

NOTIFICATION AUX PARTIES

No. 2024/133

Genève, le 4 décembre 2024

CONCERNE :

ÉQUATEUR

Consultation des États de l'aire de répartition concernant une proposition de transfert des raies *Mobula* et autres espèces de la famille des Mobulidae de l'Annexe II à l'Annexe I

1. La présente notification est publiée à la demande du gouvernement de l'Équateur.
2. Conformément à la résolution Conf. 8.21 (Rev. CoP16), *Consultation des États de l'aire de répartition sur les propositions d'amendement des Annexes I et II*, le gouvernement de l'Équateur souhaite consulter les États de l'aire de répartition.
3. Le gouvernement de l'Équateur a soumis pour examen à la 20^e session de la Conférence des Parties une proposition de transfert des raies *Mobula* (*Mobula alfredi*, *M. birostris*, *M. tarapacana*, *M. mobular*, *M. thurstoni*, *M. eregoodoo*, *M. kuhlii*, *M. hypostoma*, et *M. munkiana*), et autres espèces de la famille des Mobulidae de l'Annexe II à l'Annexe I, sur la base des critères adoptés dans la résolution Conf. 9.24 (Rev. CoP17) annexe 1, critère C.
4. En conséquence, le gouvernement de l'Équateur demande aux États de l'aire de répartition de lui fournir toute information disponible sur l'état de conservation (distribution, taille de la population, structure et tendances), le commerce national et international légal de spécimens, parties et produits, et le commerce illégal (saisies et confiscations).
5. Les États de l'aire de répartition sont invités à envoyer leurs réponses à la présente notification avant le **15 décembre 2024**, directement à l'autorité administrative CITES de l'Équateur (et non au Secrétariat), par courriel : cites@ambiente.gob.ec.

CONVENTION SUR LE COMMERCE INTERNATIONAL DES ESPÈCES
DE FAUNE ET DE FLORE SAUVAGES MENACÉES D'EXTINCTION



Vingtième session de la Conférence des Parties

EXAMEN DES PROPOSITIONS D'AMENDEMENT DES ANNEXES I ET II

A. Proposition

Transférer les mobulidés (raies manta et mantes), *Mobula alfredi*, *M. birostris*, *M. tarapacana*, *M. mobular*, *M. thurstoni*, *M. eregoodoo*, *M. kuhlii*, *M. hypostoma*, et *M. munkiana*, et toute autre espèce encore non décrite au sein de la famille monogénérique des Mobulidae, de l'Annexe II à l'Annexe I conformément à l'article II, paragraphe 1 de la convention et en application du critère C (i & ii) de l'Annexe 1 de la résolution Conf. 9.24 (Rev. CoP17) en raison de la sévère diminution de leurs populations causée par une exploitation non durable, dont une partie entre dans le commerce international.



Figure 1. Illustrations des neuf espèces valides de mobulidés. Copyright Marc Dando.

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

B. Auteurs de la proposition

Équateur *

C. Justificatif

1. Taxonomie

1.1 Classe : Chondrichthyens (Sous classe : Elasmobranchii)

1.2 Ordre : Myliobatiformes

1.3 Famille : Mobulidae

1.4 Genre, espèce ou sous-espèce, et auteur et année :

Mobula mobular (Bonnaterre, 1788), *M. birostris* (Walbaum, 1792), *M. hypostoma* (Bancroft, 1831), *M. kuhlii* (Müller & Henle, 1841), *M. eregoodoo* (Cantor, 1849), *M. alfredi* (Krefft, 1868), *M. tarapacana* (Philippi, 1892), *M. thurstoni* (Lloyd, 1908), et *M. munkiana* (Notarbartolo di Sciara, 1987).

1.5 Synonymes scientifiques :

Voir Annexe 1. (White et al. (2018) ; Hosegood et al. (2020) ; et Notarbartolo di Sciara, et al. (2020))

1.6 Noms communs :

En anglais, les membres de la famille des Mobulidae sont appelés manta et devil rays (collectivement, mobulids). En français, ils sont appelés raies manta et mantes (ou encore mantes diables ou raies mobula). En espagnol : manta diablo. Pour les noms communs des neuf espèces, voir Annexe 1.

1.7 Numéros de code : N/A

2. Vue d'ensemble:

Le commerce mondial des produits mobulidés a continué de croître et de se diversifier au cours de la dernière décennie malgré leur inscription à l'Annexe II de la CITES, et il n'est pas durable. La surpêche de ces raies biologiquement vulnérables, en partie motivée par le commerce légal et illégal, aggrave les déclin persistants et significatifs de la population dans le monde entier, entraînant une extinction commerciale suspectée et des disparitions locales (Venables et al. 2024 ; de Boer et al., 2024 ; Laglbauer et al. [En cours de publication] ; Diamant et al. [En cours de publication] ; Palacios et al. [En révision]). Tous les mobulidés sont classés comme en danger ou vulnérables sur la Liste Rouge des espèces menacées de l'UICN, avec des tendances de déclin. L'inscription à l'Annexe I est nécessaire pour mettre un terme au commerce international de toutes les espèces de mobulidés.

Les raies manta et les mantes (les mobulidés, famille Mobulidae) sont neuf espèces hautement migratrices occupant les eaux tropicales et subtropicales du monde entier (Stevens et al. 2024). Cette famille monogénérique se caractérise par des adaptations suspensivores uniques (White et al. 2018 ; Hosegood et al. 2020 ; Notarbartolo di Sciara et al. 2020). Elles sont extrêmement vulnérables sur le plan biologique en raison de leurs traits de vie conservateurs, tels qu'une croissance lente et une maturation tardive (Notarbartolo di Sciara 1988 ; Marshall & Bennett 2010 ; Pardo et al. 2016), et font partie des espèces les moins fécondes parmi tous les élasmobranches. Après avoir atteint la maturité à un âge moyen de 10 ans, elles donnent généralement naissance à un seul petit tous les deux à trois ans (jusqu'à huit ans dans certaines sous-populations). De plus, leur habitat côtier et pélagique et leurs comportements d'agrégation les exposent à la capture ciblée et aux prises accessoires dans la plupart des pêches artisanales et industrielles (Dulvy et al. 2014 ; Croll et al. 2016 ; Alfaro-Cordova et al. 2017 ; Stewart et al. 2018 ; Fernando & Stewart 2021 ; Palacios et al. 2023 ; Laglbauer et al. [En cours de publication]).

Historiquement, les mobulidés étaient rejetés dans les pêches commerciales car leur chair est généralement considérée comme de faible qualité. Au cours des dernières décennies, les pêches ciblées motivées par la demande de plaques branchiales séchées de mobulidés, commercialisées comme des

médicaments traditionnels, ont conduit à une expansion du commerce international vers des pôles clés en Asie (Croll et al. 2016 ; O'Malley et al. 2017 ; Palacios et al. [cours de publication]). Par conséquent, tous les mobulidés sont inscrits à l'Annexe II de la CITES depuis 2013-2016. Malgré ces inscriptions, des déclin de population persistants allant jusqu'à 92 % ont continué (Ward-Paige et al. 2013 ; Lewis et al., 2015 ; Moazzam, 2018 ; Fernando & Stewart, 2021 ; Carpenter et al., 2023 ; Venables et al. 2024 ; Rojas-Perea et al. [En révision] ; Laglbauer et al. [En cours de publication]), et une réduction de la taille corporelle (largeur du disque) moyenne - un autre indicateur d'une forte pression de pêche - a été documentée chez plusieurs espèces et emplacements (Fernando & Stewart 2021 ; Laglbauer et al. 2024 [En cours de publication]).

Au cours de la décennie suivant l'inscription à l'Annexe II, le commerce des plaques branchiales de mobulidés n'a pas été efficacement régulé ou limité à des niveaux durables (Palacios et al. [cours de publication]). Très peu d'avis de commerce non préjudiciable ont été partagés, et aucun avis d'acquisition légale n'a été communiqué. Seules cinq Parties (moins de 5 % des états de l'aire de répartition) ont déclaré des échanges à la CITES, mais l'analyse de la base de données sur le commerce CITES (2017 - 2021) a mis en évidence une augmentation préoccupante et un volume élevé dans le commerce mondial de plaques branchiales, entraînant la première étude du commerce important pour ce taxon. Par ailleurs, il existe un commerce illégal et non déclaré important dans 22 autres états de l'aire de répartition, et les produits mobulidés se vendent à des prix plus élevés qu'avant les inscriptions à l'Annexe II, sans réduction observée de l'offre ou de la demande (voir section 6.4). Le commerce international précédemment négligé de la chair de mobulidés (non indiqué dans la base de données sur le commerce CITES) alimente également la mortalité liée à la pêche et les déclin de population (Palacios et al. [cours de publication]).

Bien que l'amélioration de la capacité de gestion des pêches, de l'application des lois et de la collecte de données soit cruciale, ces efforts à eux seuls ne mettront pas fin aux déclin de population en cours. Le transfert de ces espèces à l'Annexe I réduira plus efficacement la pression commerciale, renforcera la coopération internationale entre les autorités de contrôle pour prévenir le commerce illégal, permettant ainsi à ces espèces d'amorcer leur rétablissement. Le transfert à l'Annexe I complétera également les actions entreprises par la Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage (CMS) qui liste les mobulidés dans l'Annexe I, interdisant leur prélèvement dans la nature, ainsi que les mesures de non-rétention mises en place par les quatre principales organisations régionales de gestion de la pêche thonière (voir section 8.1).

3. Caractéristiques de l'espèce

3.1 Répartition géographique

Les mobulidés sont répartis dans le monde entier, principalement dans les eaux tropicales et subtropicales. *Mobula birostris*, *M. tarapacana*, *M. mobular*, et *M. thurstoni* sont distribuées de manière circumglobale dans les océans Atlantique, Pacifique et Indien ; elles s'aventurent également de manière saisonnière dans les régions tempérées de ces océans (Notarbartolo di Sciara, 1987). *Mobula alfredi*, *M. eregoodoo*, et *M. kuhlii* sont limitées à l'Indo-Ouest Pacifique. *Mobula hypostoma* est limitée à l'océan Atlantique, et *M. munkiana* est restreinte à l'océan Pacifique oriental (Stevens et al. 2024). Au sein de cette vaste aire de répartition, les populations de toutes les espèces de mobulidés sont dispersées et fortement fragmentées, probablement en raison de leurs besoins en ressources et en habitat (Stewart et al. 2018) en plus de la surexploitation. Les cartes des aires de répartition sont présentées dans l'Annexe 2.

3.2 Habitat

Les mobulidés occupent une grande diversité d'habitats marins, des eaux côtières peu profondes aux eaux océaniques. *Mobula alfredi* est principalement néritique, résidant généralement dans des habitats de récifs coralliens productifs de groupes d'îles, d'archipels d'atolls et de côtes continentales, mais elle se déplace également au large pour se nourrir (Marshall et al. 2009 ; Kashiwagi et al. 2011 ; Stewart et al. 2018 ; Harris et al. 2020 ; Venables et al. 2020 ; Harris & Stevens 2021 ; Harris et al. 2024 ; Braun et al. 2015 ; Andrzejaczek et al. 2020). *Mobula birostris* est plus océanique dans son utilisation de l'habitat que *M. alfredi*, cependant elle forme également des agrégations également le long des côtes, autour des îles océaniques, des aiguilles et des monts sous-marins (Stewart et al. 2016 ; Stevens et al. 2018 ; Harty et al. 2022). Comme *M. birostris*, *Mobula mobular*, *M. thurstoni* et *M. tarapacana* sont plus océaniques, occupant des groupes d'îles océaniques, des aiguilles et monts sous-marins proches des côtes de manière saisonnière, des littoraux productifs avec un upwelling régulier (Clark et al. 2006a, b, 2010 ; Thorrold

et al. 2014 ; Mendonça et al. 2018 ; Lezama-Ochoa et al. 2019a, 2020 ; Palacios et al. 2023, 2024 ; Pate et al. 2023). *Mobula munkiana* préfère les eaux côtières chaudes et peu profondes, et est souvent observée dans des baies, des estuaires et le long des plateaux continentaux dans l'océan Pacifique oriental, y compris le golfe de Californie (Notarbartolo di Sciara, 1988 ; Palacios et al., 2021, 2024). *Mobula hypostoma*, *M. kuhlii* et *M. eregoodoo* sont également des espèces de zone néritique, préférant les eaux côtières et du plateau continental (Notarbartolo di Sciara, 1987 ; Notarbartolo di Sciara et al. 2017, 2020 ; Bucair et al., 2024 ; Stevens et al. 2024 ; Boggio-Pasqua et al. [En révision]).

3.3 Caractéristiques biologiques

Les mobulidés se reproduisent par viviparité aplacentaire et possèdent des traits sélectifs K extrêmes, notamment la plus faible fécondité signalée chez les élaémobranches (Dulvy et al. 2014 ; Pardo et al. 2016), ce qui les rend hautement vulnérables à l'exploitation et aux prises accessoires (Couturier et al. 2012 ; Croll et al. 2016). Cette vulnérabilité est accrue par leurs comportement migratoire et leurs agrégations prévisibles dans des zones facilement accessibles (Palacios et al. 2023).

Tous les mobulidés croissent lentement et vivent longtemps, avec une faible fécondité et des temps de génération longs (par exemple estimés à 25 ans pour les raies manta). Pour les raies manta, la longévité est estimée à au moins 40 ans et la mortalité naturelle est considérée comme faible. Les raies manta ne portent qu'un seul petit par grossesse, qui, en moyenne, survient tous les deux à cinq ans chez *M. alfredi* en milieu naturel. Le temps de gestation est de 12-13 mois pour *M. alfredi* et la maturité sexuelle se manifeste à environ 10 ans, ce qui place l'espèce parmi les moins fécondes de tous les élaémobranches. Avec des caractéristiques biologiques aussi conservatrices, une femelle raie manta ne peut produire que 5 à 15 petits au cours de sa vie (Homma et al. 1999; Marshall et al. 2011b, c; Couturier et al. 2012; Deakos et al. 2012; Dulvy et al. 2014; Kashiwagi 2015; Stevens, 2016; Armstrong et al. 2020). Les paramètres biologiques précis de *M. birostris* sont probablement similaires à ceux de *M. alfredi*, bien que les données soient manquantes (Stewart et al. 2018). Le taux de croissance intrinsèque des plus grandes mantas océaniques (*M. mobular*, *M. tarapacana*, et *M. thurstoni*) est supposé être similaire à celui des raies manta, puisque la médiane du taux de croissance intrinsèque maximum des populations (r_{max}) pour *M. mobular* est estimée à 0.077 an^{-1} , rendant possible l'extinction locale des mantas même avec de faibles niveaux de mortalité liée à la pêche (Pardo et al. 2016; Fernando & Stewart 2021). Bien que la plupart des espèces de mantas pygmées (*M. hypostoma*, *M. kuhlii*, *M. eregoodoo*, et *M. munkiana*) soient peu étudiées, les données suggèrent qu'elles partagent les mêmes traits de vie que leurs congénères plus grands. Les études sur *M. kuhlii* et *M. eregoodoo* indiquent que ces espèces ont un rendement reproductif très faible ; une uniparité et une mise-bas potentiellement bi ou trisannuelle (Broadhurst et al. 2018). Les sous-populations de toutes les espèces de mobulidés sont par conséquent exceptionnellement vulnérables au prélèvement, sont lentes à se rétablir une fois diminuées, et la possibilité d'une recolonisation réussie est faible.

La plupart des mobulidés se nourrissent principalement d'organismes zooplanctoniques comme les euphausiacés, les copépodes, les mysidacés, les larves de décapodes et des crevettes, mais certaines études ont également remarqué leur consommation de petits et moyens poissons (Stewart et al. 2018a). Les deux exceptions sont *M. tarapacana* et *M. eregoodoo*, qui semblent toutes deux se spécialiser dans la capture de petits poissons en bancs (White et al. 2006b; Notarbartolo di Sciara et al., 2020). Auparavant considérées comme se nourrissant principalement à la surface pendant la journée, des études récentes ont montré que la plupart des espèces de mobulidés ont un comportement d'alimentation plus complexe, exploitant également des proies dans des eaux plus profondes (Couturier et al. 2014; Stewart et al. 2016, 2018b; Burgess et al. 2019; Peel et al. 2019; Armstrong et al. 2020; Harris et al. 2021). Tant *M. birostris* (profondeur maximale de 1246 mètres) que *M. tarapacana* (profondeur maximale de 1637 mètres) ont été documentées plongeant dans la zone bathypélagique, probablement à la recherche de proies (Thorrold et al. 2014). Les mantas pygmées, bien que généralement plus côtières dans leur utilisation de l'habitat, peuvent également plonger assez profondément, *M. munkiana* allant jusqu'à une profondeur maximale de 126 mètres (Andrzejczek et al. 2022).

Les mobulidés entreprennent des migrations significatives (>1000 km) à travers de vastes zones géographiques et entre les eaux océaniques et côtières. Par exemple, les données de télémétrie satellite de *M. tarapacana* ont montré des déplacements en ligne droite allant jusqu'à 3800 km en quelques mois, tandis que les *M. mobular* marquées ont parcouru entre 1400 et 1800 km, traversant des eaux oligotrophes tropicales et subtropicales. *Mobula alfredi* aux Maldives parcourt régulièrement de manière saisonnière des centaines de kilomètres entre les sites d'agrégation (Harris & Stevens, 2021), et de

manière transfrontalière plus de 500 km entre des sites au Mozambique et en Afrique du Sud (Jaine *et al.* 2014; Thorrold *et al.* 2014; Francis & Jones 2016; Aruaz *et al.* 2019; Marshall *et al.* 2023; Setyawan *et al.* [En révision]).

