong Kong, un point de transit international majeur, bien qu'elle ne soit pas documentée dans la base de données de la CITES sur le commerce d'espèces sauvages (<http://trade.cites.org>), témoigne de l'effectivité du commerce illicite en marge du système de permis de la CITES (Pierce Et Norman 2016).

Les organisations régionales de gestion des pêches (ORGP) ont interdit le déploiement intentionnel des filets à seines coulissantes aux alentours de la zone d'habitat du requin-baleine dans les océans Pacifique oriental, Pacifique centre-ouest (PCO) et Indien, mais pas encore dans l'océan Atlantique (Capietto et al. 2014).

### 6.3 Mesures de gestion

Plusieurs États des aires de répartition ont mis sur pied un plan d'action national sur la gestion et la préservation de la pêche au requin. Bien que ceux-ci ne s'occupent pas uniquement des requins-baleines, l'espèce est néanmoins inscrite dans de tels plans. Lors de la dernière révision globale de mise en œuvre en 2012, la FAO a relevé que 18 des 26 premiers pays pratiquant la pêche de requins avaient élaboré de tels plans, et que cinq autres sont en préparation (Fowler 2016a).

Les organisations régionales de gestion des pêches (ORGP) ont interdit le déploiement intentionnel des filets à seines coulissantes aux alentours de la zone d'habitat du requin-baleine dans les océans Pacifique oriental, Pacifique centre-ouest (PCO) et Indien, mais pas encore dans l'océan Atlantique (Capietto et al. 2014, Fowler 2016a). Cependant, une forte proportion de requins-baleines enchevêtrés (73 % dans le PCO ; SPC-OFP 2012) ne sont pas visibles avant le déploiement des filets. La Commission interaméricaine du thon tropical (CITT) et la Commission du thon de l'océan Indien exigent que de meilleures pratiques soient adoptées pour une remise à l'eau sûre des requins-baleines lorsqu'ils sont accidentellement encerclés (Capietto et al. 2014, Fowler 2016b), et des directives similaires ont été approuvées en 2015 par les membres de la Commission des pêches du pacifique occidental et central. À partir de 2018, le remorquage des requins-baleines hors des filets à seines coulissantes sera interdit dans les flottes contrôlées par la CITT (Fowler 2016b).

Le tourisme axé sur les requins-baleines est réglementé en Australie, au Belize, en Équateur (aux îles Galapagos, mais pas dans le territoire continental), au Mexique et à l'île de Sainte-Hélène (Royaume-Uni). Aux Philippines, les ordonnances locales régissent les activités touristiques, notamment à Donsol, à Pintuyan et à Oslob. Les départements en charge de la gestion des requins-baleines examinent à présent une ordonnance administrative conjointe et régleront les interactions à l'échelle nationale. Au moment de la rédaction, le tourisme axé sur les requins-baleines était illégal au Qatar, où les requins-baleines se regroupent dans un champ de pétrole restreint (Robinson et al. 2013). Des codes de conduite volontaires existent dans de nombreux autres sites touristiques.

### 6.4 Préservation des habitats

Les principaux habitats des requins-baleines, sous forme de points d'alimentation côtiers ou de corridors de déplacement, sont protégés en Australie (Ningaloo Reef), au Belize (Gladden Spit), au Costa Rica (île du Cocos), en Équateur (îles Galapagos), au Mexique (Réserve de biosphère de Yum-Balam), au Panama (île de Coiba) et au Royaume-Uni (île de Sainte-Hélène). La protection du site est nécessaire dans certaines zones à forte densité de requins-baleines, étant donné que les pressions anthropiques sur ces sites pourraient avoir une incidence disproportionnée sur la diminution des sous-populations. Les principales zones de regroupement des requins-baleines au Mexique (de la Parra Venegas et al. 2011), au Mozambique (Haskell et al. 2015) et au Qatar (Robinson et al. 2013) sont autant d'exemples. Les aires où les requins-baleines se nourrissent habituellement à la surface, par exemple au large de Quintana Roo au Mexique (Motta et al. 2010, de la Parra Venegas et al. 2011) doivent également être aménagées afin de réduire les collisions avec les navires sur les voies de navigation à proximité. Cet aménagement peut consister, soit en l'instauration des « zones de

ralenti » saisonnières, soit en la déviation de ces voies pour éviter les agrégations de requins. La protection des phénomènes biologiques spécifiques, tels que la de reproduction des poissons, qui influencent la présence des requins-baleines dans de nombreux sites d'agrégation (Heyman et al. 2001, de la Parra Venegas et al. 2011, Robinson et al. 2013) pourrait également permettre de préserver ces habitats.

Aux Philippines, la municipalité de Donsol a adopté la Résolution n° 16 (S-98, 1998) déclarant la baie de Donsol comme un sanctuaire de requins-baleines. Une telle initiative a finalement conduit à la protection nationale des espèces sous la coordination de la FAO 193. Le parc naturel de Tubbataha Reefs dans la mer de Sulu a été identifié comme un éventuel point de passage migratoire important des requins-baleines (LAMAVE et MMF, données non publiées). Il est par ailleurs devenu une aire marine protégée depuis 1988 (Proclamation n° 306, président des Philippines, 1988). Les initiatives régionales (par exemple, l'Initiative de triangle de corail et le paysage marin de Sulu-Sulawesi) contribuent également à la préservation de l'habitat à travers les aires de répartition des requins-baleines.

## 6.5 Surveillance des populations

Organisations régionales de gestion des pêches :

- Commission des Thons de l'Océan Indien ([lien internet](#)).
- Commission des pêches pour le Pacifique occidental et central ([lien internet](#)).
- Commission interaméricaine du thon tropical ([lien internet](#)).