Les mobulidés ont été documentés formant des agrégations saisonnières en petits et très grands groupes à travers le monde, avec des nombres allant de quelques individus à des dizaines de milliers (Palacios *et al.* 2023; Stevens *et al.* 2024). L'agrégation est souvent liée à l'accès à des ressources alimentaires concentrées, à l'accouplement et la reproduction, à l'évitement des prédateurs, et à d'autres fonctions (Bucair *et al.* 2021; Palacios *et al.* 2023). Ce comportement migratoire combiné avec des agrégations prévisibles dans des zones facilement accessibles les rend vulnérable aux pêches côtières et hauturières (Couturier *et al.* 2012, Croll *et al.* 2012, Thorrold *et al.* 2014). Dans certains cas, des centaines d'individus au sein d'une agrégation ont été accidentellement capturés dans le même événement de pêche (Lezama-Ochoa *et al.* 2019). Ce risque est accru pour les mantes moins étudiées et moins protégées, qui sont plus susceptibles de s'agréger en grand nombre (Palacios *et al.* 2023).

3.4 Caractéristiques morphologiques

Les mobulidés se distinguent des autres raies par leur grand corps en forme de diamant avec des nageoires pectorales allongées en forme d'ailes, des yeux placés latéralement, une large bouche et des lobes céphaliques appariés qui s'étendent antérieurement au-delà de la tête (Notarbartolo di Sciara, 1987). Les raies manta ont une bouche terminale et orientée vers l'avant, tandis que les mantes ont une bouche subterminale, située sous la tête (Stevens *et al.* 2024).

Chaque raie mobulidée possède cinq paires d'arcs branchiaux (les structures squelettiques soutenant les branchies et les plaques branchiales), chacune étant entourée en interne par un appendice pré-branchial ou plaque branchiale. Ces structures agissent comme des filtres, filtrant leur nourriture planctonique de la colonne d'eau, permettant ainsi aux raies de se nourrir (Paig-Tran *et al.* 2013 ; Stevens *et al.* 2018). Les plaques branchiales de mobulidés séchées peuvent être différenciées visuellement à l'aide de trois caractéristiques simples : taille, motif de couleur (uniforme vs bicolore) et bordure des lobes (lisse vs dentelé).

3.5 Rôle de l'espèce dans son écosystème

Comme les grandes baleines à fanons, qui se nourrissent également en bas de la chaîne alimentaire, les raies mobulidées sont des espèces indicatrices de la santé générale de l'écosystème (Roman *et al.* 2014 ; Stevens, 2016 ; Dulvy *et al.* [En révision]). Des études ont proposé que le retrait d'organismes suspensivores de grande taille des environnements marins peut entraîner des changements significatifs et en cascade dans la composition des espèces (Springer *et al.* 2003). En tant que mégafaune marine, à leur mort, les mobulidés contribuent également de manière significative aux chutes alimentaires, soutenant la faune dans les environnements profonds, augmentant le transfert de carbone de la surface de l'océan vers les profondeurs et la séquestration du carbone dans l'océan profond (Higgs *et al.* 2014 ; Mariani *et al.* 2020). Des *Mobula alfredi* ont été observées se rendant au large pour se nourrir de zooplancton mésopélagique avant de revenir aux récifs coralliens côtiers pendant la journée où elles évacuent leurs excréments (Couturier *et al.* 2013 ; Braun *et al.* 2014). De cette manière, *M. alfredi* crée des liens entre les récifs coralliens peu profonds et les écosystèmes d'eaux plus profondes, facilitant potentiellement le transport horizontal de nutriments entre ces environnements (Peel *et al.* 2019 ; Harris *et al.* 2021).

4. État et tendances

4.1 Tendances de l'habitat

La surpêche peut affecter indirectement les raies du genre *Mobula* en perturbant la chaîne alimentaire marine, en réduisant les populations de zooplancton et de poissons en éliminant les prédateurs qui régulent les espèces mangeant du plancton, et en dégradant la santé générale de l'écosystème, ce qui réduit l'habitat approprié. D'autres menaces indirectes générales telles que le changement climatique et les menaces anthropiques directes localisées, telles que la pollution sonore, la sédimentation et les marées noires, contribuent également à la dégradation de l'habitat (Stewart *et al.* 2018). En tant que zooplanctivores pélagiques, les mobulidés sont également particulièrement vulnérables aux impacts du changement climatique, par la perturbation des processus écologiques causée par l'élévation des températures marines et l'acidification des océans, entraînant des fluctuations à grande échelle

croissantes et des déclin généraux dans l'abondance de leurs proies zooplanctoniques (Richardson, 2008 ; Dam & Baumann 2017 ; Armstrong et al. 2021 ; Heneghan et al. 2023). De plus, la dégradation et la perte mondiales des habitats de récifs coralliens, qui fournissent de la nourriture, des stations de nettoyage, des refuges thermiques et des zones de reproduction, sont susceptibles d'avoir un impact négatif sur les raies mobulidés, qui dépendent de ces écosystèmes importants, en particulier les espèces de raies manta et de mantes pygmées (Pandolfi et al. 2003 ; Sale & Hixon 2014 ; Stewart et al. 2018 ; Eddy et al. 2021). Les altérations des écosystèmes terrestres ont également montré des effets sur les populations de mobulidés (McCauley et al. 2012).

4.2 Taille de la population

Les populations mondiales de raies manta ont été estimées à environ 150 000 pour *M. birostris* et 80 000 pour *M. alfredi* (Stevens et al. [En cours de publication]). La plupart des sous-populations identifiées sont petites (de 100 à 2000 individus) (Luiz et al. 2009, Kashiwagi et al. 2011 ; Deakos et al. 2011 ; Marshall et al. 2011 ; Couturier et al. 2014 ; Kashiwagi 2014 ; Carpentier et al. 2019 ; Germanov et al. 2019 ; Beale et al. 2019 ; Setyawan et al. 2022 ; Knochel et al. 2022 ; Lassauce et al. 2024 ; Hilbourne et al. [En révision]). Quelques régions ont estimé des super-populations : 4901 aux Maldives (*M. alfredi*, Nickoson-Jack et al. 2021 ; Strike et al. 2022) et estimées à 22 316 en Équateur (*M. birostris*, Harty et al. 2022). Localement, l'abondance des mobulidés varie considérablement et est probablement basée sur la disponibilité de la nourriture et le degré auquel les sous-populations ont été, ou sont actuellement, pêchées (Stewart et al. 2018). Par exemple, aux Maldives où tous les mobulidés sont protégés, des agrégations allant jusqu'à 250 individus de *M. alfredi* peuvent être trouvées sur des sites d'alimentation clés (Stevens, 2016 ; Harris et al., 2020 ; Armstrong et al. 2021 ; Harris & Stevens, 2021). Cependant, il y a souvent une faible connectivité entre les sites très éloignés et un degré élevé de résidence, rendant *M. alfredi* particulièrement vulnérable à l'épuisement local et à l'extinction régionale (Whitney et al. 2023 ; Setyawan et al. 2024 ; Harris et al. 2024). Il n'existe aucune estimation de la population mondiale pour les espèces de mantes. Des déclin au niveau du genre sont suspectés en raison de données de déclin des observations par unité d'effort (SPUE) provenant de populations surveillées, des données de débarquements de captures et des preuves d'épuisement (Fernando & Stevens 2011, Couturier et al. 2012, Hall & Roman 2013, Ward-Paige et al. 2013, Lewis et al. 2015, Croll et al. 2016, Rohner et al. 2017). Des estimations d'abondance ont été tentées avec des campagnes aériennes dans certaines régions, comme la mer Méditerranée nord-ouest, où la population de *M. mobular* a été estimée à jusqu'à 12 700 individus (Fortuna et al. 2014, Notarbartolo di Sciarra et al. 2015).

4.3 Structure de la population

Les données de référence pour évaluer la structure de la population manquent pour la plupart des espèces de mobulidés à travers leur aire de répartition. Certaines études génétiques et d'identification photo indiquent que certaines espèces (par exemple, *M. alfredi*) ont des populations de petite taille et fortement fragmentées (Kashiwagi et al. 2014 ; Humble et al. 2023). En conséquence, la pêche peut rapidement épuiser les sous-populations, le rétablissement étant considérablement entravé par leurs traits biologiques conservateurs.

Des chercheurs étudiant les agrégations de *M. birostris* à de nombreux endroits (par exemple, Mozambique, Mexique, Fidji, Raja Ampat, Polynésie française et Philippines) ont observé un biais féminin, tandis que dans d'autres lieux (par exemple, aux Maldives, en Équateur et en Nouvelle-Calédonie), les populations sont biaisées vers les mâles (voir Hilbourne et al. [En révision]). Les individus identifiés dans certains sites d'agrégation à travers le monde sont parfois réobservés fréquemment, mais à d'autres endroits, s'ils sont réobservés, ce n'est généralement que plusieurs années après (Marshall et al., 2009 ; Harty et al. 2022 ; Hilbourne et al. [En révision]). Des sites d'alimentation ont été proposés pour *M. birostris* dans plusieurs lieux de l'océan Atlantique occidental (Stewart et al. 2018c ; Pate et al. 2020). Des variations démographiques ont également été enregistrées par des chercheurs étudiant les populations de *M. alfredi*. Au Mozambique, un biais féminin significatif a été observé, la plupart de ces femelles étant matures (Marshall et al. 2011a). Cependant, aux Maldives et à Hawaï, le rapport des sexes est proche de la parité avec des juvéniles et des adultes présents (Deakos et al. 2011 ; Stevens, 2016). Ces études ont également trouvé que les juvéniles se séparent de la population adulte, résidant dans des zones où ils sont moins vulnérables à la prédation. À Ningaloo, en Australie, la distribution des mâles par rapport aux femelles et des adultes par rapport aux juvéniles fluctue tout au long de l'année, mais les femelles matures dominant constamment (McGregor 2009, données non publiées). Dans trois sites d'agrégation de *M.*

alfredi en Australie orientale, seul le plus grand site a montré un biais féminin significatif (Couturier et al. 2011).

Très peu de recherches ont été menées sur la structure de la population des mantes. Des recherches récentes sur *M. mobular* dans le paysage de Lesser Sunda, en Indonésie, ont utilisé des microsatellites et de l'ADN mitochondrial et révélé que dans la zone d'étude, *M. mobular* est divisée en deux sous-populations distinctes, soulignant la fragmentation de l'espèce (Malik et al. 2022). Des études approfondies de la population des agrégations saisonnières de *M. tarapacana* dans l'archipel Saint-Pierre et Saint-Paul ont clairement indiqué une ségrégation par taille, probablement liée à une migration reproductive, comme le suggère la présence de cicatrices d'accouplement (Mendonça et al. 2020). La prédominance des femelles à cet endroit, à son tour, suggère également l'existence d'une ségrégation sexuelle. Une étude évaluant la structure de la population de *M. thurstoni* dans la mer de Java du Sud a conclu que ce stock représente un unique pool génétique (Wardana et al. 2023). Cependant, une étude sur la même espèce en Tanzanie a révélé des différences génétiques significatives entre les populations de Tanzanie et du Brésil, ainsi qu'une isolation génétique entre les populations tanzanienne et malaisienne (Rumisha et al. 2024).

4.4 Tendances de la population

Tableau 1 : Estimations des déclinés des mobulidés répondant aux critères d'inscription à l'Annexe I de la CITES.

Reference(s)	Study Region	Study Period	Species	Decline
White et al., 2015	Costa Rica	1993-2013	<i>M. tarapacana</i> , <i>M. mobular</i> , <i>M. thurstoni</i>	78%
White et al., 2015	Costa Rica	1993-2013	<i>M. birostris</i>	89%
Rojas et al. 2024 [In Review]	Peru	2000-2023	<i>M. mobular</i> , <i>M. munkiana</i> , <i>M. thurstoni</i>	75%
Lewis et al., 2015	Lakamera, Indonesia	2001-2014	Mobulids	75%
Lewis et al., 2015	Tanjung Luar, Indonesia	2001-2014	Mobulids	94%
Rohner et al., 2013	Mozambique	2003-2011	<i>M. alfredi</i>	88%
Rambahiniarison et al., 2022	Phillipines	2004-2020	<i>M. alfredi</i> ; <i>M. mobular</i>	80%
Fernando & Stewart, 2021	Sri lanka	2011-2018	<i>M. birostris</i> , <i>M. Mobular</i> , <i>M. tarapacana</i> , <i>M thurstoni</i>	92%
Moazzam, 2018	Pakistan	2013-2018	Mobulids	92.50%
Laglbauer et al. 2024 [In Review]	East Java	2015-2024	<i>M. mobular</i>	89%

Malgré l'inscription à l'Annexe II de la CITES (et aux Annexes I et II de la CMS) il y a plus d'une décennie et des protections nationales en place dans au moins 34 pays de l'aire de répartition (Stevens et al. 2024 ; Laglbauer et al. 2024 [En cours de publication]), les populations de mobulidés continuent de montrer des déclinés importants dans le monde entier (Ward-Paige et al. 2013 ; Rohner et al. 2017 ; Fernando et Stewart 2021 ; Venables 2020 ; Carpenter et al. 2023 ; Venables et al. 2024). Ces tendances de déclinés combinées à leur vulnérabilité liée à leur histoire de vie ont conduit au transfert des neuf espèces de mobulidés vers un statut menacé sur la Liste Rouge de l'UICN (UICN 2024 - voir Annexe 1). Des études récentes ont montré des déclinés de population persistants allant jusqu'à 92,5 % (périodes d'étude entre 5 et 21 ans) dans plusieurs endroits à travers le monde (Ward-Paige et al. 2013 ; Lewis et al., 2015 ; Moazzam, 2018 ; Fernando & Stewart, 2021 ; Rambahiniarison et al. 2022 ; Carpenter et al., 2023 ; Venables et al. 2024 ; Rojas-Perea et al. [En révision] – Tableau 1 et Annexe 3), avec une extinction commerciale et une disparition locale se produisant dans certaines zones (Venables et al. 2024 ; de Boer et al., 2024 ; Diamant et al. [En cours de publication]).

Ces taux de déclin dépassent le seuil de 80 % par rapport à la référence historique pour inscrire une espèce aquatique à faible productivité exploitée commercialement à l'Annexe I (voir la note de bas de page dans l'Annexe 5 de la Conf. 9.24 (Rev CoP17)). De plus, étant donné que les mobulidés sont parmi les espèces marines à croissance la plus lente, les membres de cette famille se situent en dehors de la gamme typique de productivité des espèces marines et sont donc éligibles à une inscription suivant un déclin moins important. En réalité, la durée de génération estimée des mobulidés varie de 29 ans pour *M. birostris* à environ 13 ans pour les quatre mantes pygmées (UICN, 2022), ce qui signifie que la majorité des déclinés observés ci-dessus se sont produits en moins d'une durée générationnelle, dépassant ainsi les critères d'inscription de la CITES.

Des études récentes à travers plusieurs régions océaniques ont révélé des déclinés actuels alarmants des populations de mobulidés (Tableau 1 ; Annexe 3), avec les données les plus récentes mettant en évidence la nature continue de cette tendance. Dans l'océan Indien, l'Est de Java a connu un déclin de

89 % des taux de capture de l'ensemble des mobulidés sur neuf ans de 2015 à 2024 (Laglbauer et al., [En cours de publication]). Des études au Mozambique ont montré des déclinés dramatiques de 88 à 99 % pour *M. alfredi*, de 92,5 à 94,2 % pour *M. birostris*, et de 81,3 à 98,8 % pour *M. kuhlii* sur 20 années entre 2003 et 2023 (Rohner et al., 2013, 2017 ; Venables et al., 2024). Dans l'océan Pacifique, les Philippines ont documenté un déclin de 80 % des observations de *M. birostris* sur 20 ans de 2004 à 2020 (Rambahiniarison et al., 2023), tandis que le Pérou a signalé un déclin de 75 % de *M. mobular*, *M. munkiana*, et *M. thurstoni* sur 23 ans de 2000 à 2023 (Rojas et al., 2024 ; en révision).

Ces déclinés récents s'ajoutent à des réductions précédemment rapportées, notamment des déclinés sévères en Indonésie sur 13 ans (de 2001 à 2014), avec des débarquements de *M. tarapacana* diminuant de 99 % à Tanjung Luar, 77 % à Cilacap, et 75 % à Lamakera (Lewis et al., 2015). D'autres déclinés de captures significatifs ont été notés en Afrique du Sud sur 20 ans de 1981 à 2021 (Carpenter et al., 2023), ainsi que des diminutions marquées au Sri Lanka et au Pakistan sur 7 ans entre 2011 et 2018, avec un déclin signalé de 75 % pour *M. birostris* (Fernando et Stewart, 2021) et un déclin de 92,5 % pour les mobulidés (Moazzam, 2018), respectivement. L'océan Atlantique a également connu des déclinés substantiels, avec l'île Cocos, au Costa Rica, subissant une diminution de 78 % de *M. tarapacana* et d'autres espèces de mobulidés sur 20 ans de 1993 à 2013 (White et al., 2015).

L'examen des archives photo de l'archipel des Chagos collectées lors d'opérations de contrôle a révélé que *M. tarapacana*, *M. mobular* et *M. thurstoni* sont capturées illégalement au sein de la vaste aire marine protégée de l'archipel (Harris et al. 2024). Dans la majeure partie de leur aire de répartition, les populations de *M. mobular* et *M. thurstoni* semblent être en déclin, en raison de la pêche ciblée et de la capture accidentelle en tant que prises accessoires (Couturier et al. 2012, Ward-Paige et al. 2013, Croll et al. 2016). Des déclinés peuvent être inférés dans de nombreuses régions sur la base des déclinés dans les débarquements ou les observations concomitantes avec un effort croissant (Couturier et al. 2012, Ward-Paige et al. 2013, Croll et al. 2016). Une étude récente analysant les données de débarquements en Tanzanie a révélé que *M. thurstoni* composait 71 % des débarquements de mantes du pays (Rumisha et al. 2024), menant probablement à un déclin local important de cette espèce. À Muncar, Est de Java (2015 – 2024), *M. mobular* (1228 individus) et *M. thurstoni* (957) représentaient 95 % des espèces de mobulidés débarquées (Laglbauer et al. [En cours de publication]). Cette étude met en évidence une tendance à la baisse du taux de capture de *M. mobular* sur 9 ans, aggravée par les déclinés signalés par les pêcheurs et un pourcentage élevé d'individus immatures dans les pêches de Muncar, indiquant que les mobulidés sont probablement surexploités en Est de Java. Une autre étude récente du Congo a identifié cinq espèces de mantes capturées par des pêches artisanales et a déclaré qu'étant donné la forte pression de pêche non réglementée qui existe dans toute la zone africaine de *M. hypostoma*, ainsi que le très faible potentiel reproductif de cette espèce (par exemple, Couturier et al. 2012), il est probable que les populations dans la partie nord de son aire de répartition aient été gravement impactées et aient été pêchées jusqu'à l'extinction locale (de Boer et al., 2024).