Programmes mondiaux de surveillance :

- Wildbook for Whale Sharks Photo-Identification Library ([lien internet](#)).

Programmes de surveillance locaux ou nationaux :

- Australie : Département des parcs et de la faune, Australie occidentale ([lien internet](#)).
- Colombie : Fundación Malpelo ([lien internet](#)).
- Djibouti : Société de conservation marine des Seychelles ([lien internet](#)).
- Équateur : Galapagos Whale Shark Project ([lien internet](#)).
- Honduras : Utila Whale Shark Research Project ([lien internet](#)); Whale Shark & Oceanic Research Center ([lien internet](#)).
- Indonésie : Whale Shark Indonesia ([lien internet](#)).
- Madagascar : Madagascar Whale Shark Project ([lien internet](#)).
- Maldives : Maldives Whale Shark Research Programme ([lien internet](#)).
- Mexique : Ch'ooj Ajauil; Whale Shark Mexique ([lien internet](#)).
- Mozambique : Marine Megafauna Foundation ([lien internet](#)).
- Oman : Sharkwatch Arabia ([lien internet](#)).
- Philippines : Département de l'agriculture-Bureau des pêches et des ressources aquatiques ([lien internet](#)), Large Marine Vertebrates Research Institute Philippines ([lien internet](#)), WWF-Philippines ([lien internet](#)).
- Qatar : Projet de recherche sur les requins-baleines du Qatar ([lien internet](#)).
- Arabie Saoudite : Reef Ecology Lab, KAUST ([lien internet](#)).
- Seychelles : Société de conservation marine des Seychelles ([lien internet](#)).
- Tanzanie : Marine Megafauna Foundation ([lien internet](#)).
- Émirats arabes unis : Sharkwatch Arabia ([lien internet](#)).

## 7. Effets de l'amendement proposé

### 7.1 Avantages attendus de l'amendement

De nombreuses parties à la CMS sont également des États des aires de répartition des requins-baleines où il n'existe pas actuellement de protection pour l'espèce. Plusieurs de ces pays sont des principaux fiefs des requins-baleines, notamment Madagascar (Jonahson et Harding 2007), le Mozambique (Rohner et al. 2015), la Tanzanie (Rohner et al. 2015), le Pakistan, le Pérou (Hearn et al. 2016), le Gabon (Capietto et al. 2014), et le Portugal (Afonso et al. 2014). La protection juridique des requins-baleines ou de leurs habitats dans d'autres parties est compromise par les menaces des pays voisins. Plusieurs parties à la CMS ont également des litiges en cours en rapport à des prises accessoires et/ou des collisions des

navires sur les requins-baleines (Pierce et Norman 2016). L'inscription dans l'Annexe I vise une attention accrue à la protection juridique dans les États des aires de répartition en termes d'exigences relatives à la conservation des requins-baleines.

Le commerce international des requins-baleines se poursuit, probablement de manière illégale (Pierce et Norman 2016). Bien qu'une liste d'espèces figure à l'Annexe II de la CITES, aucun résultat de recherche ou de gestion n'appuie pour autant la prise durable à tous les niveaux. L'inscription dans l'Annexe I de la CMS vise l'amélioration de la gestion et l'application de la législation en vigueur sur les pêches relative aux requins-baleines dans les États des aires de répartition qui les abritent.

Une inscription des requins-baleines sur l'Annexe I de la CMS vise également à assurer une meilleure gestion des espèces par les organisations régionales de gestion des pêches, surtout celles dont les membres sont des parties à la CMS. Un autre impact moins connu peut consister à améliorer les rapports sur les interactions dans les pêcheries à la senne coulissante de thon, ainsi que le développement perpétuel des stratégies de réduction des prises accessoires et d'atténuation des blessures (A. Cook, communication personnelle). Cela devra permettre d'accroître le soutien en faveur d'un suivi et d'une surveillance accrue des pêches dans la région de la CTOI, notamment en mer noire dotée, à ce stade, d'un minimum d'observateurs ou de rapports établis sur les prises accessoires (A. Cook, communication personnelle, Fowler 2016b).

Il est nécessaire de poursuivre l'élaboration des directives en matière d'interaction internationale de base afin d'atténuer les effets potentiels sur les espèces. Cela pourrait permettre de promouvoir les efforts de conservation au-delà des frontières et d'obtenir l'adhésion des parties non signataires de la CMS. Ceci est d'autant plus important pour les Philippines, car ses pays voisins (à savoir la Malaisie et l'Indonésie), et avec lesquels elles partagent un certain degré de connectivité, ne sont pas signataires de la CMS. Le développement de nouveaux sites d'approvisionnement en Indonésie, qui se sont révélés enclins à modifier les mouvements de requins-baleines, devrait également justifier la nécessité de normaliser davantage les pratiques de tourisme.

Une protection plus prononcée pourrait également favoriser une meilleure gestion du tourisme axé sur le requin-baleine afin de minimiser les potentiels effets négatifs sur les requins.

## 7.2 Risques potentiels de l'amendement

Selon la liste en Annexe I de ce document, aucun risque potentiel pour la conservation des requins-baleines n'est à signaler.

## 7.3 Intention du promoteur lors de la mise en place d'un accord ou d'une action concertée

Les Philippines proposent une action concertée sur la conservation des requins-baleines basée essentiellement sur les éléments suivants :

- des études génétiques et de marquage pour comprendre la connectivité ;
- l'élaboration des directives de base unifiées en matière de tourisme pour limiter les impacts sur les espèces ;
- l'identification et la réduction des menaces pour les espèces (notamment, les enchevêtrements dans les filets, les collisions avec les navires, la création des aires protégées en rapport aux habitats critiques des requins-baleines, etc.) ;
- la promotion et le renforcement de la coordination, de la collaboration et des partenariats nationaux, régionaux et internationaux pour la conservation des requins-baleines ; et
- le soutien et la promotion de la création des AMP et des réseaux d'AMP.