Un autre indicateur convaincant des populations en déclin est la réduction moyenne de la largeur du disque. Une étude analysant 9 ans de données de débarquements de pêche (2011 – 2020) du Sri Lanka (Fernando & Stewart 2021) a trouvé des preuves de cela pour *M. mobular* (N = 956) : 2,8 cm/an, *M. tarapacana* (N = 285) : 2,4 cm/an, et *M. thurstoni* (N = 68) : 2,2 cm/an. Une diminution significative de la taille moyenne de la largeur du disque (2015 – 2024) a également été constatée pour *M. mobular* (N = 510) à l'Est de Java (Laglbauer et al. [En cours de publication]). Ceci est un indicateur de changements démographiques dans les populations (individus plus petits), reflétant les impacts de la surpêche et les défis de la régénération des populations. De plus, les rapports des pêcheurs et des commerçants de plaques branchiales de mantes indiquent qu'elles deviennent de plus en plus difficiles à se procurer, les prix augmentant à mesure que l'offre continue de décliner (O'Malley et al. 2017, Palacios et al. [cours de publication]). L'extinction régionale est suspectée dans des zones soumises à une pression de pêche intense et croissante (Lewis et al. 2015).

5. Menaces

Les principales menaces pesant sur les mobulidés sont les pressions de pêche ciblée et accessoire non durables provenant des flottes industrielles ainsi que des pêches artisanales, à la fois à grande et petite échelle (Dulvy et al., 2014 ; Croll et al., 2016 ; Haque et al. 2022 ; Pacoureau et al. 2021 ; Fernando & Stewart 2021 ; Venables et al., 2024 ; Laglbauer et al., [En cours de publication]). Ces pêches sont en partie alimentées par la demande du commerce international légal et illégal pour la chair et les plaques branchiales (Palacios et al.

[cours de publication]), posant un risque d'extinction très élevé pour des espèces intrinsèquement vulnérables, ainsi que certaines disparitions documentées.

Il est difficile de quantifier de nombreuses pêches en raison de données incohérentes, de déclarations au niveau de taxons supérieurs ou de données agrégées avec d'autres espèces de raies, d'erreurs d'identification d'espèces, de la répartition globale, pélagique et sympatrique de la plupart des espèces, et du grand nombre de pêches avec lesquelles elles interagissent (Camhi et al., 2009 ; Laglbauer et al., [En révision]). Le plus grand nombre de captures de mobulidés signalé parmi les pêches industrielles est estimé à 13 000 individus capturés chaque année par les senneurs thoniers (Hall et Roman 2013). Néanmoins, certaines des plus grandes captures de mobulidés proviennent des pêches artisanales à grande échelle. En Inde, les mobulidés représentent jusqu'à 8 % du total des captures d'élastomobranches dans les centres de débarquement (Thomas et al. 2022). En Indonésie, les mobulidés sont capturés dans des pêches à petite échelle, notamment par des filets maillants dérivants, ce qui constitue une menace importante pour leurs populations et a conduit à des déclinés allant jusqu'à 89 % sur 9 ans à Muncar, Est de Java (Laglbauer et al., [En cours de publication]).

La chair de mobulidés dérivée des prises accessoires de thoniers et des pêches artisanales est souvent retenue et consommée localement (bien que des données récentes démontrent également un certain commerce international de la chair – voir section 6.4), tandis que la forte demande pour les plaques branchiales de mobulidés sur les marchés d'Asie du Sud-Est (Chine continentale, Hong Kong, Singapour, Corée du Sud et Thaïlande) incite à leur rétention pour l'exportation (Palacios et al. [cours de publication]).

La base de données de production de captures de la FAO pour les mobulidés répertorie neuf pays signalant des captures de 2000 à 2021 : Indonésie, Kenya, Libéria, Mauritanie, Pakistan, Espagne, Sri Lanka, Équateur et Pérou. Cependant, les résultats d'enquêtes en ligne et d'entretiens axés sur les pays menés en 2023 révèlent que les mobulidés sont capturés et débarqués dans au moins 43 pays, dont 36 ne figurent pas dans la base de données de la FAO. Il s'agit de : Angola, Bangladesh, Bénin, Brésil, Cameroun, Chine, Chypre (Chypre du Nord de facto), France, Gabon, Ghana, Grèce, Guatemala, Inde, Iran, Italie, Madagascar, Malaisie, Mexique, Mozambique, Myanmar, Oman, Palestine, Philippines, République du Congo, Sao Tomé-et-Principe, Arabie Saoudite, Sénégal, Seychelles, Soudan, Taïwan, Tanzanie, Tunisie, Émirats Arabes Unis, Venezuela, Vietnam et Yémen. De plus, des conclusions montrent que les mobulidés apparaissent comme des prises accessoires rejetées dans 13 pays/territoires, y compris dans des pays de l'Union Européenne, en Thaïlande, aux États-Unis, en Australie, en Nouvelle-Zélande, au Costa Rica, en Polynésie française, aux Maldives, en Turquie et en Afrique du Sud. *M. mobular* (n = 37 pays) et *M. birostris* (n = 22 pays) se sont révélées être les espèces géographiquement les plus enregistrées dans les débarquements (Palacios et al., [En cours de publication]). Cette disparité souligne le problème répandu de la sous-déclaration nationale dans les données de production de captures de la FAO (Cashion et al. 2019 ; Fowler et al. 2021), soulevant des préoccupations quant à l'exactitude et à la transparence des données officielles sur les pêches nationales.

6. Utilisation et commerce

Toute utilisation commerciale et tout échange des produits de mobulidés proviennent d'animaux capturés dans la nature. Les mobulidés sont utilisés pour leur chair et leurs appendices prébranchiaux séchés (communément appelés plaques branchiales). Malgré les inscriptions à l'Annexe II de la CITES en 2013 et 2016, la demande pour les produits mobulidés n'a pas diminué, le commerce international s'est étendu dans le monde entier, et les prix sont plus élevés qu'à la décennie précédente (Palacios et al., [En cours de publication]).

Historiquement, les mobulidés étaient utilisés à des fins domestiques, principalement pour la chair et parfois des dérivés (par exemple, cartilage et peau). Leur chair est généralement considérée de faible qualité dans la plupart des régions et ne motive pas les pêches ciblées ; elle est souvent séchée et étiquetée de manière générique comme "poisson" (Palacios et al., [En cours de publication]). Au cours des dernières décennies, une expansion de la chaîne d'approvisionnement motivée par la demande de plaques branchiales séchées de mobulidés a conduit à une augmentation drastique du commerce international vers des pôles clés en Asie (Croll et al. 2016 ; O'Malley et al. 2017). Par exemple, l'augmentation annuelle estimée du poids des plaques branchiales vendues à Guangzhou (Chine) entre 2011 et 2013 était de 9 % pour les raies manta (*M. birostris* et *M. alfredi*, de 21 876 kg à 23 811 kg), 107 % pour *M. tarapacana* (20 324 kg à 42 165 kg), et 204 % pour *M. mobular* et d'autres mobulidés (17 952 kg à 54 493 kg) (O'Malley et al. 2017). Bien que certains praticiens aient affirmé que les plaques

branchiales de mobulidés font partie des traitements traditionnels, la première référence dans la littérature sur la médecine traditionnelle chinoise concernant les plaques branchiales de mobulidés date de 1976 (O'Malley et al. 2017). La demande de plaques branchiales a conduit certains pêcheurs à passer du rejet des prises accessoires de mobulidés à la capture ciblée de ces raies (Fahmi & Dharmadi, 2015 ; White et al. 2006a, Fernando & Stevens 2011, Heinrichs et al. 2011, Dewar 2002). Par exemple, les pêcheurs au Sri Lanka avaient l'habitude d'éviter de jeter leurs filets dans les zones où les mobulidés étaient présents, et toute raie capturée accessoirement était relâchée, souvent vivante, en mer. Cependant, suite à la croissance rapide du commerce des plaques branchiales au cours de la dernière décennie, les pêcheurs débarquent désormais tous les mobulidés (D. Fernando, communication personnelle).

6.1 Utilisation au plan national

La chair de mobulidés est consommée localement dans au moins 34 pays (Ghana, Oman, République du Congo, Yémen, Fidji, Polynésie française, Bangladesh, Brésil, Cameroun, Gabon, Grèce, Guatemala, Inde, Indonésie, Iran, Madagascar, Malaisie, Chine, Mauritanie, Mexique, Mozambique, Myanmar, Pakistan, Pérou, Philippines, Tunisie, Sao Tomé-et-Principe, Sénégal, Seychelles, Sri Lanka, Soudan, Venezuela, Vietnam et Émirats Arabes Unis). La chair de mobulidés peut être consommée fraîche, mais est généralement congelée, salée ou séchée au soleil. Dans certains pays, elle est transformée en farine de poisson. Les plaques branchiales de mobulidés sont extraites et/ou consommées localement dans au moins 14 pays (République du Congo, Chagos [Territoire britannique de l'océan Indien], Chine, Bangladesh, Bénin, Gabon, Inde, Indonésie, Mozambique, Myanmar, Philippines, Sénégal, Sri Lanka et Vietnam), mais sont généralement exportées après transformation (Palacios et al., [En cours de publication]).

6.2 Commerce légal

Une analyse récente de la base de données du commerce de la CITES (2017 – 2021) préparée pour le processus d'étude du commerce important (ECI) (voir AC32 Doc. 14.2) a mis en évidence l'augmentation et le volume élevé du commerce des plaques branchiales et des nageoires de ces espèces menacées à l'échelle mondiale, notamment au Sri Lanka (12761,65 kg de plaques branchiales et 880 kg de nageoires), en Inde (6054,7 kg de plaques branchiales) et au Yémen (1418 kg de nageoires) (Secrétariat de la CITES et UNEP-WCMC, 2023) - voir Annexe 4.

Les données commerciales de la CITES ne répertorient que cinq Parties de la CITES, dont trois sont également Parties à la CMS, avec un échange signalé d'une ou plusieurs espèces de mobulidés prélevées dans la nature à des fins commerciales entre 2017 et 2021, que ce soit en tant qu'exportateur ou pays d'origine (base de données du commerce de la CITES, consultée en mai 2024) (Palacios et al., [En cours de publication]). Aucun de ces rapports n'a identifié la source originale des spécimens échangés comme ayant été pris dans l'environnement marin ne relevant de la juridiction d'aucun État (c'est-à-dire en haute mer). Au cours de cette période, les rapports commerciaux dans la base de données de la CITES comptaient sept enregistrements de commerce pour des nageoires et 32 pour des plaques branchiales, tous destinés à Hong Kong, mais aucun enregistrement concernant le commerce de la chair. Le Sri Lanka représentait 64 % de toutes les plaques branchiales et nageoires échangées, et a été inclus dans l'ECI.

Il n'y a pas de rapports concernant le commerce de la chair dans la base de données de la CITES, malgré des preuves croissantes que cela représente une menace pour ces espèces (Palacios et al., [En cours de publication]) – voir section 6.4.

6.3 Parties et produits commercialisés

Les mobulidés sont traités dans les marchés de poissons, sur les sites de débarquement et, occasionnellement, en mer par les flottes d'au moins 35 états de l'aire de répartition. La chair la plus recherchée provenant des nageoires pectorales est séparée des plaques branchiales et du reste de la carcasse. La chair des nageoires pectorales est ensuite transformée en bandes plus petites avant d'être souvent lavée, salée, et suspendue ou étendue au soleil pour sécher pendant plusieurs jours à plusieurs semaines avant la vente. La chair fraîche est également vendue pour une consommation directe (ou congelée), et dans certains endroits, la chair fraîche des nageoires pectorales est filetée au lieu d'être transformée en steaks de poisson. La chair est consommée dans plusieurs plats traditionnels, tels que

Machaca de Mantarraya (Mexique) et Tortilla de Raya (Pérou), mais est également utilisée de manière plus générale comme poisson séché non spécifié dans les plats. Des preuves de chair transformée en farine de poisson (Pakistan) existent également (Palacios et al. [En cours de publication]).

Les plaques branchiales de mobulidés, une fois séchées, sont connues sous le nom de vente au détail de Peng Yu Sai (« 鰓魚鱗 », en mandarin) et constituent un produit de haute valeur qui est importé d'au moins 14 états de l'aire de répartition vers au moins 5 hubs d'importation (O'Malley et al., 2017 ; Palacios et al., [En cours de publication]). Les plaques branchiales sont utilisées dans une gamme de médicaments de la médecine traditionnelle chinoise (MTC) censés aider à la détoxification, à l'anti-inflammation, au traitement des exanthèmes ; à guérir la rougeole infantile, les furoncles, et à avoir des fonctions anticancéreuses et de prolactine (Wu, 2016 ; Zeng et al., 2016 ; O'Malley et al. 2017 ; Palacios et al., [En cours de publication]). Il n'existe aucune preuve scientifique suggérant des propriétés médicinales, mais des recherches récentes documentent que les plaques branchiales accumulent des métaux lourds et sont donc nuisibles lorsqu'elles sont consommées en grandes quantités (Ooi et al. 2015).

6.4 Commerce illégal

Malgré les inscriptions à l'Annexe II de la CITES, le commerce international des plaques branchiales et les pêches qui approvisionnent la demande commerciale n'ont pas été réduits à des niveaux durables. En effet, le commerce est en croissance et s'oriente vers des plateformes en ligne, alimenté par des valeurs économiques élevées pour les commerçants des pays demandeurs. Cela aboutit à un système de vente moins transparent, rendant plus difficile pour les autorités de tracer et de réguler les commerçants. Étant donné que la plupart des pays commerçants ne signalent pas ce commerce à la CITES, une grande partie de celui-ci est probablement illégale (Palacios et al., [En cours de publication]).

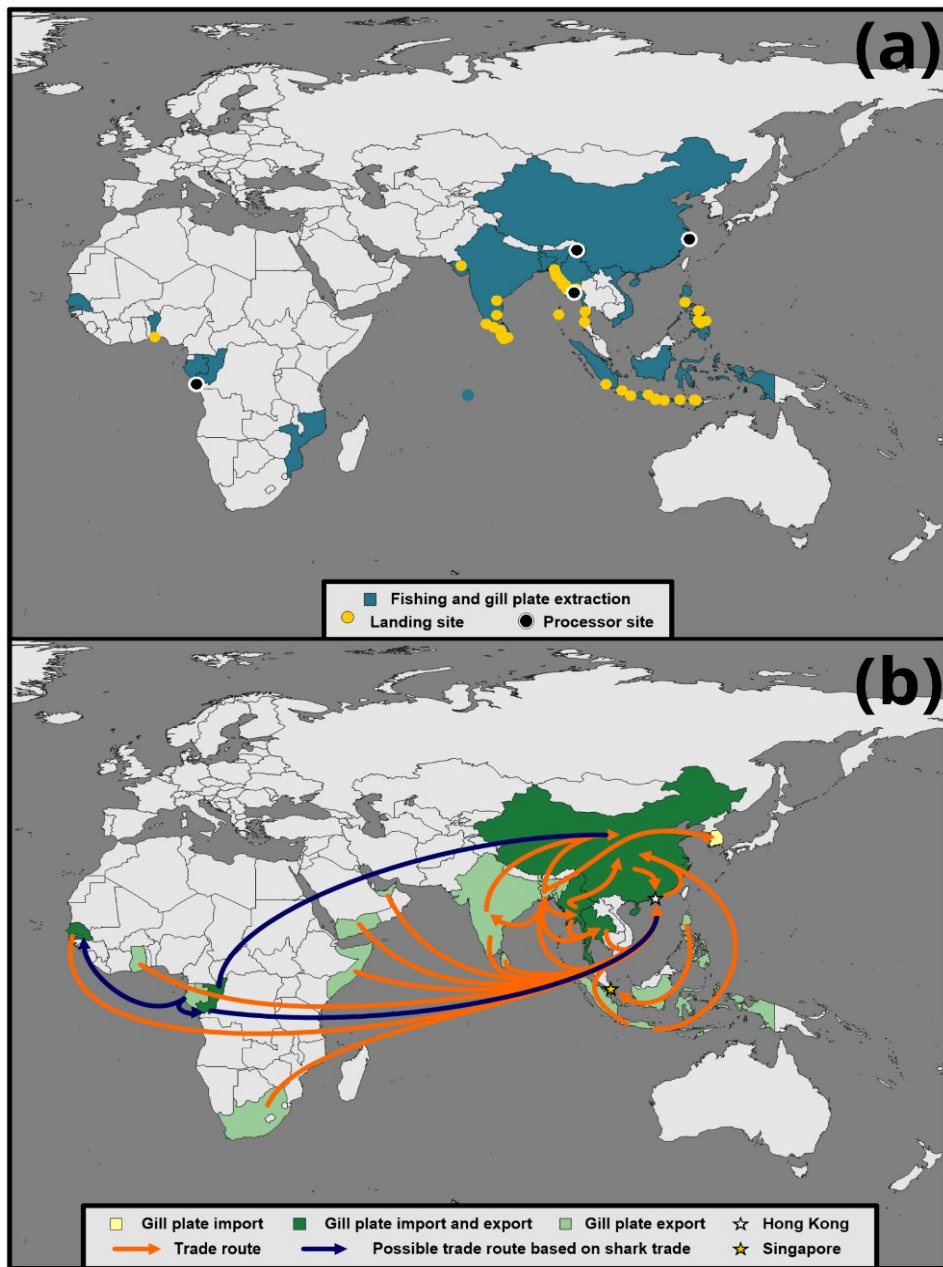


Figure 2 : Carte du commerce mondial des plaques branchiales de mobulidés : (a) La carte indique les pays où les mobulidés sont pêchés et où les plaques branchiales sont extraites. Des sites de débarquement spécifiques sont indiqués en jaune, bien que les débarquements puissent avoir lieu le long de toute la côte. Les sites de transformation des plaques branchiales de mobulidés sont indiqués en noir. (b) Routes d'exportation et d'importation des plaques branchiales, les pays exportateurs sont surlignés en vert, les pays importateurs en jaune et les pays exportateurs et importateurs en vert foncé. Les routes commerciales sont indiquées par des flèches. Les échanges confirmés sont en orange, tandis que les routes possibles basées sur des produits de requins séchés sont en bleu. D'autres cartes révélant l'étendue géographique de la consommation et du commerce des plaques branchiales sont présentées dans l'Annexe 5.

Commerce illégal des plaques branchiales : Une récente réévaluation mondiale de la consommation et du commerce de la chair et des plaques branchiales de mobulidés (Palacios et al., [En cours de publication]) a révélé que le commerce des mobulidés est beaucoup plus élevé et répandu que ne le suggèrent les enregistrements dans la base de données du commerce de la CITES, avec un commerce illégal à grande échelle qui aggrave les impacts du commerce légal, probablement non durable. L'étude a réalisé plus de 100 entretiens avec des experts couvrant 75 pays et a révélé que les plaques branchiales

de mobulidés (notamment celles de *M. mobular*, *M. tarapacana*, *M. thurstoni* et *M. birostris*) sont exportés depuis au moins 14 Parties (15 pays/territoires : Chine continentale et RAS de Hong Kong, Indonésie, Myanmar, Bangladesh, Sri Lanka, Inde, Philippines, Yémen, Thaïlande, Afrique du Sud, Sénégal, Somalie, Ghana et les Émirats Arabes Unis; l'extraction de plaques branchiales a été enregistrée dans d'autres pays/territoires tels que l'archipel des Chagos, le Vietnam, le Mozambique, le Bénin, le Gabon et la République du Congo) et exportées internationalement à travers l'Asie et l'Afrique, avec cinq destinations majeures / quatre Parties en Asie identifiées pour le commerce des plaques (Chine et Hong Kong, Singapour, Corée du Sud et Thaïlande) (Figure 2). Cela tranche avec les quatre Parties exportatrices (Sri Lanka, Inde, Oman, Yémen) et un seul importateur (Hong Kong) enregistrés dans la base de données du commerce de la CITES. Les plaques branchiales sont transportées et dissimulées avec d'autres produits, empruntant probablement des routes similaires à celles des nageoires de requins. Ces divergences entre la base de données du commerce de la CITES et les résultats de Palacios et al. [En cours de publication] révèlent un non-respect généralisé des inscriptions à l'Annexe II de la CITES et un commerce illégal significatif et non durable des produits de mobulidés, menaçant la survie de ces espèces.

Palacios et al. [En cours de publication] ont examiné les détaillants physiques connus à Guangzhou et les détaillants en ligne sur cinq plateformes en Chine (Figure 3 et Annexe 6). Bien que le nombre de détaillants physiques proposant des plaques branchiales ait diminué de 2013 à 2023 à Guangzhou (60 à 41) et à Hong Kong (110 à 95), le nombre de détaillants en ligne a considérablement augmenté au cours de la même période (2014 – 2023), passant de 56 à 94. De manière conjointe, le nombre de magasins a triplé, passant de 41 (détaillants physiques) à 135 (détaillants physiques et en ligne) entre 2011 et 2023, période durant laquelle tous les mobulidés ont été inscrits à l'Annexe II de la CITES.

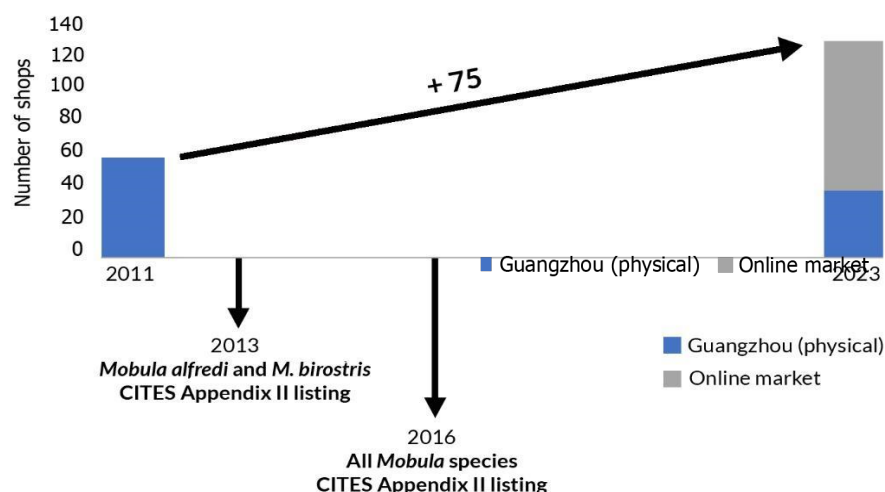


Figure 3 : Détaillants de plaques branchiales. Les barres bleues indiquent les résultats de l'enquête sur le marché de Guangzhou. Les barres grises indiquent le nombre de détaillants en ligne sur cinq grandes plateformes chinoises (Palacios et al. [En cours de publication]).

Les enquêtes de marché à Hong Kong en 2022 (Hau & Shea 2023) ont montré que les prix des plaques branchiales étaient significativement plus élevés qu'en 2015, en particulier pour les plaques de manta qui peuvent atteindre des prix d'environ 450 USD/kg, et que la disponibilité des plaques branchiales sur le marché de Hong Kong n'avait pas considérablement diminué après les inscriptions à la CITES. En effet, ces valeurs sont très probablement sous-estimées en raison de la présence de pêches et de commerces illégaux, non déclarés et non réglementés. De plus, des recherches en ligne récentes en 2024 ont identifié cinq plateformes chinoises vendant des plaques branchiales de mobulidés, avec des prix commençant à 249 USD/kg et atteignant jusqu'à 1260 USD/kg (voir Annexe 7). Le prix moyen parmi 94 détaillants en ligne était de 511,81 USD/kg (Palacios et al. [En cours de publication]).

Commerce illégal de chair : La chair de mobulidés est consommée localement dans au moins 34 pays et exportée internationalement par voie terrestre ou maritime par dix pays (Bangladesh, Équateur, Inde,

Madagascar, Mauritanie, Myanmar, Oman, Sénégal, Émirats Arabes Unis et Yémen) (Palacios et al. [En cours de publication]). Dans six de ces pays, les mobulidés sont protégés au niveau national (Laglbauer et al. [En révision]). La chair exportée est importée par cinq principaux pays de destination (Chine continentale, Myanmar, Thaïlande, Pérou et Émirats Arabes Unis). Le prix de la chair varie considérablement en fonction du pays et du type de présentation, allant de 0,35 à 1 USD/kg à 8-10 USD/kg. La consommation de chair de mobulidés reste une tradition culturelle dans certains pays/régions comme le Pérou, le Guatemala, le Mexique, le Bangladesh et les Philippines. Ce commerce international de chair n'est pas déclaré à la CITES et n'est pas enregistré dans la base de données du commerce de la CITES, en violation de la Convention. Ce commerce illégal de chair constitue également un facteur auparavant largement négligé alimentant la mortalité liée aux pêches et les déclinés de population dans le monde entier (Palacios et al. [En cours de publication]). Des cartes montrant l'étendue géographique de la consommation et du commerce de chair sont présentées dans l'Annexe 5.

6.5 Effets réels ou potentiels du commerce

Le commerce et la consommation de chair de mobulidés sont répandus, tant au niveau national qu'international, tandis que le commerce des plaques branchiales est presque entièrement international. En effet, ce dernier commerce connaît une augmentation de sa valeur, s'étend en volume et se déplace vers des plateformes en ligne moins transparentes (Palacios et al. [En cours de publication]). Depuis 2017, toutes les espèces de mobulidés ont été reclassées dans une catégorie de menace plus élevée sur la Liste Rouge de l'UICN des espèces menacées, toutes se trouvant actuellement dans les catégories menacées, confirmant que les déclinés de population des espèces n'ont pas été arrêtés et que beaucoup se poursuivent encore.

La croissance continue du commerce des produits mobulidés enfreint en grande partie les inscriptions à l'Annexe II de la CITES (c'est-à-dire un commerce illégal, non durable et non déclaré), les inscriptions à l'Annexe I de la CMS, les interdictions de rétention des ORGP (Organisations Régionales de Gestion des Pêches) et d'autres mesures régionales et nationales (c'est-à-dire le commerce d'espèces sans constatation d'acquisition légale positive en place). Cela a entraîné des tendances de déclin des populations pour toutes les espèces de mobulidés. Un classement à l'Annexe I pour toutes les espèces de mobulidés compléterait et soutiendrait la législation de protection internationale et les actions d'application dans ces autres instances internationales.

7. Instruments juridiques

Bien que la législation de protection internationale, régionale, nationale et étatique pour les raies manta et mantas se soit améliorée ces dernières années, il reste encore un besoin continu de protections bien gérées à travers les aires de répartition mondiale de toutes les espèces de mobulidés, afin de faire face aux pêches et au commerce non durables qui persistent.

7.1 Au plan national

En reconnaissance du statut critique de ces espèces, de nombreuses politiques au niveau national ont été mises en œuvre pour protéger les raies du genre *Mobula* entre 2006 et 2023, bien que le niveau d'application varie considérablement (Laglbauer et al. [En révision]). En effet, actuellement, au moins 34 pays ont développé des politiques ou une législation fournissant une protection totale ou partielle aux espèces de mobulidés vivant dans leurs eaux (Laglbauer et al. 2024 [à paraître]). Le reclassement des mobulidés à l'Annexe I n'ajoutera pas de charges supplémentaires en termes de politiques ou d'application pour ces Parties et soutiendrait le suivi et la régulation de tout commerce illégal qui pourrait se produire.

7.2 Au plan international

Les deux espèces de raies manta (*M. birostris* et *M. alfredi*) ont été inscrites à l'Annexe II de la CITES en 2013, en réponse aux déclinés de population et à la menace croissante du commerce des plaques branchiales. Les autres espèces de raies mobulidés ont été inscrites à l'Annexe II en 2016. Tous les mobulidés sont inscrits aux Annexes I et II de la Convention sur la conservation des espèces migratrices de faune sauvage (CMS) ; les raies manta en 2011, et les autres mobulidés en 2014. L'inscription à l'Annexe I de la CMS exige que les 63 Parties de la CMS qui sont des États de l'aire de répartition pour les espèces de mobulidés interdisent leur capture, leur vente intérieure et leur exportation internationale,

ce qui suggère qu'il n'est pas possible de délivrer des attestations d'acquisition légale (AAL) CITES. Deux conventions et plans d'action pour les mers régionales (RSCAP) de l'UNEP incluent également les espèces mobulidés dans leurs annexes : la population méditerranéenne de *M. mobular* est inscrite à l'Annexe II (Espèces en danger ou menacées) de la Convention de Barcelone, et *M. birostris* est inscrite à l'Annexe III du protocole SPAW de la Convention de Carthagène. L'UE a également une interdiction stricte de toutes les captures de mobulidés en vertu du règlement sur les TAC et les quotas de l'UE (COM (2021) 661 final 2021/0345/NLE). L'Annexe 8 de cette proposition montre des cartes mondiales et régionales mettant en évidence les mesures de protection nationales et internationales par espèce et groupe d'espèces.

8. Gestion de l'espèce

8.1 Mesures de gestion

À l'échelle régionale, les mobulidés nécessitent une protection nationale stricte en vertu des interdictions de rétention adoptées par les Organisations Régionales de Gestion des Pêches (ORGP). En 2015, la Commission interaméricaine du thon tropical (IATTC) a interdit la rétention à bord, le transbordement, le débarquement, le stockage, la vente ou l'offre à la vente de toute partie ou de la carcasse entière de mobulidés capturés dans la zone de la Convention de l'IATTC, et a exigé la libération sans dommage de tout mobulidé capturé comme prise accessoire, dans la mesure du possible et d'une manière qui causera le moins de dommages possible aux mobulidés. Si des raies du genre *Mobula* sont capturées accidentellement et congelées, le navire doit remettre le mobulidé entier aux autorités compétentes au point de débarquement. En 2019, la Commission thonière de l'océan Indien (IOTC) a adopté une réglementation similaire, qui interdit aux navires de conserver à bord, de transborder, de débarquer ou de stocker toute partie ou carcasse entière de mobulidés capturés dans la zone de l'IOTC, et exige leur libération si elles sont capturées et l'enregistrement de toutes les captures accidentelles. Toujours en 2019, la Commission des pêches de l'Océan Pacifique occidental et central (WCPFC) a adopté la formulation de l'interdiction de rétention de l'IATTC pour tous les mobulidés, qui entrera en vigueur à partir de 2021. En 2023, la Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique (ICCAT) a provisoirement adopté une mesure similaire. Cette recommandation entrera en vigueur en 2025, si un consensus est atteint sur l'interprétation des conseils du Comité permanent pour la recherche et les statistiques de l'ICCAT (SCRS) lors de la réunion annuelle de la Commission en 2024.

Une étude récente a évalué la mortalité post-libération des mobulidés (Stewart et al. 2024), en utilisant des balises satellites ($n = 89$) pour estimer les taux de survie de quatre espèces, *M. birostris*, *M. mobular*, *M. tarapacana* et *M. thurstoni*, relâchées par des navires de pêche thonière dans trois régions mondiales. Les taux de survie observés des mobulidés avec des destins connus étaient de 50 % pour *M. birostris*, 74,2 % pour *M. mobular*, 33,3 % pour *M. tarapacana* et 20 % pour *M. thurstoni*. La probabilité médiane de survie prévue dans des conditions de manipulation optimales était de 83,7 % pour *M. birostris*, 95,3 % pour *M. mobular*, 82,2 % pour *M. tarapacana* et 53,7 % pour *M. thurstoni*, soulignant l'importance d'adopter formellement des lignes directrices et des protocoles robustes de manipulation et de libération sécuritaires pour ces espèces menacées dans les pêches mondiales, qui, couplés à une inscription à l'Annexe I, peuvent réduire le plus rapidement la mortalité non soutenable qu'elles continuent de subir dans ces pêches.

Lorsque les mobulidés se trouvent dans des aires marines protégées (AMP), ils bénéficient de facto d'une protection tout en utilisant ces habitats protégés (Stevens et al., 2018). Cependant, les AMP à elles seules n'offrent pas une protection adéquate pour ces espèces hautement mobiles et migratoires (Harris & Stevens, 2024). Certains pays ont des réglementations encourageant un tourisme responsable des mobulidés, y compris des restrictions sur les activités de plongée sous-marine et de snorkeling ainsi que sur le nombre de bateaux sur les sites d'agrégation des mobulidés (Murray et al. 2020). Ces mesures peuvent certainement contribuer à l'état de conservation de ces espèces, si leur application est réelle.

8.2 Surveillance continue de la population

Il existe très peu de programmes gouvernementaux de surveillance des pêches ou des populations pour les mobulidés. Cependant, un suivi à long terme sur certains sites de débarquement de pêches et la collecte d'observations sur les mobulidés vivants ont été réalisés par des groupes de recherche indépendants pendant plusieurs décennies. Par exemple, il est possible d'identifier chaque raie manta grâce à son motif unique de taches noires sur son ventre principalement blanc (Marshall & Pierce, 2016),

motif qui ne change pas au cours de sa vie, permettant ainsi aux chercheurs de suivre chaque individu au fil des décennies (les mantas vivent plus de 40 ans). La Mantabase du Manta Trust est une plateforme de base de données mondiale de photo-identification des raies manta, dans laquelle la technologie de photo-ID biométrique visuelle automatisée est liée à une base de données relationnelle mondiale accessible tant aux scientifiques spécialisés sur les raies manta et mantas qu'au grand public. La plateforme Wild Me remplit une fonction similaire pour une grande variété d'espèces. Ces plateformes constituent une immense source de données pour les scientifiques, permettant aux organisations de recherche de surveiller et d'en apprendre davantage sur les populations de mobulidés à travers le monde. La Mantabase reçoit à elle seule plus de 5 000 soumissions de photo-ID chaque année, et depuis son déploiement mondial en 2012, elle a identifié plus de 10 000 individus de *M. alfredi* et *M. birostris*, grâce à plus de 100 000 observations photographiques provenant de plus de 70 pays. En utilisant ces outils de photo-ID, les populations de *M. birostris*, *M. alfredi* et *M. tarapacana* ont été l'objet d'un suivi direct régulier dans plus d'une douzaine de pays, ce qui a abouti à plus d'une centaine de publications examinées par des pairs dans la littérature scientifique (<https://research.mantatrust.org/>).

De nombreux pays réalisent un suivi régulier de l'ichtyofaune (les espèces de poissons) dans les AMP et d'autres zones côtières en utilisant des plongeurs ou des véhicules télécommandés (ROVs), et des données sur les espèces de cette proposition sont collectées dans le cadre de ces études. La recherche dédiée et une sensibilisation accrue à la vulnérabilité de ce groupe d'espèces ont également amélioré la collecte de données dans les pêches thonières industrielles (notamment dans la région de l'océan Pacifique tropical oriental de l'IATTC).

Le suivi des débarquements de mobulidés peut également fournir des données précieuses sur les populations, notamment à travers les tailles et les poids moyens. Les scientifiques peuvent estimer les taux de mortalité et les tendances des populations en utilisant des approches statistiques pour relier ces données de débarquement aux tendances de la population observées. De tels efforts ont été encouragés dans plusieurs zones géographiques où les mobulidés sont présents, ce qui pourrait renforcer la conservation en fournissant des données tangibles sur leur statut et leur dynamique de population.

Le suivi des débarquements de mobulidés peut également fournir des données précieuses sur les populations. D'importants travaux d'enquête ont été réalisés sur les débarquements de mobulidés au Sri Lanka, avec 1346 enquêtes sur 38 sites de débarquement entre 2010 et 2020 (Fernando et Stewart 2021) ; ainsi qu'à l'Est de Java, en Indonésie, où des données de débarquement pour toutes les espèces d'élaémobranches ont été enregistrées lors de 1446 enquêtes à Muncar, pendant quatre périodes d'étude continues entre 2017 et 2024 (Laglbauer et al. [En cours de publication]). Ces deux études ont confirmé la surexploitation de *M. mobular*, une situation probablement similaire pour les autres mobulidés dans l'océan Indien Nord, sur la base d'histoires de vie et d'efforts de pêche similaires. Pour corroborer cela, au Kenya, des données récentes indiquent que *M. mobular* représente 20 % de la biomasse d'élaémobranches débarquée dans 3 sites de débarquement de requins et de raies sélectionnés (WCS Tanzanie, données non publiées).