## 8. États des aires de répartition

Angola, Antigua-et-Barbuda, Argentine, Australie, Bahamas, Bahreïn, Bangladesh, Barbade, Belize, Bénin, Brésil, Brunei Darussalam, Cap-Vert, Cambodge, Cameroun, Canada, Chili, Chine, Colombie, Comores, Congo (Brazzaville), Îles Cook, Costa Rica, Cuba, Côte d'Ivoire, République populaire démocratique de Corée, République démocratique du Congo (Kinshasa), Djibouti, Dominique, République dominicaine, Équateur, Égypte, El Salvador, Guinée équatoriale, Érythrée, Fidji, France, Polynésie française, Gabon, Gambie, Ghana, Grenade, Guatemala, Guinée, Guinée-Bissau, Guyane, Haïti, Honduras, Inde, Indonésie, Irak, République islamique d'Iran, Israël, Jamaïque, Japon, Jordanie, Kenya, Kiribati, Koweït, Libéria, Madagascar, Malaisie, Maldives, Îles Marshall, Mauritanie, Maurice, Mexique, Micronésie, Maroc, Mozambique, Myanmar, Namibie, Nauru, Pays-Bas, Nouvelle-Zélande, Nicaragua, Nigéria, Oman, Pakistan, Palau, Panama, Papouasie-Nouvelle-Guinée, Pérou, Philippines, Portugal, Qatar, République de Corée, Saint-Kitts-et-Nevis, Sainte-Lucie, Saint-Vincent et les Grenadines, Samoa, Arabie Saoudite, Sénégal, Seychelles, Sierra Leone, Singapour, Îles Salomon, Somalie, Afrique du Sud, Espagne, Sri Lanka, Soudan, Suriname, Thaïlande, Timor-Leste, Togo, Tonga, Trinité-et-Tobago, Tuvalu, Émirats arabes unis, Royaume-Uni, République-Unie de Tanzanie, États-Unis d'Amérique, Uruguay, Vanuatu, Venezuela, Viet Nam, Yémen.

## 9. Consultations

Les consultations ont été assurées par les gouvernements d'Israël, du Kenya et de Sri Lanka, ainsi que des organisations nationales en charge de la conservation des requins-baleines, tels que le groupe de recherche Large Marine Vertebrate (Lamave) aux Philippines, la Coastal Conservation and Education Foundation (CCEF) et la Marine Wildlife Watch.

## 10. Autres remarques

## 11. Références

- Aca, E.Q. and Schmidt, J.V. 2011. Revised size limit for viability in the wild: Neonatal and young of the year whale sharks identified in the Philippines. *Asia Life Sciences* 20: 361-367. [Web link](#).
- Acuña-Marrero, D., Jiménez, J., Smith, F., Doherty, P.F., Jr., Hearn, A., Green, J.R., Parades-Jarrin, J. and Salinas-de-Leon, P. 2014. Whale shark (*Rhincodon typus*) seasonal presence, residence time and habitat use at Darwin Island, Galapagos Marine Reserve. *PLoS ONE* 9: e102060. [Web link](#).
- Afonso, P., McGinty, N. and Machete, M. 2014. Dynamics of whale shark occurrence at their fringe oceanic habitat. *PLoS ONE* 9: e102060. [Web link](#).
- Akhilesh, K.V., Shanis, C.P.R., White, W.T., Manjebraayakath, H., Bineesh, K.K., Ganga, U., Abdussamad, E.M., Gopalakrishnan, A. and Pillai, N.G.K. 2012. Landings of whale sharks *Rhincodon typus* Smith, 1828 in Indian waters since protection in 2001 through the Indian Wildlife (Protection) Act, 1972. *Environmental Biology of Fishes* 96: 713-722. [Web link](#).
- Alava, M.N.R., Dolumbaló, E.R.Z., Yaptinchay, A.A. and Trono, R.B. 2002. Fishery and trade of whale sharks and manta rays in the Bohol Sea, Philippines. Pp. 132-148. In: S.L. Fowler, T.M. Reed and F.A. Dipper (eds), *Elasmobranch Biodiversity, Conservation and Management: Proceedings of the International Seminar and Workshop*. Sabah, Malaysia, July 1997. Occasional paper of the IUCN Species Survival Commission No. 25. [Web link](#).
- Anderson, R.C. and Ahmed, H. 1993. The shark fisheries in the Maldives. FAO, Rome, and Ministry of Fisheries, Male, Maldives. [Web link](#).
- Andrzejczek, S., Meeuwig, J., Rowat, D., Pierce, S., Davies, T., Fisher, R. and Meekan, M., 2016. The ecological connectivity of whale shark aggregations in the Indian Ocean: a photo-identification approach. *Royal Society Open Science*, 3: 160455. [Web link](#).
- Araujo, G., Lucey, A., Labaja, J., So, C.L., Snow, S. and Ponzo, A. 2014. Population structure and residency patterns of whale sharks, *Rhincodon typus*, at a provisioning site in Cebu, Philippines. *PeerJ* 2: e543. [Web link](#).
- Araujo, G., Snow, S., So, C.L., Labaja, J., Murray, R., Colucci, A. and Ponzo, A. 2016. Population structure, residency patterns and movements of whale sharks in Southern Leyte, Philippines: results from dedicated photo-ID and citizen science. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. [Web link](#).
- Araujo, G., Vivier, F., Labaja, J., Hartley, D., Ponzo, A. Accepted. Assessing the impacts of tourism on the world's largest fish *Rhincodon typus* at Panaon Island, Southern Leyte, Philippines. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2762. [Web link](#).
- Arzoumanian, Z., Holmberg, J. and Norman, B. 2005. An astronomical pattern-matching algorithm for computer-aided identification of whale sharks *Rhincodon typus*. *Journal of Applied Ecology* 42: 999-1011. [Web link](#).
- Beckley, L.E., Cliff, G., Smale, M.J. and Compagno, L.J.V. 1997. Recent strandings and sightings of whale sharks in South Africa. *Environmental Biology of Fishes* 50: 343-348. [Web link](#).
- Berumen, M.L., Braun, C.D., Cochran, J.E., Skomal, G.B. and Thorrold, S.R. 2014. Movement patterns of juvenile whale sharks tagged at an aggregation site in the Red Sea. *PLoS One* 9: e103536. [Web link](#).
- Borrell, A., Aguilar, A., Gazo, M., Kumarran, R.P. and Cardona, L. 2011. Stable isotope profiles in whale shark (*Rhincodon typus*) suggest segregation and dissimilarities in the diet depending on sex and size. *Environmental Biology of Fishes* 92: 559-567. [Web link](#).
- Bradshaw, C.J., Fitzpatrick, B.M., Steinberg, C.C., Brook, B.W. and Meekan, M.G. 2008. Decline in whale shark size and abundance at Ningaloo Reef over the past decade: the world's largest fish is getting smaller. *Biological Conservation* 141: 1894-1905. [Web link](#).
- Brooks, K., Rowat, D., Pierce, S.J., Jouannet, D. and Vely, M. 2010. Seeing spots: photo-identification as a regional tool for whale shark identification. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science* 2: 185-194. [Web link](#).
- Brunnschweiler, J.M. and Sims, D.W. 2011. Diel oscillations in whale shark vertical movements associated with meso-and bathypelagic diving. *American Fisheries Society Symposium* 76: 1-14. [Web link](#).
- Cagua, E.F., Cochran, J.E.M., Rohner, C.A., Prebble, C.E.M., Sinclair-Taylor, T.H., Pierce, S.J. and Berumen, M.L. 2015. Acoustic telemetry reveals cryptic residency of whale sharks. *Biology Letters* 11: 20150092. [Web link](#).
- Cagua, E.F., Collins, N., Hancock, J. and Rees, R. 2014. Whale shark economics: a valuation of wildlife tourism in South Ari Atoll, Maldives. *PeerJ* 2: e515. [Web link](#).
- Capietto, A., Escalle, L., Chavance, P., Dubroca, L., Delgado de Molina, A., Murua, H., Floch, L., Damiano, A., Rowat, D and Merigot, B. 2014. Mortality of marine megafauna induced by fisheries:

- Insights from the whale shark, the world's largest fish. *Biological Conservation* 174: 147-151. [Web link](#).
- Castro, A.L.F., Stewart, B.S., Wilson, S.G., Hueter, R.E., Meekan, M.G., Motta, P.J., Bowen, B.W. and Karl, S.A. 2007. Population genetic structure of Earth's largest fish, the whale shark (*Rhincodon typus*). *Molecular Ecology* 16: 5183-5192. [Web link](#).
- Catlin, J. and Jones, R. 2010. Whale shark tourism at Ningaloo Marine Park: A longitudinal study of wildlife tourism. *Tourism Management* 31: 386-394. [Web link](#).
- Chen, C.T., Liu, K.M. and Joung, S.J. 1997. Preliminary report on Taiwan's whale shark fishery. *TRAFFIC Bulletin* 17(1): 53-57. [Web link](#).
- Chen, V.Y. and Phipps, M.J. 2002. Management and trade of whale sharks in Taiwan. *TRAFFIC East Asia, Taipei, Taiwan*. [Web link](#).
- CITES. 2002. CITES Appendix II nomination of the whale shark, *Rhincodon typus*. Proposal 12.35. CITES, Santiago.
- Clarke, S. 2015. Understanding and mitigating impacts to whale sharks in purse seine fisheries of the Western and Central Pacific Ocean. Western and Central Pacific Fisheries Commission, WCPFC-SC11-2015/EB-WP-03 Rev. 1. Pohnpei, Federated States of Micronesia.
- Cliff, G., Anderson-Reade, M.D., Aitken, A.P., Charter, G.E. and Peddemors, V.M. 2007. Aerial census of whale sharks (*Rhincodon typus*) on the northern KwaZulu-Natal coast, South Africa. *Fisheries Research* 84: 41-46. [Web link](#).
- Clingham, E., Brown, J., Henry, L., Beard, A. and Dove, A.D. Preprint. Evidence that St. Helena Island is an important multi-use habitat for whale sharks, *Rhincodon typus*, with the first description of putative mating in this species. *PeerJ*. [Web link](#).
- Cochran, J.E.M., Hardenstine, R.S., Braun, C.D., Skomal, G.B., Thorrold, S.R., Xu, K., Genton, M.G. and Berumen, M.L. 2016. Population structure of a whale shark *Rhincodon typus* aggregation in the Red Sea. *Journal of Fish Biology* 89: 1570-1582. [Web link](#).
- Colman, J. 1997. A review of the biology and ecology of the whale shark. *Journal of Fish Biology* 51: 1219-1234. [Web link](#).
- Davidson, L.N.K., Krawchuk, M.A. and Dulvy, N.K. 2015. Why have global shark and ray landings declined: improved management or overfishing? *Fish and Fisheries*. [Web link](#).
- De la Parra Venegas, R., Hueter, R., González Cano, J., Tyminski, J., Gregorio Remolina, J., Maslanka, M., Ormos, A., Weigt, L., Carlson, B. and Dove, A. 2011. An unprecedented aggregation of whale sharks, *Rhincodon typus*, in Mexican coastal waters of the Caribbean Sea. *PLoS One* 6: e18994. [Web link](#).
- Duffy, C.A.J. 2002. Distribution, seasonality, lengths, and feeding behaviour of whale sharks (*Rhincodon typus*) observed in New Zealand waters. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 36: 565-570. [Web link](#).
- Eckert, S.A. and Stewart, B.S. 2001. Telemetry and satellite tracking of whale sharks, *Rhincodon typus*, in the Sea of Cortez, Mexico, and the north Pacific Ocean. *Environmental Biology of Fishes* 60: 299-308. [Web link](#).
- Estes, J.A., Heithaus, M., McCauley, D.J., Rasher, D.B. and Worm, B. 2016. Megafaunal impacts on structure and function of ocean ecosystems. *Annual Review of Environment and Resources* 41: 83-116. [Web link](#).
- Fowler, S. 2014. The conservation status of migratory sharks. UNEP/CMS Secretariat, Bonn, Germany. [Web link](#).
- Fowler, S. 2016a. Gap analysis of activities for the conservation of species listed in Annex 1 under relevant fisheries related bodies. Memorandum of Understanding on the Conservation of Migratory Sharks. [Web link](#).
- Fowler, S. 2016b. Review and gap analysis of shark and ray bycatch mitigation measures employed by fisheries management bodies. Memorandum of Understanding on the Conservation of Migratory Sharks. [Web link](#).
- Fox, S., Foisy, I., De La Parra Venegas, R., Galván Pastoriza, B.E., Graham, R.T., Hoffmayer, E.R., Holmberg, J. and Pierce, S.J. 2013. Population structure and residency of whale sharks *Rhincodon typus* at Utila, Bay Islands, Honduras. *Journal of Fish Biology* 83: 574-587. [Web link](#).
- Gaither, M.R., Bowen, B.W., Rocha, L.A. and Briggs, J.C. 2016. Fishes that rule the world: circumtropical distributions revisited. *Fish and Fisheries* 17: 664-679. [Web link](#).
- Gifford, A., Compagno, L.J.V. and Levine, M. 2001. Aerial surveys of whale sharks (*Rhincodon typus*) off the east coast of southern Africa from 1993 to 1998. Report to the Shark Research Institute, Princeton. [Web link](#).
- Gleiss, A.C., Wright, S., Liebsch, N., Wilson, R.P. and Norman, B. 2013. Contrasting diel patterns in



- vertical movement and locomotor activity of whale sharks at Ningaloo Reef. *Marine Biology* 160: 2981-2992. [Web link](#).
- Graham, R.T. 2007. Whale sharks of the Western Caribbean: an overview of current research and conservation efforts and future needs for effective management of the species. *Gulf and Caribbean Research* 19: 149-159. [Web link](#).
- Gudger, E.W. 1941. The whale shark unafraid: The greatest of the sharks, *Rhineodon typus*, fears not shark, man nor ship. *The American Naturalist* 75: 550-568. [Web link](#).
- Harley, S., Williams, P. and Rice, J. 2013. Spatial and temporal distribution of whale sharks in the western and central Pacific Ocean based on observer data and other data sources. Western and Central Pacific Fisheries Commission, Pohnpei. [Web link](#).
- Haskell, P.J., McGowan, A., Westling, A., Méndez-Jiménez, A., Rohner, C.A., Collins, K., Rosero-Caicedo, M., Salmond, J., Monadjem, A., Marshall, A.D. and Pierce, S.J. 2015. Monitoring the effects of tourism on whale shark *Rhincodon typus* behaviour in Mozambique. *Oryx* 49: 492-499. [Web link](#).
- Hazin, F.H.V., Vaske Júnior, T., Oliveira, P.G., Macena, B.C.L. and Carvalho, F. 2008. Occurrences of whale shark (*Rhincodon typus* Smith, 1828) in the Saint Peter and Saint Paul archipelago, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 68: 385-389. [Web link](#).
- Hearn, A.R., Green, J., Román, M.H., Acuña-Marrero, D., Espinoza, E. and Klimley, A.P. 2016. Adult female whale sharks make long-distance movements past Darwin Island (Galapagos, Ecuador) in the Eastern Tropical Pacific. *Marine Biology* 163: 214. [Web link](#).
- Heyman, W., Graham, R., Kjerfve, B. and Johannes, R.E. 2001. Whale sharks *Rhincodon typus* aggregate to feed on fish spawn in Belize. *Marine Ecology Progress Series* 215: 275-282. [Web link](#).
- Higgs, N.D., Gates, A.R. and Jones, D.O.B. 2014. Fish food in the deep sea: revisiting the role of large food-falls. *PLoS ONE* 9: e96016. [Web link](#).
- Hoffmayer, E.R., Franks, J.S. and Shelley, J.P. 2005. Recent observations of the whale shark (*Rhincodon typus*) in the northcentral Gulf of Mexico. *Gulf and Caribbean Research* 17: 117-120. [Web link](#).
- Holmberg, J., Norman, B. and Arzoumanian, Z. 2008. Robust, comparable population metrics through collaborative photo-monitoring of whale sharks *Rhincodon typus*. *Ecological Applications* 18(222-233). [Web link](#).
- Holmberg, J., Norman, B. and Arzoumanian, Z. 2009. Estimating population size, structure, and residency time for whale sharks *Rhincodon typus* through collaborative photo-identification. *Endangered Species Research* 7: 39-53. [Web link](#).
- Hsu, H.H., Joung, S.J. and Liu, K. 2012. Fisheries, management and conservation of the whale shark *Rhincodon typus* in Taiwan. *Journal of Fish Biology* 80: 1595-1607. [Web link](#).
- Hsu, H.H., Joung, S.J., Hueter, R.E. and Liu, K.M. 2014. Age and growth of the whale shark (*Rhincodon typus*) in the north-western Pacific. *Marine and Freshwater Research* 65: 1145-1154. [Web link](#).
- Hueter, R.E., Tyminski, J.P. and de la Parra, R. 2013. Horizontal movements, migration patterns, and population structure of whale sharks in the Gulf of Mexico and northwestern Caribbean Sea. *PLoS ONE* 8: e71883. [Web link](#).
- Hussey, N.E., MacNeil, M.A., Siple, M.C., Popp, B.N., Dudley, S.F. and Fisk, A.T. 2015. Expanded trophic complexity among large sharks. *Food Webs* 4: 1-7. [Web link](#).
- Huveneers, C., Stead, J., Bennett, M.B., Lee, K.A. and Harcourt, R.G. 2013. Age and growth determination of three sympatric wobbegong sharks: How reliable is growth band periodicity in Orectolobidae? *Fisheries Research* 147: 413-425. [Web link](#).
- Joung, S.J., Chen, C.T., Clark, E., Uchida, S. and Huang, W.Y.P. 1996. The whale shark, *Rhincodon typus*, is a livebearer: 300 embryos found in one 'megamamma' supreme. *Environmental Biology of Fishes* 46: 219-223. [Web link](#).
- Ketchum, J.T., Galván-Magaña, F. and Klimley, A.P. 2012. Segregation and foraging ecology of whale sharks, *Rhincodon typus*, in the southwestern Gulf of California. *Environmental Biology of Fishes* 96: 779-795. [Web link](#).
- Li, W., Wang, Y. and Norman, B. 2012. A preliminary survey of whale shark *Rhincodon typus* catch and trade in China: an emerging crisis. *Journal of Fish Biology* 80: 1608-1618. [Web link](#).
- Marcus, L., Virtue, P., Pethybridge, H.R., Meekan, M.G., Thums, M. and Nichols, P.D. 2016. Intraspecific variability in diet and implied foraging ranges of whale sharks at Ningaloo Reef, Western Australia, from signature fatty acid analysis. *Marine Ecology Progress Series* 554: 115-128. [Web link](#).
- Mau, R. and Wilson, E. 2007. Industry trends and whale shark ecology based on tourism operator logbooks at Ningaloo Marine Park. In: Irvine, T.R. and Keesing, J.K. (eds), *The First International Whale Shark Conference: Promoting International Collaboration in Whale Shark Conservation, Science and Management*, pp. 45-52. [Web link](#).