8.3 Mesures de contrôle

8.3.1 Au plan international

Il n'existe aucun contrôle, suivi ou système de marquage pour réguler, suivre ou évaluer le commerce des espèces de mobulidés en dehors de la base de données du commerce de la CITES, et les saisies sont sporadiques. L'une des plus grandes interceptions de plaques branchiales de raies manta et mantas jamais documentées s'est produite à l'aéroport international de Hong Kong le 23 octobre 2020, avec une valeur marchande estimée à 900 000 HKD (116 000 USD). Lors de cette saisie, environ 330 kilogrammes de plaques branchiales de mobulidés séchées ont été découvertes dans un envoi étiqueté comme « branchies de poisson séchées » et confisquées à l'arrivée du Sri Lanka par les agents des douanes.

8.3.2 Au plan national

Aucun examen des mesures de contrôle nationales n'a été réalisé dans les 110 états de l'aire de répartition pour les mobulidés.

8.4 Élevage en captivité et reproduction artificielle

Il n'existe aucune reproduction commerciale en captivité ni propagation artificielle d'aucune espèce de mobulidés. Il existe des enregistrements de *M. munkiana*, *M. hypostoma*, *M. mobular*, *M. kuhlii*, *M. birostris* et *M. alfredi* maintenues en captivité en petit nombre pour des expositions en aquarium (actuellement ou auparavant), avec quelques cas d'activité reproductive (Nozu et al., 2017 ; Murakumo et al., 2020).

8.5 Conservation de l'habitat

Tous les Etats de l'aire de répartition des espèces de cette proposition possèdent des zones côtières et/ou des parties peu profondes du plateau continental délimitées avec différents niveaux de protection, y compris des AMPs ou des zones où le chalut et la pêche sont restreints, afin de protéger les espèces et habitats marins (Laglbauer et al. [En révision]). L'application et l'efficacité de ces mesures varie.

8.6 Mesures de sauvegarde

N/A.

9. Information sur les espèces semblables

Les raies du genre *Mobula* sont des élasmobranches - des poissons cartilagineux de la classe des Chondrichthyens. Les mobulidés appartiennent à un groupe de raies appelées les Myliobatiformes, qui comprend environ une douzaine de familles composées d'environ 370 espèces. Les mobulidés (Mobulidae) sont les plus proches parents des raies aigles (Myliobatidae et Aetobatidae) et des mourines (Rhinopteridae). Toutes se caractérisent par un corps en forme de diamant et des nageoires pectorales en forme d'aile qu'elles utilisent pour se propulser en pleine mer, cependant les lobes céphaliques entiers des mobulidés sont très distinctifs par rapport aux raies aigles et aux mourines qui se nourrissent sur les fonds marins.

Faire la distinction entre certaines espèces de mobulidés peut être difficile pour les pêcheurs, les autorités chargées de l'application de la loi et les chercheurs, en raison de leurs similitudes visuelles, ainsi que de leur motif et coloration très variables, qui changent également de manière significative après leur mort (voir Annexe 9). Les plaques branchiales de mobulidés, une fois extraites et séchées pour le commerce, ne peuvent être facilement regroupées qu'en quatre groupes d'espèces basés sur des caractéristiques morphologiques : deux (espèces indistinguables de « Manta » ; *M. tarapacana* ; *M. mobular* ; et *M. thurstoni* / autres mantes (Stevens et al. 2024 – voir Annexe 10).

Un nouveau Guide de terrain sur les Raies Manta et Mantas du Monde a été publié en 2024 (Stevens et al. 2024), avec quatre versions régionales par bassin océanique à suivre en 2025. Cet ensemble de guides de terrain sur les mobulidés présente des comptes rendus d'espèces actualisés, des clés d'identification, les caractéristiques clés des espèces, des protocoles de collecte de données, des instructions de manipulation et de libération sécuritaires, ainsi que des illustrations sur le changement de couleur post-mortem, leur écologie révisée, des illustrations, une évaluation des menaces et la législation de protection. Ces guides seront traduits dans au moins quatre langues et constitueront un outil précieux pour contribuer à une meilleure application de la législation de protection. Une clé d'identification des plaques branchiales de mobulidés mise à jour a également été publiée, mettant en évidence les caractéristiques de ces plaques branchiales au sein de la famille des mobulidés et démontrant clairement que les plaques branchiales de raies manta et de mantas peuvent être facilement distinguées et séparées des autres espèces ou produits d'élasmobranches sur le marché.

10. Consultations

11. Remarques supplémentaires

12. Références

- AL MALIK, M. D., PUTRA, M. I. H., TOPAN, E., PERTIWI, N. P. D., ARTININGSIH, E. Y., SARI, S. K., ... & SEMBIRING, A. (2022). Genetic variation of oceanic manta ray (*Mobula birostris*) based on mtDNA data in the Savu Sea, Indonesia. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 23(3).
- Alfaro-Cordova E, Del Solar A, Alfaro-Shigueto J et al (2017) Captures of manta and devil rays by small-scale gillnet fisheries in northern Peru. *Fish Res* 195:28-36. <https://doi.org/10.1016/J.FISHRES.2017.06.012>
- Andrzejaczek, S., Chapple, T. K., Curnick, D. J., Carlisle, A. B., Castleton, M., Jacoby, D. M. P., Peel, L. R., Schallert, R. J., Tickler, D. M. and Block, B. A. (2020) Individual variation in residency and regional movements of reef manta rays *Mobula alfredi* in a large marine protected area, *MEPS*, 639, 137-153.
- Andrzejaczek, S., Lucas, T. C., Goodman, M. C., Hussey, N. E., Armstrong, A. J., Carlisle, A., ... & Sulikowski, J. A. (2022). Diving into the vertical dimension of elasmobranch movement ecology. *Science Advances*, 8(33), eabo1754.
- Andrzejaczek, S., Schallert, R. J., Forsberg, K., Arnoldi, N. S., Cabanillas-Torpoco, M., Purizaca, W., & Block, B. A. (2021). Reverse diel vertical movements of oceanic manta rays off the northern coast of Peru and implications for conservation. *Ecological Solutions and Evidence*, 2(1), e12051.
- Arauz, R., Chávez, E. J., Hoyos-Padilla, E. M., & Marshall, A. D. (2019). First record of the reef manta ray, *Mobula alfredi*, from the eastern Pacific. *Marine Biodiversity Records*, 12(1), 3.
- Armstrong, A. J., Armstrong, A. O., Bennett, M. B., McGregor, F., Abrantes, K. G., Barnett, A., Richardson, A. J., Townsend, K. A. and Dudgeon, C. L. (2020) The geographic distribution of reef and oceanic manta rays (*Mobula alfredi* and *Mobula birostris*) in Australian coastal waters, *Journal of Fish Biology*, 96:3.
- Beale, C. S., Stewart, J. D., Setyawan, E., Sianipar, A. B., & Erdmann, M. V. (2019). Population dynamics of oceanic manta rays (*Mobula birostris*) in the Raja Ampat Archipelago, West Papua, Indonesia, and the impacts of the El Niño–Southern Oscillation on their movement ecology. *Diversity and Distributions*, 25(9), 1472-1487.
- Braun, C. D., Skomal, G. B., Thorrold, S. R., and Berumen, M. L. (2014). Diving behavior of the reef manta ray links coral reefs with adjacent deep pelagic habitats. *PLoS ONE* 9:e88170. doi: 10.1371/journal.pone.0088170
- Broadhurst, M. K., Laglbauer, B. J. L., Burgess, K. B., and Coleman, M. A. (2018). Reproductive biology and range extension for *Mobula kuhlii* cf. *eregoodootenkee*. *Endanger Species Res.* 35, 71–80. doi: 10.3354/esr00876
- Bucair N, Mendonça S, Santos PRS et al (2024) Occurrence, distribution and threats to mobulid rays in Brazil: A review and updated database. *Aquat Conserv* 34:1-12. <https://doi.org/10.1002/aqc.4203>
- Bucair, N., Venables, S. K., Balboni, A. P., & Marshall, A. D. (2021). Sightings trends and behaviour of manta rays in Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. *Marine Biodiversity Records*, 14(1), 10.
- Burgess, K. B., Broadhurst, M. K., Raoult, V., Laglbauer, B. J. L., Coleman, M. A., Bennett, M. B. (2020) Short- and long-term diets of the threatened Longhorned pygmy devil ray, *Mobula eregoodoo* determined using stable isotopes, *Journal of Fish Biology*, 97:2.
- Camhi, M. D., Valenti, S. V., Fordham, S. V., Fowler, S. L., & Gibson, C. (2009). The conservation status of pelagic sharks and rays: report of the IUCN shark specialist group pelagic shark red list workshop. IUCN Species Survival Commission Shark Specialist Group. Newbury, UK. x+ 78p.
- Carpenter M, Parker D, Dicken ML, Griffiths CL (2023) Multi-decade catches of manta rays (*Mobula alfredi*, *M. birostris*) from South Africa reveal significant decline. *Front Mar Sci* 10:1128819. <https://doi.org/10.3389/FMARS.2023.1128819>

- Carpentier, A. S., Berthe, C., Ender, I., Jaine, F. R., Mourier, J., Stevens, G., ... & Clua, E. (2019). Preliminary insights into the population characteristics and distribution of reef (*Mobula alfredi*) and oceanic (*M. birostris*) manta rays in French Polynesia. *Coral Reefs*, 38(6), 1197-1210.
- CITES Secretariat and UNEP-WCMC. 2023. Selection of species for inclusion in the Review of Significant Trade following CoP19. Summary output: Fauna. UNEP-WCMC, Cambridge.
- Clark, T. (2010). Abundance, home range, and movement patterns of manta rays (*Manta alfredi*, *M. birostris*) in Hawai'i. PhD Thesis, University of Hawai'i, Mānoa, HI.
- Clark, T. B., Smith, W. D. & Bizzarro, J. J. (2006a). *Mobula tarapacana*. In IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010. 4. Available at <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/60199/0> (accessed 27 September 2024).
- Clark, T. B., Smith, W. D. & Bizzarro, J. J. (2006b). *Mobula thurstoni*. In IUCN Red List of Threatened Species. Available at <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/60200/0> (accessed 27 September 2024).
- Couturier, L. I. E., Dudgeon, C. L., Pollock, K. H., Jaine, F. R., a, Bennett, M. B., Townsend, K., et al. (2014). Population dynamics of the reef manta ray *Manta alfredi* in eastern Australia. *Coral Reefs* 33, 329–342. doi: 10.1007/s00338-014-1126-5
- Couturier, L. I. E., Marshall, A. D., Jaine, F. R. A., Kashiwagi, T., Pierce, S. J., Townsend, K. A., Weeks, S. J., Bennett, M. B. and Richardson, A. J. (2012) Biology, ecology and conservation of the Mobulidae. *J. Fish. Biol.*, 80, 1075-1119.
- Couturier, L. I. E., Marshall, A. D., Jaine, F. R. A., Kashiwagi, T., Pierce, S. J., Townsend, K. A., et al. (2012). Biology, ecology and conservation of the Mobulidae. *J. Fish Biol.* 80, 1075–1119. doi: 10.1111/j.1095-8649.2012.03264.x
- Couturier, L. I. E., Rohner, C. A., Richardson, A. J., Marshall, A. D., Jaine, F. R. A., Bennett, M. B., et al. (2013). Stable isotope and signature fatty acid analyses suggest reef manta rays feed on demersal zooplankton. *PLoS ONE* 8:e77152. doi: 10.1371/journal.pone.0077152
- Croll, D. A., Dewar, H., Dulvy, N. K., Fernando, D., Francis, M. P., Galván-Magaña, F., Hall, M., Heinrichs, S., Marshall, A., McCauley, D., Newton, K. M., Notarbartolo di Sciara, G., O'Malley, M., O'Sullivan, J., Poortvliet, M., Roman, M., Stevens, G., Tershy, B. R. and White, W. T. (2016) Vulnerabilities and fisheries impacts: the uncertain future of manta and devil rays. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 26: 562-575.
- Croll, D. A., Newton, K. M., Weng, K., Galván-Magaña, F., O'Sullivan, J., and Dewar, H. (2012). Movement and habitat use by the spine-tail devil ray in the Eastern Pacific Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Series* 465, 193–200. doi: 10.3354/meps09900
- Dam, H. G., & Baumann, H. (2017). Climate change, zooplankton and fisheries. *Climate change impacts on fisheries and aquaculture: A global analysis*, 2, 851-874.
- de Boer, M. N., Wieczorek, A., & di Sciara, G. N. (2024). First records of *Mobula hypostoma* (Bancroft, 1831), Atlantic Pygmy Devil Ray, (*Myliobatiformes*, *Mobulidae*) and other devil rays in shallow waters of the Republic of the Congo, Gulf of Guinea (West Africa). *Check List*, 20(3), 646-652.
- Deakos, M. H. (2012). The reproductive ecology of resident manta rays (*Manta alfredi*) off Maui, Hawaii, with an emphasis on body size. *Environ. Biol. Fishes* 94, 443–456. doi: 10.1007/s10641-011-9953-5
- Deakos, M. H., Baker, J. D., and Bejder, L. (2011). Characteristics of a manta ray *Manta alfredi* population off Maui, Hawaii, and implications for management. *Mar. Ecol. Prog. Series* 429, 245–260. doi: 10.3354/meps09085
- Diamant, S. Bosio, C., Rambahiniarison, J., Scarffe, C., Strogoff, M., Kiszka J.J., d'Echon, T.G., Sourisseau, E., Fidiarisandra, L.C.M, Chervio, S., Venables, S., Flam, A., Andrianarisoa, F.R., Barba, C., Rasoamananto. I, Pierce, S.M. (In Press) Occurrence of mobulid rays in North-West Madagascar. *Environmental Biology of Fishes*

- Dulvy, N. K., Pardo, S. A., Simpfendorfer, C. A. and Carlson, J. K. (2014) Diagnosing the dangerous demography of manta rays using life history theory, *PeerJ*, 2:e400.
- Fahmi, & Dharmadi. (2015). Pelagic shark fisheries of Indonesia's Eastern Indian Ocean fisheries management region. *African Journal of Marine Science*, 37(2), 259-265.
- Fernando D, Stewart JD (2021) High bycatch rates of manta and devil rays in the "small-scale" artisanal fisheries of Sri Lanka. *PeerJ* 9. <https://doi.org/10.7717/PEERJ.11994>
- Fernando, D., and Stevens, G. (2011). A Study of Sri Lanka's Manta & *Mobula* Ray Fishery. Dorchester, UK: The Manta Trust.
- Fortuna, C. M., Kell, L., Holcer, D., Canese, S., Filidei Jr, E., Mackelworth, P., & Donovan, G. (2014). Summer distribution and abundance of the giant devil ray (*Mobula mobular*) in the Adriatic Sea: Baseline data for an iterative management framework. *Scientia Marina*, 78(2), 227-237.
- Francis, M. P., and Jones, E. G. (2016). Movement, depth distribution and survival of spinetail devilrays (*Mobula japanica*) tagged and released from purse-seine catches in New Zealand. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 27, 219–236. doi: 10.1002/aqc.2641
- Germanov, E. S., Bejder, L., Chabanne, D. B., Dharmadi, D., Hendrawan, I. G., Marshall, A. D., ... & Loneragan, N. R. (2019). Contrasting habitat use and population dynamics of reef manta rays within the Nusa Penida marine protected area, Indonesia. *Frontiers in Marine Science*, 6, 215.
- Hall, M. and Roman, M. (2013) Bycatches and non-tuna catches in the tropical tuna purse seine fisheries of the world. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 568. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- Harris JL, Stevens GM (2024) The illegal exploitation of threatened manta and devil rays in the Chagos Archipelago, one of the world's largest no-take MPAs. *Mar Policy* 163:106110
- Harris, J. L., & Stevens, G. M. (2021). Environmental drivers of reef manta ray (*Mobula alfredi*) visitation patterns to key aggregation habitats in the Maldives. *PLoS One*, 16(6), e0252470.
- Harris, J. L., McGregor, P. K., Oates, Y. and Stevens, G. (2020) Gone with the wind: Seasonal distribution and habitat use by the reef manta ray (*Mobula alfredi*) in the Maldives, implications for c Braun, C. D., Skomal, G. B., Thorrold, S. R., and Berumen, M. L. (2015).
- Harty, K., Guerrero, M., Knochel, A. M., Stevens, G. M., Marshall, A., Burgess, K., & Stewart, J. D. (2022). Demographics and dynamics of the world's largest known population of oceanic manta rays *Mobula birostris* in coastal Ecuador. *Marine Ecology Progress Series*, 700, 145-159.
- Hau, L., & Shea, S. (2023). Re-visit of *Mobula* gill plates in the Hong Kong dried seafood market after CITES Appendix II listing. Bloom Association Hong Kong.
- Hau, L., Ho, K., & Shea, S. (2016). Rapid survey of Mobulid gill plate trade and retail patterns in Hong Kong and Guangzhou Market. https://bloomassociation.org/en/wp-content/uploads/2016/04/Rapid-survey-of-Mobulid-gill-plate-trade-and-retail-patterns-in-Hong-Kong-and-Guangzhou_Revised.pdf
- Heinrichs, S., O'Malley, M., Meds, H., & Hilton, P. (2011). The global threat to Manta and Mobula Rays.
- Heneghan, R., Everett, J., Blanchard, J., Sykes, P., & Richardson, A. (2021). Climate-driven zooplankton shifts could cause global declines in food quality for fish.
- Higgs, N. D., Gates, A. R., & Jones, D. O. (2014). Fish food in the deep sea: revisiting the role of large food-falls. *PloS one*, 9(5), e96016.