- McKinney, J., Hoffmayer, E., Wu, W., Fulford, R. and Hendon, J. 2012. Feeding habitat of the whale shark *Rhincodon typus* in the northern Gulf of Mexico determined using species distribution modelling. *Marine Ecology Progress Series* 458: 199-211. [Web link](#).
- McKinney, J.A., Hoffmayer, E.R., Holmberg, J., Graham, R., Driggers III, W.B., de la Parra-Venegas, R., Galván-Pastoriza, B.E., Fox, S., Pierce S.J. and Dove, A.D.M. In revision. Long-term assessment of whale shark population demography and connectivity using photo-identification in the Western Atlantic Ocean. *PLoS ONE*.
- Meekan, M.G., Bradshaw, C.J.A., Press, M., Mclean, C., Richards, A., Quasnicka, S. and Taylor, J.G. Population size and structure of whale sharks *Rhincodon typus* at Ningaloo Reef, Western Australia. *Marine Ecology Progress Series* 319: 275-285. [Web link](#).
- Motta, P.J., Maslanka, M., Hueter, R.E., Davis, R.L., de la Parra, R., Mulvany, S.L., Habegger, M.L., Strother, J.A., Mara, K.R., Gardiner, J.M., Tyminski, J.P. and Zeigler, L.D. 2010. Feeding anatomy, filter-feeding rate, and diet of whale sharks *Rhincodon typus* during surface ram filter feeding off the Yucatan Peninsula, Mexico. *Zoology* 113: 199-212. [Web link](#).
- Norman, B.M. and Stevens, J.D. 2007. Size and maturity status of the whale shark (*Rhincodon typus*) at Ningaloo Reef in Western Australia. *Fisheries Research* 84: 81-86. [Web link](#).
- Norman, B.M., Reynolds, S. and Morgan, D.L. 2016. Does the whale shark aggregate along the Western Australian coastline beyond Ningaloo Reef? *Pacific Conservation Biology* 22: 72-80. [Web link](#).
- Norman, B.M., Holmberg, J.A., Arzoumanian, Z., Reynolds, S., Wilson, R.P., Gleiss, A.C., Rob, D., Pierce, S.J., de la Parra, R., Galvan, B., Ramirez-Macias, D., Robinson, D., Fox, S., Graham, R., Rowat, D., Potenski, M., Levine, M., Mckinney, J.A., Hoffmayer, E., Dove, A., Hueter, R., Ponzio, A., Araujo, G., Aca, E., David, D., Rees, R., Duncan, A., Rohner, C.A., Hearn, A., Acuna, D., Berumen, M.L., Vazquez, A., Green, J., Bach, S.S., Schmidt, J.V. and Morgan, D.L. In revision. Understanding constellations: 'citizen scientists' elucidate the global biology of a threatened marine mega-vertebrate. *Bioscience*.
- Pierce, S.J. and Norman, B. 2016. *Rhincodon typus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e-T19488A2365291. [Web link](#).
- Quiros, A.L. 2007. Tourist compliance to a Code of Conduct and the resulting effects on whale shark (*Rhincodon typus*) behavior in Donsol, Philippines. *Fisheries Research* 84: 102-108. [Web link](#).
- Ramírez-Macías, D., Vázquez-Haikin, A. and Vázquez-Juárez, R. 2012a. Whale shark *Rhincodon typus* populations along the west coast of the Gulf of California and implications for management. *Endangered Species Research* 18: 115-128. [Web link](#).
- Ramírez-Macías, D., Meekan, M., de la Parra-Venegas, R., Remolina-Suárez, F., Trigo-Mendoza, M. and Vázquez-Juárez, R. 2012b. Patterns in composition, abundance and scarring of whale sharks *Rhincodon typus* near Holbox Island, Mexico. *Journal of Fish Biology* 80: 1401-1416. [Web link](#).
- Ramírez-Macías, D., Queiroz, N., Pierce, S.J., Humphries, N.E., Sims, D.W. and Juerg M. Brunnschweiler J.M. In revision. Oceanic adults, coastal juveniles: tracking the habitat use of whale sharks off the Pacific coast of Mexico. *PeerJ*.
- Riley, M.J., Harman, A. and Rees, R.G. 2009. Evidence of continued hunting of whale sharks *Rhincodon typus* in the Maldives. *Environmental Biology of Fishes* 86: 371-374. [Web link](#).
- Robinson, D.P., Jaidah, M.Y., Jabado, R.W., Lee-Brooks, K., Nour El-Din, N.M., Al Malki, A.A, Elmeer, K., McCormick, P.A., Henderson, A.C., Pierce, S.J. and Ormond, R.F.G. 2013. Whale sharks, *Rhincodon typus*, aggregate around offshore platforms in Qatari waters of the Arabian Gulf to feed on fish spawn. *PLoS ONE* 8: e58255. [Web link](#).
- Robinson, D.P., Jaidah, M.Y., Bach, S., Lee, K., Jabado, R.W., Rohner, R.A., March, A., Caprodossi, S., Henderson, A.C., Mair, J.M., Ormond, R. and Pierce, S.J. 2016. Population structure, abundance and movement of whale sharks in the Arabian Gulf and Gulf of Oman. *PLoS ONE*. [Web link](#).
- Robinson, D.P., Jaidah, M.Y., Bach, S., Rohner, R.A., Jabado, R.W., Ormond, R. and Pierce, S.J. Submitted. Some like it hot: repeat migration and residency of whale sharks within an extreme natural environment. *PLoS ONE*.
- Rohner, C.A., Couturier, L.I.E., Richardson, A.J., Pierce, S.J., Prebble, C.E.M., Gibbons, M.J. and Nichols, P.D. 2013. Diet of whale sharks *Rhincodon typus* inferred from stomach content and signature fatty acid analyses. *Marine Ecology Progress Series* 493: 219-235. [Web link](#).
- Rohner, C.A., Pierce, S.J., Marshall, A.D., Weeks, S.J., Bennett, M.B. and Richardson, A.J. 2013. Trends in sightings and environmental influences on a coastal aggregation of manta rays and whale sharks. *Marine Ecology Progress Series* 482: 153-168. [Web link](#).
- Rohner, C.A., Richardson, A.J., Prebble, C.E.M., Marshall, A.D., Bennett, M.B., Weeks, S.J., Cliff, G., Wintner, S.P. and Pierce, S.J. 2015. Laser photogrammetry improves size and demographic estimates for whale sharks. *PeerJ* 3: e886. [Web link](#).
- Rohner, C.A., Jaine, F.R.A. Pierce, S.J., Bennett, M.B., Weeks, S.J. and Anthony J. Richardson, A.J. In