Homma, K., Maruyama, T., Itoh, T., Ishihara, H., and Uchida, S. (1999). "Biology of the manta ray, *Manta birostris* Walbaum, in the Indo-Pacific," in Proceedings of the 5th Indo-Pacific Fish Conference, Noumea, 1997, eds B. Seret and J.-Y. Sire (Paris: Societe Francaise d'Ichthyologie), 209–216.

Hosegood, J., Humble, E., Ogden, R., de Bruyn, M., Creer, S., Stevens, G. M. W., Abudaya, M., Bassos-Hull, K., Bonfil, R., Fernando, D., Foote, A. D., Hipperson, H., Jabado, R. W., Kaden, J., Moazzam, M., Peel, L. R., Pollett, S., Ponzio, A., Poortvliet, M., ... Carvalho, G. (2020). Phylogenomics and species delimitation for effective conservation of manta and devil rays. *Molecular Ecology*, 29(24), 4783–4796. <https://doi.org/10.1111/MEC.15683>

Humble, E., Hosegood, J., Carvalho, G., De Bruyn, M., Creer, S., Stevens, G. M., ... & Ogden, R. (2023). Comparative population genomics of manta rays has global implications for management. *Molecular Ecology*.

The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T41832A214376402. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20221.RLTS.T41832A214376402.en>; (accessed on 14 October 2024).

Jaine, F. R. A., Rohner, C. A., Weeks, S. J., Couturier, L. I. E., Bennett, M. B., Townsend, K. A., et al. (2014). Movements and habitat use of reef manta rays off eastern Australia: offshore excursions, deep diving and eddy affinity revealed by satellite telemetry. *Mar. Ecol. Prog. Series* 510, 73–86. doi: 10.3354/meps 10910

Kashiwagi, T. (2014). *Conservation Biology And Genetics of the Largest Living Rays: Manta Rays*. Brisbane, QLD: University of Queensland.

Kashiwagi, T., Marshall, A. D., Bennett, M. B., and Ovenden, J. R. (2011). Habitat segregation and mosaic sympatry of the two species of manta ray in the Indian and Pacific Oceans: *Manta alfredi* and *M. birostris*. *Mar. Biodivers. Rec.* 4, 1–8. doi: 10.1017/S1755267211000479

Kashiwagi, T., Marshall, A. D., Bennett, M. B., and Ovenden, J. R. (2011). Habitat segregation and mosaic sympatry of the two species of manta ray in the Indian and Pacific Oceans: *Manta alfredi* and *M. birostris*. *Mar. Biodivers. Rec.* 4, 1–8. doi: 10.1017/S1755267211000479

Knochel, A. M., Hussey, N. E., Kessel, S. T., Braun, C. D., Cochran, J. E., Hill, G., ... & Berumen, M. L. (2022). Home sweet home: spatiotemporal distribution and site fidelity of the reef manta ray (*Mobula alfredi*) in Dungonab Bay, Sudan. *Movement ecology*, 10(1), 22.

Lassauce, H., Chateau, O., & Wantiez, L. (2024). Characteristics, residency and site fidelity of photo-identified reef manta rays (*Mobula alfredi*) population in New Caledonia. *Marine Biology*, 171(8), 153.

Laglbauer, B.J., Salim, M.G., Fahmi, F., Oktaviyani, S., Gozali, I.C., Tawang, F., Rizal, H.S., Rosady, V.P, Rudianto, D., Ender, I., Fontes, J.M., Afonso, P., Bennet, M.B., Stevens, G.M.W. (In Press) High take of mobulid rays amongst other threatened elasmobranchs in East Java, Indonesia: landing trends and socio-economic context. *Environmental Biology of Fishes*

Lewis, S. A., Setiasih, N., Fahmi, Dharmadi, D., O'Malley, M. P., Campbell, S. J., Yusuf, M., & Sianipar, A. B. (2015). Assessing Indonesian manta and devil ray populations through historical landings and fishing community interviews. <https://doi.org/10.7287/PEERJ.PREPRINTS.1334V1>

Lezama-Ochoa, N., Hall, M. A., Grazia Pennino, M., Stewart, J. D., Lo'pez, J. and Murua, H. (2019a) Environmental characteristics associated with the presence of the Spinetail devil ray (*Mobula mobular*) in the eastern tropical Pacific, *PLoS ONE*, 14(8): e0220854.

Lezama-Ochoa, N., Hall, M. A., Roman-Verdesoto, M. H. and Vogel, N. (2019b) Spatial and temporal distribution of mobulid ray species in the eastern Pacific Ocean ascertained from observer data from the tropical tuna purse-seine fishery, *Environmental Biology of Fishes*, <https://doi.org/10.1007/s10641-018-0832-1>

- Lezama-Ochoa, N., Lopez, J., Hall, M., Bach, P., Abascal, F., & Murua, H. (2020). Spatio-temporal distribution of the spinetail devil ray *Mobula mobular* in the eastern tropical Atlantic Ocean. *Endangered Species Research*, 43, 447-460.
- Luiz, O. J., Balboni, A. P., Kodja, G., Andrade, M., & Marum, H. (2009). Seasonal occurrences of *Manta birostris* (Chondrichthyes: Mobulidae) in southeastern Brazil. *Ichthyological Research*, 56, 96-99.
- Mariani, G., Cheung, W. W., Lyet, A., Sala, E., Mayorga, J., Velez, L., ... & Mouillot, D. (2020). Let more big fish sink: Fisheries prevent blue carbon sequestration—half in unprofitable areas. *Science advances*, 6(44), eabb4848.
- Marshall AD, Bennett MB (2010) Reproductive ecology of the reef manta ray *Manta alfredi* in southern Mozambique. *J Fish Biol* 77:169-190. <https://doi.org/10.1111/J.1095-8649.2010.02669.X>
- Marshall, A. D., Compagno, L. J. V., and Bennett, M. B. (2009). Redescription of the genus *Manta* with resurrection of *Manta alfredi*. *Zootaxa* 28, 1–28.
- Marshall, A. D., Dudgeon, C. L., and Bennett, M. B. (2011a). Size and structure of a photographically identified population of manta rays *Manta alfredi* in southern Mozambique. *Mar. Biol.* 158, 1111–1124. doi: 10.1007/s00227-011-1634-6
- Marshall, A. D., Flam, A. L., Cullain, N., Carpenter, M., Conradie, J., & Venables, S. K. (2023). Southward range extension and transboundary movements of reef manta rays *Mobula alfredi* along the east African coastline. *Journal of Fish Biology*, 102(3), 628-634.
- Marshall, A., Kashiwagi, T., Bennett, M. B., Deakos, M. H., Stevens, G., McGregor, F., Clark, T., Ishihara, H. & Sato, K. (2011a). *Manta alfredi*. In IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011. 1. Available at <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/195459/0> (accessed 27 September 2024).
- Marshall, A., Kashiwagi, T., Bennett, M. B., Harding, M., Stevens, G., Kodja, G., Hinojosa Alvarez, S. & Galvan-Magana, F. (2011b). *Manta birostris*. In IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011. 1. Available at <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/198921/0> (accessed 27 September 2024).
- McCauley, D. J., Desalles, P. A., Young, H. S., Dunbar, R. B., Dirzo, R., Mills, M.M., et al. (2012). From wing to wing: the persistence of long ecological interaction chains in less-disturbed ecosystems. *Sci. Rep.* 2:409. doi: 10.1038/srep00409
- Mendonça, S. A. D., Macena, B. C. L., Araújo, C. B. B. D., Bezerra, N. P. A., & Hazin, F. H. V. (2020). Dancing with the devil: courtship behaviour, mating evidences and population structure of the *Mobula tarapacana* (Myliobatiformes: Mobulidae) in a remote archipelago in the Equatorial Mid-Atlantic Ocean. *Neotropical Ichthyology*, 18, e200008.
- Moazzam, M. (2018) Unprecedented decline in the catches of mobulids: an important component of tuna gillnet fisheries of the Northern Arabian Sea. IOTC-2018-WPEB14-30. Cape Town, South Africa.
- Movements of the reef manta ray (*Manta alfredi*) in the Red Sea using satellite and acoustic telemetry. *Mar. Boil.* 162. doi: 10.1007/s00227-015-2760-3 conservation. *Aquatic Cons.: Mar. and Freshw. Eco.*, 30:8.
- Murakumo, K., Matsumoto, R., Tomita, T., Matsumoto, Y., & Ueda, K. (2020). The power of ultrasound: observation of nearly the entire gestation and embryonic developmental process of captive reef manta rays (*Mobula alfredi*). *Fishery Bulletin*, 118(1).
- Murray, A., Garrud, E., Ender, I., Lee-Brooks, K., Atkins, R., Lynam, R., Arnold, K., Roberts, C., Hawkins, J., & Stevens, G. (2020). Protecting the million-dollar mantas; creating an evidence-based code of conduct for manta ray tourism interactions. *Journal of Ecotourism*, 19(2), 132–147. <https://doi.org/10.1080/14724049.2019.1659802>
- Nicholson-Jack, A. E., Harris, J. L., Ballard, K., Turner, K. M., & Stevens, G. M. (2021). A hitchhiker guide to manta rays: patterns of association between *Mobula alfredi*, *M. birostris*, their symbionts, and other fishes in the Maldives. *PLoS One*, 16(7), e0253704.

- Notarbartolo di Sciara G (1988) Natural history of the rays of the genus *Mobula* in the gulf of California. Fish Bull 86:45-66
- Notarbartolo di Sciara G, Fernando D, Adnet S et al (2017) Devil rays (Chondrichthyes: *Mobula*) of the Arabian Seas, with a redescription of *Mobula kuhlii* (Valenciennes in Müller and Henle, 1841). Aquat Conserv 27:197-218. <https://doi.org/10.1002/AQC.2635>
- Notarbartolo di Sciara, G. (1987) A revisionary study of the genus *Mobula* Rafinesque 1810 (Chondrichthyes, Mobulidae) with the description of a new species. Zool. J. Linnean Soc., 91, 1-91.
- Notarbartolo di Sciara, G., Lauriano, G., Pierantonio, N., Cañadas, A., Donovan, G., and Panigada, S. (2015). The devil we don't know: investigating habitat and abundance of endangered giant devil rays in the North-Western Mediterranean Sea. PLoS ONE 10:e0141189. doi: 10.1371/journal.pone.0141189
- Notarbartolo di Sciara, G., Stevens, G. and Fernando, D. (2020) The giant devil ray *Mobula mobular* (Bonnaterre, 1788) is not giant, but it is the only spinetail devil ray, Marine Biodiversity Records, 13:4.
- Nozu, R., Murakumo, K., Matsumoto, R., Matsumoto, Y., Yano, N., Nakamura, M., ... & Sato, K. (2017). High-resolution monitoring from birth to sexual maturity of a male reef manta ray, *Mobula alfredi*, held in captivity for 7 years: changes in external morphology, behavior, and steroid hormones levels. BMC Zoology, 2, 1-8.
- O'Malley, M. P., Townsend, K. A., Hilton, P., Heinrichs, S. and Stewart, J. D. (2016) Characterization of the trade in manta and devil ray gill plates in China and South-East Asia through trader surveys, Aquatic Cons.: Mar. and Freshw. Eco., 27:2.
- Okes, N. and Sant, G. (2022). Missing Sharks: A country review of catch, trade and management recommendations for CITES-listed shark species. TRAFFIC
- Paig-Tran, E. M., Kleinteich, T., & Summers, A. P. (2013). The filter pads and filtration mechanisms of the devil rays: variation at macro and microscopic scales. Journal of Morphology, 274(9), 1026-1043.
- Palacios, M. D., Hoyos-Padilla, E. M., Trejo-Ramírez, A., Croll, D. A., Galván-Magaña, F., Zilliagus, K. M., ... & González-Armas, R. (2021). Description of first nursery area for a pygmy devil ray species (*Mobula munkiana*) in the Gulf of California, Mexico. Scientific Reports, 11(1), 132.
- Palacios, M. D., Stewart, J. D., Croll, D. A., Cronin, M. R., Trejo-Ramírez, A., Stevens, G. M., ... & Galván-Magaña, F. (2023). Manta and devil ray aggregations: conservation challenges and developments in the field. Frontiers in Marine Science, 10, 1148234.
- Palacios, M. D., Trejo-Ramírez, A., Velázquez-Hernández, S., Huesca-Mayorga, S. A., Stewart, J. D., Cronin, M. R., ... & Croll, D. A. (2024). Reproductive behavior, seasonality, and distribution of three devil ray species (*Mobula mobular*, *M. thurstoni*, and *M. munkiana*) in the Southern Gulf of California, Mexico. Marine Biology, 171(1), 12.
- Palacios, M.D., Wieand L., Laglbauer B.J., Cronin M.R., Fowler S., Jabado R.W., Ko Gyi T., Fernando D., De Bruyne G., Shea, S.K.H., Hilton, P., Gao Y., Stevens. G.M. W. (In. Press) Global assessment of manta and devil ray gill plate and meat trade: conservation implications and opportunities. Environmental Biology of Fishes
- Pandolfi, J. M., Bradbury, R. H., Sala, E., Hughes, T. P., Bjorndal, K. A., Cooke, R. G., McArdle, D., McClenachan, L., Newman, M. J. H., Paredes, G., Warner, R. R. and Jackson, J. B. C. (2003). Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. Science 301, 955-958
- Pardo SA, Kindsvater HK, Cuevas-Zimbrón E et al (2016) Growth, productivity, and relative extinction risk of a data-sparse devil ray. Sci Rep 6:33745. <https://doi.org/10.1038/SREP33745>
- Pate, J. H., Wilmott, J. R., Jones, C., Horn, C., & Farmer, N. A. (2023). Multiple datasets confirm range extension of the sicklefin devil ray *Mobula tarapacana* in the western North Atlantic Ocean off the eastern USA. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 103, e30.

- Peel, L. R., Stevens, G. M., Daly, R., Daly, C. A. K., Lea, J. S., Clarke, C. R., ... & Meekan, M. G. (2019). Movement and residency patterns of reef manta rays *Mobula alfredi* in the Amirante Islands, Seychelles. *Marine Ecology Progress Series*, 621, 169-184.
- Rambahinarison JM, Lamoste MJ, Rohner CA, Murray R, Snow S, Labaja J, Araujo G, Ponzo A (2018) Life history, growth, and reproductive biology of four mobulid species in the Bohol Sea, Philippines. *Frontiers in Marine Science* 5:269. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00269>
- Rambahinarison, J., Agustines, A., Alexopoulos, K., Araujo, G., Armstrong, A. O., Arnold, S., ... & Barr, Y. (2023). Distribution of the reef manta ray *Mobula alfredi* and the oceanic manta ray *Mobula birostris* in the Philippines: a collaborative effort for conservation. *Journal of Fish Biology*, 102(2), 492-503.
- Richardson, A. (2008). In hot water: zooplankton and climate change. *ICES J.Mar. Sci.* 65, 279–295. doi: 10.1093/icesjms/fsn028
- Rohner, C. A., Flam, A. L., Pierce, S. J. and Marshall, A. D. (2017) Steep declines in sightings of manta rays and devilrays (Mobulidae) in southern Mozambique, PeerJ PrePrints, 3051v1.
- Rohner, C. A., Pierce, S. J., Marshall, A. D., Weeks, S. J., Bennett, M. B., & 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. <https://doi.org/10.3354/meps10290>
- Roman, Joe, James A. Estes, Lyne Morissette, Craig Smith, Daniel Costa, James McCarthy, J. B. Nation, Stephen Nicol, Andrew Pershing, and Victor Smetacek. "Whales as marine ecosystem engineers." *Frontiers in Ecology and the Environment* 12, no. 7 (2014): 377-385.
- Rumisha, C., Barongo, D. K., Saiperaki, J. L., Materu, S. F., & Mdegela, R. H. (2024). Devils in distress: Insights into the composition and genetic population structure of devil rays landed in the Southwestern Indian Ocean. *Regional Studies in Marine Science*, 77, 103695.
- Sale, P. F., & Hixon, M. A. (2014). Addressing the global decline in coral reefs and forthcoming impacts on fishery yields. *Interrelationships Between Corals and Fisheries* (ed. Bortone SA), 7-18.
- Eddy, T. D., Lam, V. W., Reygondeau, G., Cisneros-Montemayor, A. M., Greer, K., Palomares, M. L. D. & Cheung, W. W. (2021). Global decline in capacity of coral reefs to provide ecosystem services. *One Earth*, 4(9), 1278-1285.
- Setyawan, E., Erdmann, M. V., Mambrasar, R., Hasan, A. W., Sianipar, A. B., Constantine, R., ... & Jaine, F. R. A. (2022). Residency and use of an important nursery habitat, Raja Ampat's Wayag Lagoon, by juvenile reef manta rays (*Mobula alfredi*). *Front. Mar. Sci.* 9(1695), 10-3389.
- Setyawan, E., Heinrichs, S., & Erdmann, M. (2024). First Documented Courtship Behavior between *Mobula birostris* and *M. alfredi* at a Coral Reef Cleaning Station in Misool, Raja Ampat. *Diversity*, 16(6), 319.
- Springer, A. M., Estes, J. A., Van Vliet, G. B., Williams, T. M., Doak, D. F., Danner, E. M., ... & Pfister, B. (2003). Sequential megafaunal collapse in the North Pacific Ocean: an ongoing legacy of industrial whaling?. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(21), 12223-12228.
- Stevens, G. M. W. (2016). *Conservation and Population Ecology of Manta Rays in the Maldives*. York, UK: University of York.
- Stevens, G. M. W., Hawkins, J. P., and Roberts, C. M., (2018). Courtship and mating behaviour of manta rays *Mobula alfredi* and *M. birostris* in the Maldives. *J. Fish Biol.* doi: 10.1111/jfb.13768.
- Stevens, G. M. W, Barros, N., Laglbauer B.J., Dando M., Fernando, D & Norbartolo di Sciara G. (2024) *Field Guide to the Manta and Devil Rays of the World*. Wild Nature Press (pp. 1-100)
- Stewart, J. D., Barroso, A., Butler, R. H., and Munns, R. J. (2018a). Caught at the surface: myctophids make easy prey for dolphins and devil rays. *Ecology*. 99, 1894–1896. doi: 10.1002/ecy.2348

Stewart, J. D., Beale, C. S., Fernando, D., Sianipar, A. B., Burton, R. S., Semmens, B. X., et al. (2016). Spatial ecology and conservation of *manta birostris* in the indo-pacific. *Biol. Conserv.* 200, 178–183. doi: 10.1016/j.biocon.2016.05.016

Stewart, J. D., Jaine, F. R. A., Armstrong, A. J., Armstrong, A. O., Bennett, M. B., Burgess, K. B., Couturier, L. I. E., Croll, D. A., Cronin, M. R., Deakos, M. H., Dudgeon, C. L., Fernando, D., Froman, N., Germanov, E. S., Hall, M. A., Hinojosa-Alvarez, S., Hosegood, J. E., Kashiwagi, T., Laglbauer, B. J. L., Lazama-Ochoa, N., Marshall, A. D., McGregor, F., Notarbartolo di Sciara, G., Palacios, M. D., Peel, L. R., Richardson, A. J., Rubin, R. D., Townsend, K. A., Venables, S. K. and Stevens, G. (2018) Research Priorities to Support Effective Manta and Devil Ray Conservation, *Front. Mar. Sci.*, 5: 314.

Stewart, J. D., Nuttall, M., Hickerson, E. L., and Johnston, M. A., (2018b). Important juvenile manta ray habitat at flower garden banks national marine sanctuary in the northwestern Gulf of Mexico. *Mar. Biol.* 165:111. doi: 10.1007/s00227-018-3364-5

Stewart, J. D., Smith, T. T., Marshall, G., Abernathy, K., Fonseca-Ponce, I. A., Froman, N., & Stevens, G. M. (2019). Novel applications of animal-borne Crittercams reveal thermocline feeding in two species of manta ray. *Marine Ecology Progress Series*, 632, 145-158.

Stewart, J. D., Cronin, M., R., Largacha, E., Lezama-Ochoa, N., Lopez J., Hall, M., Hutchinson, M., Jones, E.G., Francis, M., Grande, M., Murua, J., Vanessa Rojo, V., and Jorgensen, J. M. (2024). Get them off the deck: Straightforward interventions increase post-release survival rates of manta and devil rays in tuna purse seine fisheries. *Biological Conservation*, volume 299, 110794.

Strike, E. M., Harris, J. L., Ballard, K. L., Hawkins, J. P., Crockett, J., & Stevens, G. M. (2022). Sublethal injuries and physical abnormalities in Maldives manta rays, *Mobula alfredi* and *Mobula birostris*. *Frontiers in Marine Science*, 9, 773897.

Thomas, S., Kizhakudan, S. J., Remya, L., Rahangdale, S., Nair, R. J., Mahesh, V., ... & Gopalakrishnan, A. (2022). CMFRI Marine Fisheries Policy Series No. 21/2022: India Non-Detriment Finding (NDF) for Devil Rays *Mobula* spp. in the Indian Ocean, 2022 to 2024.

Thorrold, S. R., Afonso, P., Fontes, J., Braun, C. D., Santos, R. S., Skomal, G. B., et al. (2014). Extreme diving behaviour in devil rays links surface waters and the deep ocean. *Nat. Commun.* 5:4274. doi: 10.1038/ncomms5274

Venables SK (2020) Ecology and conservation of a threatened reef manta ray (*Mobula alfredi*) population in southern Mozambique. <https://doi.org/10.26182/C5NG-SF57>

Venables, S. K., Rohner, C. A., Flam, A. L., Pierce, S. J., & Marshall, A. D. (2024). Persistent declines in sightings of manta and devil rays (*Mobulidae*) at a global hotspot in southern Mozambique. *Environmental Biology of Fishes*, 1-17.

WARDANA, E. D., PUTRA, I. N. G., AL MALIK, M. D., YUSMALINDA, N. L. A., NINGSIH, E. Y., PERTIWI, N. P. D., ... & SEMBIRING, A. (2023). Population genetic structure of the bentfin devil ray (*Mobula thurstoni*) in the South Indonesia Sea with limited sample based on ND5 gene. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 24(7).

Ward-Paige, C. A., Davis, B. and Worm, B. (2013) Global Population Trends and Human Use Patterns of Manta and *Mobula* Rays, *PLoS ONE*, 8(9): e74835.

White WT, Corrigan S, Yang L et al (2018) Phylogeny of the manta and devil rays (Chondrichthyes: mobulidae), with an updated taxonomic arrangement for the family. *Zool J Linn Soc* 182:50-75. <https://doi.org/10.1093/zoolinnean/zlx018>

White, W. T., Giles, J., and Dharmadi, P. I. (2006). Data on the bycatch fishery and reproductive biology of mobulid rays (*Myliobatiformes*) in Indonesia. *Fish. Res.* 82, 65–73. doi: 10.1016/j.fishres.2006.08.008

Whitney, J. L., Coleman, R. R., & Deakos, M. H. (2023). Genomic evidence indicates small island-resident populations and sex-biased behaviors of Hawaiian reef Manta Rays. *BMC ecology and evolution*, 23(1), 31.

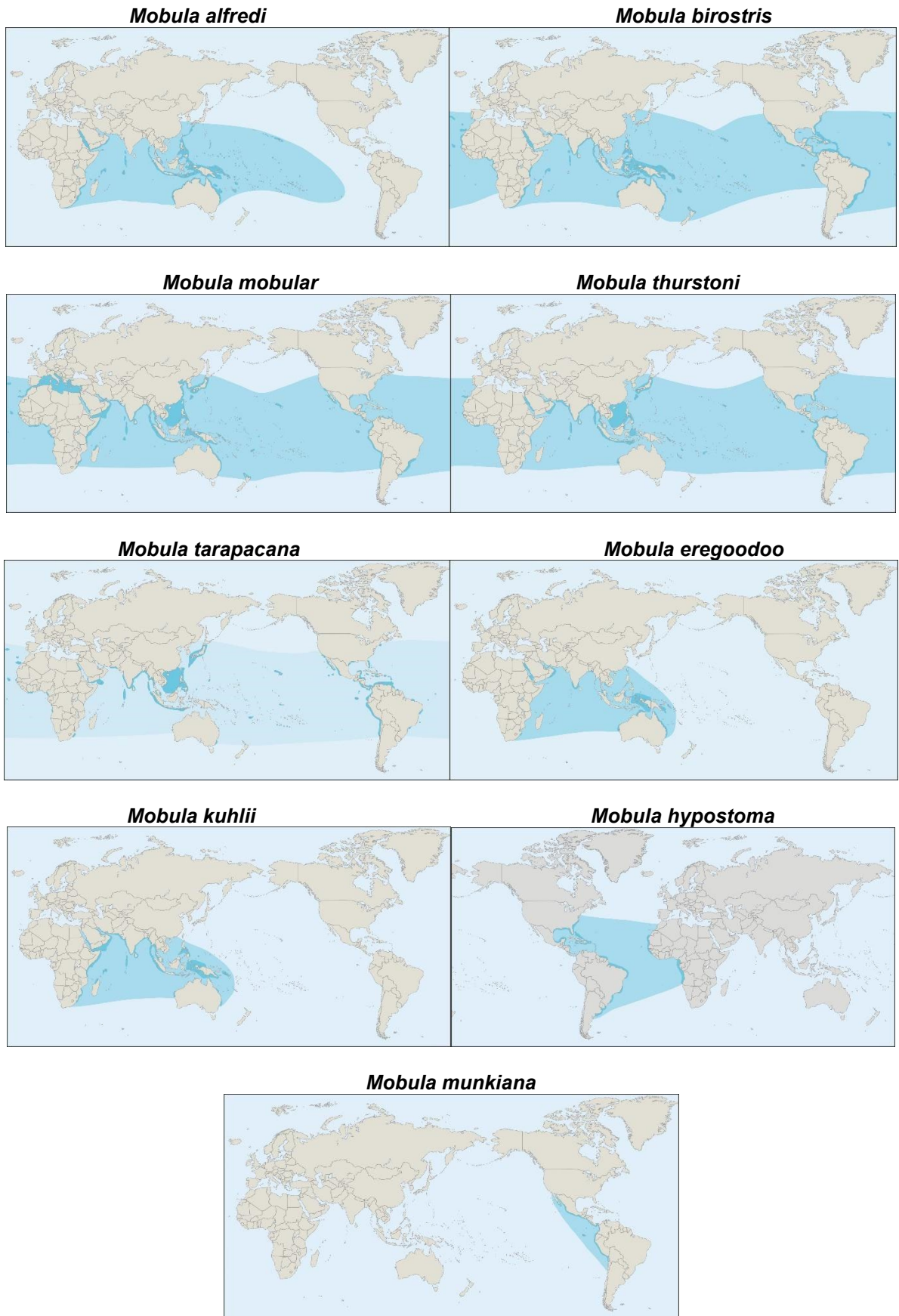
Liste des annexes :

1. **Tableau complémentaire 1** : Les espèces de mobulidés et leur statut global sur la Liste rouge de l'UICN.
2. **Figure complémentaire 1** : Cartes des aires de répartition des espèces de mobulidés (Stevens et al., 2024).
3. **Figure complémentaire 2** : Déclins estimés de mobulidés d'après la littérature publiée
4. **Tableau complémentaire 2** : Base de données sur le commerce CITES : données sur le commerce de plaques branchiales et de nageoires de mobulidés (2017 – 2021), d'après Palacios et al. 2024 [En cours de publication].
5. **Figure complémentaire 3** : a) Pays où les mobulidés sont débarqués et où la chair est consommée localement. Des sites de débarquement spécifiques sont indiqués en jaune, bien que les débarquements puissent avoir lieu sur toute la côte. Les sites de transformation signalés pour la chair de mobulidés sont indiqués en noir. (b) Routes d'exportation et d'importation de la chair de mobulidés, les pays exportateurs sont surlignés en vert clair, les pays importateurs en jaune, et les pays exportateurs et importateurs en vert foncé. Les routes commerciales confirmées sont indiquées par des flèches orange, tandis que les routes commerciales potentielles basées sur le commerce de requins sont indiquées en bleu. D'après Palacios et al. 2024 [En cours de publication].
6. **Figure complémentaire 4** : Détaillants de plaques branchiales. Les barres bleues indiquent les résultats d'enquête du marché de Guangzhou basés sur une enquête de terrain et O'Malley et al. (2017). L'orange indique le nombre de détaillants en ligne sur cinq grandes plateformes chinoises. Les barres vertes sont basées sur des enquêtes auprès de détaillants physiques à Hong Kong. D'après Palacios et al. 2024 [En cours de publication].
7. **Tableau complémentaire 3** : Prix des plaques branchiales par groupe d'espèces (USD/Kg) pour Hong Kong, Guangzhou (*basé sur O'Malley et al. 2017) et les détaillants en ligne chinois. Une inflation cumulative a été utilisée pour ajuster les prix à partir de l'année de base (source : Fonds Monétaire International, Statistiques Financières Internationales et fichiers de données).
8. **Figure complémentaire 5** : Cartographie de la législation de protection nationale et internationale des mobulidés dans le monde. D'après Laglbauer et al. [En révision].
9. **Figure complémentaire 6** : Illustration des changements de couleur post-mortem (Stevens et al., 2024).
10. **Figure complémentaire 7** : Clé d'identification des plaques branchiales (Stevens et al., 2024).

Annexe 1 : Tableau complémentaire 1 - Les espèces de mobulidés et leur statut global sur la Liste rouge de l'UICN.

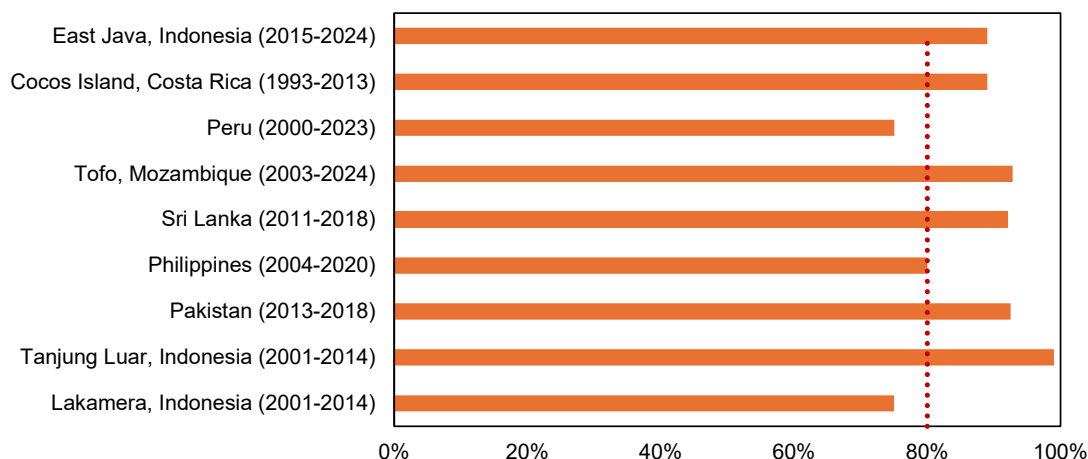
Species, including author and year	Scientific synonyms	Common names (English)	IUCN Red List Global status: year published	IUCN status trend
<i>Mobula birostris</i> , (Walbaum 1792)	<i>Manta brevisrostris</i> , <i>Manta hamiltoni</i> , <i>Brachioptilon hamiltoni</i> , <i>Manta ehrengergii</i> , <i>Raja birostris</i> , <i>Raja manatia</i> , <i>Cephalopterus vampyrus</i> , <i>Cephalopterus manta</i> , <i>Manta americana</i> , <i>Ceratoptera ehrenbergii</i> , <i>Ceratoptera johnii</i> , <i>Cephaloptera stelligera</i>	Oceanic Manta Ray, Chevron Manta Ray, Giant Manta Ray, Pacific Manta Ray, Pelagic Manta Ray	EN; 2019	Decreasing ↓
<i>Mobula alfredi</i> (Kreft 1868)	<i>Deratoptera alfredi</i> , <i>Manta alfredi</i> , <i>Manta fowleri</i> , <i>Ceratoptera alfredi</i> , <i>Manta pakoka</i> , <i>Manta pakota</i>	Reef Manta Ray, Coastal Manta Ray, Inshore Manta Ray, Prince Alfred's Ray, Resident Manta Ray	VU; 2018	Decreasing ↓
<i>Mobula tarapacana</i> (Philippi, 1892)	<i>Cephaloptera tarapacana</i> , <i>Mobula coilloti</i> , <i>Mobula formosana</i>	Sicklefin Devilray, Box Ray, Chilean Devilray, Greater Guinean Mobula, Spiny Mobula	EN; 2019	Decreasing ↓
<i>Mobula mobular</i> (Bonnaterre, 1788)	<i>Squalus edentulus</i> , <i>Raia mobular</i> , <i>Raja vespertilio</i> , <i>Aodon cornu</i> , <i>Raia aurita</i> , <i>Raja fabroniana</i> , <i>Raia cornuta</i> , <i>Cephaloptera japonica</i> , <i>Cephaloptera edentula</i> , <i>Mobula rancureli</i> , <i>Raja cephaloptera</i> , <i>Raja giorno</i> , <i>Raja diabolus</i> , <i>Mobula auriculata</i> , <i>Apterurus fabroni</i> , <i>Cephalopterus massena</i>	Spinetail Devil Ray, Giant Devil Ray, Spinetail Devilray	EN; 2022	Decreasing ↓
<i>Mobula thurstoni</i> (Lloyd, 1908)	<i>Dicerobatis thurstoni</i> , <i>Mobula lucasana</i>	Bentfin Devil Ray, Lesser Devil Ray, Smoothtail Devil Ray, Smoothtail Mobula, Thurton's Devil Ray	EN; 2022	Decreasing ↓
<i>Mobula eregoodoo</i> (Cantor, 1849)	<i>Dicerobatis eregoodoo</i> , <i>Cephaloptera eregoodootenkee</i> , <i>Mobula diabolus</i> , <i>Mobula diabolus</i> , <i>Mobula eregoodoo</i> , <i>Mobula eregoodootenkee</i>	Longhorned Pygmy Devil Ray, Pygmy Devil Ray	EN; 2022	Decreasing ↓
<i>Mobula kuhlii</i> (Müller & Henle, 1841)	<i>Cephaloptera kuhlii</i> , <i>Dicerobatis draco</i>	Shorthorned Pygmy Devil Ray, Kuhl's Devil Ray, Shortfin Devil Ray	EN; 2022	Decreasing ↓
<i>Mobula munkiana</i> (Notarbartolo-di-Sciara, 1987)	<i>Mobula munkiana</i>	Munk's Pygmy Devil Ray, Manta De Monk, Munk's Devil Ray, Pygmy Devil Ray, Smoothtail Mobula	VU; 2022	Decreasing ↓
<i>Mobula hypostoma</i> (Bancroft, 1831)	<i>Mobula rochebrunei</i> , <i>Cephalopterus hypostomus</i> , <i>Cephaloptera offersii</i> , <i>Cephaloptera massenoidea</i> , <i>Cephaloptera rochebrunei</i> , <i>Ceratobatis robertsii</i>	Atlantic Pygmy Devil Ray, Atlantic Devil Ray, Lesser Devil Ray	EN; 2022	Decreasing ↓

Annexe 2 : Figure complémentaire 1 - Cartes des aires de répartition des espèces de mobulidés (Stevens et al., 2024).



Annexe 3 : Figure complémentaire 2 - Déclins estimés de mobulidés d'après la littérature publiée (Laglbauer et al. 2024 [En préparation]). Exemples de déclins de population de mobulidés qui répondent aux critères d'inscription à l'Annexe I de la CITES (Sources : White et al. 2015 ; Lewis et al. 2015 ; Moazzam 2018 ; Venables et al., 2024 ; Rambahiniarison et al. 2022 ; Fernando et Stewart 2021 ; Laglbauer et al. [En révision] ; Rojas et al. [En révision]). Voir le Tableau 1 (section 4.4) pour des informations détaillées.

Il est à noter que, étant donné que les mobulidés sont parmi les espèces marines à croissance la plus lente, les membres de cette famille se situent en dehors de la plage typique de productivité des espèces marines et peuvent être inscrits suite à un déclin moins important que les plages stipulées dans la note de bas de page de la résolution 9.24 (Rév CoP17), et que les déclins documentés ici s'inscrivent dans moins de trois générations.