- revision. Movement ecology of whale sharks in the southern Mozambique Channel. PLoS ONE.
- Roman, J. and McCarthy, J.J. 2010. The whale pump: marine mammals enhance primary productivity in a coastal basin. PLoS ONE 5: e13255. [Web link](#).
- Romero, A., Agudo, A.I. and Salazar, C. 2000. Whale shark records and conservation status in Venezuela. Biodiversity 1: 11-15. [Web link](#).
- Rowat, D. and Brooks, K.S. 2012. A review of the biology, fisheries and conservation of the whale shark *Rhincodon typus*. Journal of Fish Biology 80: 1019-1056. [Web link](#).
- Rowat, D., Brooks, K., March, A., McCarten, C., Jouannet, D., Riley, L., Jeffreys, G., Perri, M., Vely, M. and Pardigon, B. 2011. Long-term membership of whale sharks (*Rhincodon typus*) in coastal aggregations in Seychelles and Djibouti. Marine and Freshwater Research 62: 621-627. [Web link](#).
- Rowat, D., Meekan, M.G., Engelhardt, U., Pardigon, B. and Vely, M. 2006. Aggregations of juvenile whale sharks (*Rhincodon typus*) in the Gulf of Tadjoura, Djibouti. Environmental Biology of Fishes 80: 465-472. [Web link](#).
- Saba, G.K. and Steinberg, D.K. 2012. Abundance, composition, and sinking rates of fish fecal pellets in the Santa Barbara Channel. Scientific Reports 2. [Web link](#).
- Schleimer, A., Araujo, G., Penketh, L., Heath, A., McCoy, E., Labaja, J., Lucey, A. and Ponzo, A. 2015. Learning from a provisioning site: code of conduct compliance and behaviour of whale sharks in Oslob, Cebu, Philippines. PeerJ 3: e1452. [Web link](#).
- Schmidt, J.V., Chen, C.C., Sheikh, S.I., Meekan, M.G., Norman, B.M. and Joung, S.J. 2010. Paternity analysis in a litter of whale shark embryos. Endangered Species Research 12: 117-124. [Web link](#).
- Schmidt, J.V., Schmidt, C.L., Ozer, F., Ernst, R.E., Feldheim, K.A., Ashley, M.V. and Levine, M. 2009. Low genetic differentiation across three major ocean populations of the whale shark, *Rhincodon typus*. PLoS ONE 4: e4988. [Web link](#).
- Sequeira, A., Mellin, C., Rowat, D., Meekan, M.G. and Bradshaw, C.J.A. 2012. Ocean-scale prediction of whale shark distribution. Diversity and Distributions 18: 504-518. [Web link](#).
- Sequeira, A.M.M., Mellin, C., Delean, S., Meekan, M.G. and Bradshaw, C.J.A. 2013a. Spatial and temporal predictions of inter-decadal trends in Indian Ocean whale sharks. Marine Ecology Progress Series 478: 185-195. [Web link](#).
- Sequeira, A.M.M., Mellin, C., Meekan, M.G., Sims, D.W. and Bradshaw, C.J.A. 2013b. Inferred global connectivity of whale shark *Rhincodon typus* populations. Journal of Fish Biology 82: 367-389. [Web link](#).
- Sequeira, A.M.M., Mellin, C., Fordham, D.A., Meekan, M.G. and Bradshaw, C.J.A. 2014a. Predicting current and future global distributions of whale sharks. Global Change Biology 20: 778-789. [Web link](#).
- Sequeira, A.M.M., Mellin, C. and Floch, L. 2014b. Inter-ocean asynchrony in whale shark occurrence patterns. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 450: 21-29. DOI: 10.1016/j.jembe.2013.10.019. [Web link](#).
- Sleeman, J.C., Meekan, M.G., Wilson, S.G., Polovina, J.J., Stevens, J.D., Boggs, G.S. and Bradshaw, C.J.A. 2010. To go or not to go with the flow: Environmental influences on whale shark movement patterns. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 390: 84-98. [Web link](#).
- Speed, C.W., Meekan, M.G., Rowat, D., Pierce, S.J., Marshall, A.D. and Bradshaw, C.J.A. 2008. Scarring patterns and relative mortality rates of Indian Ocean whale sharks. Journal of Fish Biology 72: 1488-1503. [Web link](#).
- Taylor, J.G. 1994. Whale sharks, the giants of Ningaloo Reef. Harper Collins, Australia.
- Theberge, M.M. and Dearden, P. 2006. Detecting a decline in whale shark *Rhincodon typus* sightings in the Andaman Sea, Thailand, using ecotourist operator-collected data. Oryx 40: 337-342. [Web link](#).
- Tomita, T., Kawai, T., Matsubara, H. and Kobayashi, M. 2014. Northernmost record of a whale shark *Rhincodon typus* from the Sea of Okhotsk. Journal of Fish Biology 84: 243-246. [Web link](#).
- Turnbull, S.D. and Randell, J.E. 2006. Rare occurrence of a *Rhincodon typus* (whale shark) in the Bay of Fundy, Canada. Northeastern Naturalist 13: 57-58. [Web link](#).
- Tyminski, J.P., de la Parra-Venegas, R., González Cano, J. and Hueter, R.E. 2015. Vertical movements and behavior of whale sharks as revealed by pop-up satellite tags in the eastern Gulf of Mexico. PLoS ONE 10: e0142156. [Web link](#).
- Vignaud, T.M., Maynard, J.A., Leblois, R., Meekan, M.G., Vázquez-Juárez, R., Ramírez-Macías, D., Pierce, S.J., Rowat, D., Berumen, M.L., Beeravolu, C., Baksay, S. and Planes, S. 2014. Genetic structure of populations of whale sharks among ocean basins and evidence for their historic rise and recent decline. Molecular Ecology 23: 2590-2601. [Web link](#).
- White, W.T. and Cavanagh, R.D. 2007. Whale shark landings in Indonesian artisanal shark and ray

- fisheries. Fisheries Research 84: 128-131. [Web link](#).
- White, E.R., Myers, M.C., Flemming, J.M. and Baum, J.K. 2015. Shifting elasmobranch community assemblage at Cocos Island—an isolated marine protected area. Conservation Biology, 29: 1186-1197. [Web link](#).
- Wild Me. 2017. Wildbook for Whale Sharks. Available at: <http://www.whaleshark.org>.
- Wilson, S.G., Taylor, J.G. and Pearce, A.F. 2001. The seasonal aggregation of whale sharks at Ningaloo Reef, Western Australia: currents, migrations and the El Niño/Southern Oscillation. Environmental Biology of Fishes 61: 1-11. [Web link](#).
- Wintner, S.P. 2000. Preliminary study of vertebral growth rings in the whale shark, *Rhincodon typus*, from the east coast of South Africa. Environmental Biology of Fishes 59: 441-451. [Web link](#).
- Wolfson, F.W. 1986. Occurrences of the whale shark, *Rhincodon typus*, Smith. In: T. Uyeno, R. Arai, T. Taniuchi and K. Matsuura (eds), Indo-Pacific Fish Biology. Proceedings of the Second International Conference on Indo-Pacific Fishes, pp. 208–226. Ichthyological Society of Tokyo, Tokyo, Japan.
- Ziegler, J., Dearden, P. and Rollins, R. 2012. But are tourists satisfied? Importance-performance analysis of the whale shark tourism industry on Isla Holbox, Mexico. Tourism Management 33: 692-701. [Web link](#).