Annexe 4 : Tableau complémentaire 2 - Base de données sur le commerce CITES : données sur le commerce de plaques branchiales et de nageoires de mobulidés (2017 – 2021), d'après Palacios et al. 2024 [En cours de publication].

CITES trade database: mobulid ray data (2017 - 2021)

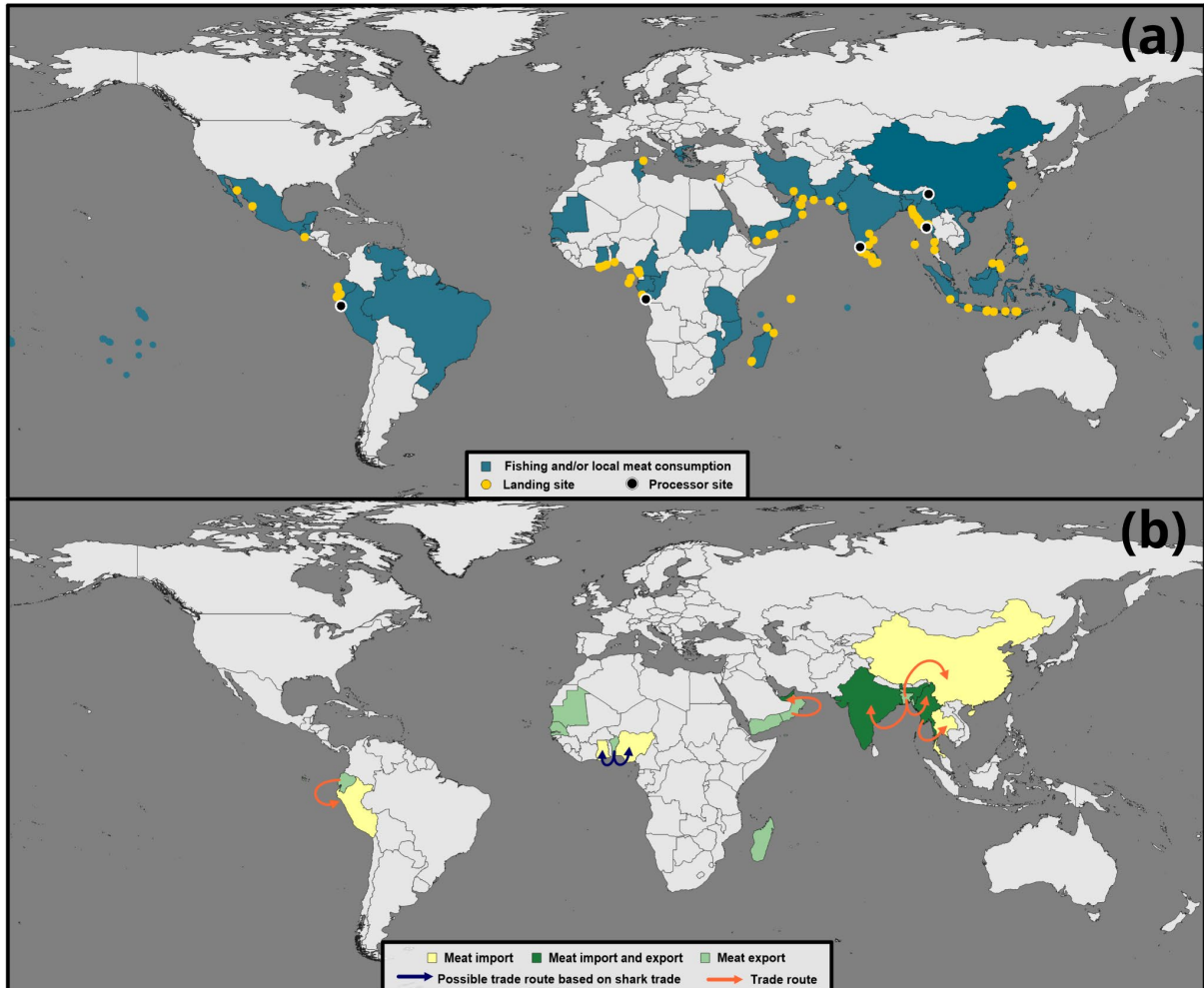
	Gill plates		Fins		Total	
	kg	%	kg	%	Kg	%
Exporter						
Sri Lanka	12,761.65	0.68	880.00	0.37	13,641.65	0.64
India	6,054.70	0.32	0.00	0.00	6,054.70	0.29
Yemen	0.00	0.00	1,418.00	0.59	1,418.00	0.07
Oman	0.00	0.00	88.00	0.04	88.00	0.00
Species						
<i>Mobula</i> spp.	5,716.65	0.30	1,418.00	0.59	7,134.65	0.34
<i>Mobula birostris</i>	1,165.50	0.06	0.00	0.00	1,165.50	0.05
<i>Mobula mobular</i>	7,486.15	0.40	718.00	0.30	8,204.15	0.39
<i>Mobula tarapacana</i>	4,448.05	0.24	250.00	0.10	4,698.05	0.22
Year						
2,017.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2,018.00	4,718.65	0.25	0.00	0.00	4,718.65	0.22
2,019.00	5,609.25	0.30	880.00	0.37	6,489.25	0.31
2,020.00	4,432.20	0.24	500.00	0.21	4,932.20	0.23
2,021.00	4,056.25	0.22	1,006.00	0.42	5,062.25	0.24
Total	18,816.35	1.00	2,386.00	1.00	21,202.35	1.00

* Where both export and import kg were reported for the same shipment, the import weight was used.

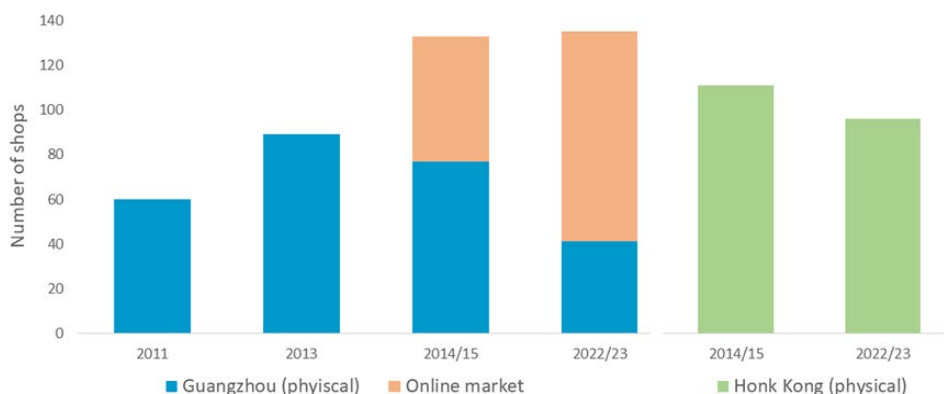
***Mobula mobular* records were combined with *M. japanica*.

*** All imports to Hong Kong.

Annexe 5 : Figure complémentaire 3 – (a) Pays où les mobulidés sont débarqués et où la chair est consommée localement. Des sites de débarquement spécifiques sont indiqués en jaune, bien que les débarquements puissent avoir lieu sur toute la côte. Les sites de transformation signalés pour la chair de mobulidés sont indiqués en noir. (b) Routes d'exportation et d'importation de la chair de mobulidés, les pays exportateurs sont surlignés en vert clair, les pays importateurs en jaune, et les pays exportateurs et importateurs en vert foncé. Les routes commerciales confirmées sont indiquées par des flèches orange, tandis que les routes commerciales potentielles basées sur le commerce de requins sont indiquées en bleu. D'après Palacios et al. 2024 [En cours de publication].



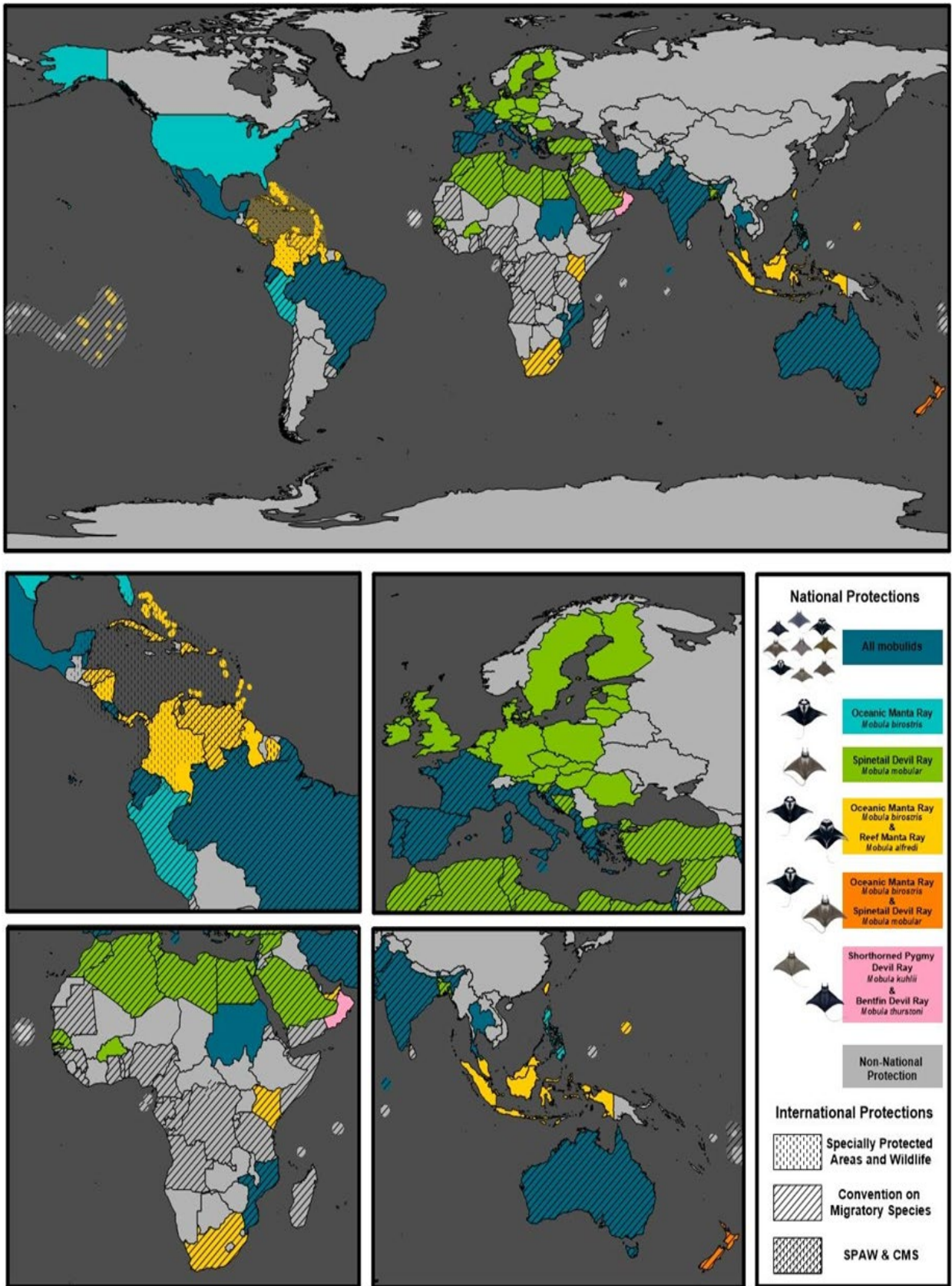
Annexe 6 : Figure complémentaire 4 - Détaillants de plaques branchiales. Les barres bleues indiquent les résultats d'enquête du marché de Guangzhou basés sur une enquête de terrain et O'Malley et al. (2017). L'orange indique le nombre de détaillants en ligne sur cinq grandes plateformes chinoises. Les barres vertes sont basées sur des enquêtes auprès de détaillants physiques à Hong Kong. D'après Palacios et al. 2024 [En cours de publication].



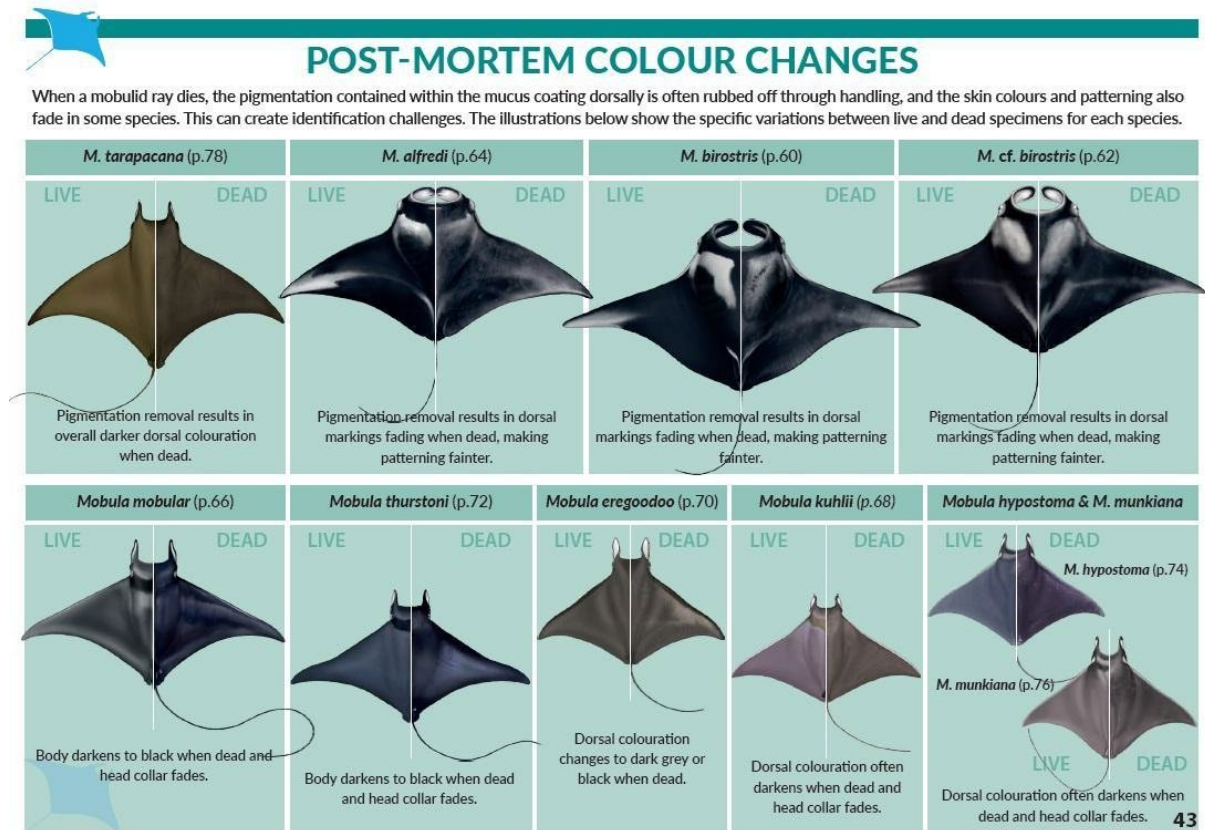
Annexe 7 : Tableau complémentaire 3 - Prix des plaques branchiales par groupe d'espèces (USD/Kg) pour Hong Kong, Guangzhou (*basé sur O'Malley et al. 2017) et les détaillants en ligne chinois. Une inflation cumulative a été utilisée pour ajuster les prix à partir de l'année de base (source : Fonds Monétaire International, Statistiques Financières Internationales et fichiers de données).

	Physical retailers					Online retailers
	Hong Kong SAR 2016 - 2021	Guangzhou market				China 2023
		2011*	2013*	2015*	2023	
Manta ray	\$404.93	\$277.00	\$325.00	\$329.00	\$456.00	
Sicklefin devil ray	\$313.67	\$194.00	\$256.00	\$286.00	\$379.00	
Spinetail devil ray/other	\$251.44	\$141.00	\$193.00	\$189.00	\$283.00	
Average	\$323.35	\$204.00	\$258.00	\$268.00	\$372.67	\$511.81
Acc. inflation (%)		0	10.80%	14%	28.30%	28.30%
Adjusted price		\$204.00	\$230.14	\$230.48	\$267.20	\$366.97

Annexe 8 : Figure complémentaire 5 - Cartographie de la législation de protection nationale et internationale des mobulidés dans le monde. D'après Laglbauer et al. [En révision].



Annexe 9 : Figure complémentaire 6 – Illustration des changements de couleur post-mortem (Stevens et al., 2024).



Annexe 10 : Figure complémentaire 7 - Clé d'identification des plaques branchiales (Stevens et al., 2024).



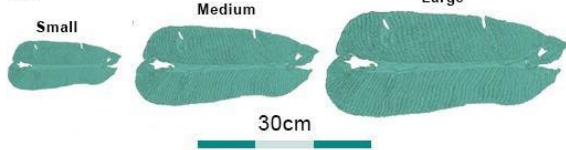
DRIED GILL PLATE ID FEATURES & KEY

Dried mobulid gill plates differ in three easily identifiable ways: size (small, medium, large), colour patterning (uniform vs bicolour), and lobe edging (smooth vs jagged) (see below). These features can be used to aid species identification (see key).

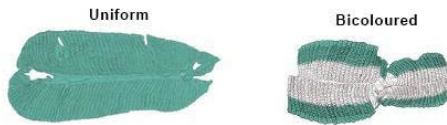
Primarily, it is the gill plates from the larger mobulid ray species are traded due to the much larger gill plate sizes. Therefore, the easiest and most accurate way to identify a dried gill plate is to place it into one of four groups. These are: manta rays (plates not easily distinguishable between species), Sicklefin Devil Ray (easy to ID), Spinetail Devil Ray (easy to ID), and Bentfin Devil Ray / Other (plates small and not easily distinguishable between remaining species).

Gill plate features

Size



Color



Lobe edging



Gill plates can be easily identified using the following visual identification key

1 Is the gill plate longer than 25cm and without a distinct bicoloured pattern?

YES → Manta rays NO → 2



**Manta rays *Mobula birostris*,
M. cf. *birostris* and *M. alfredi***
1. Size = Large (usually greater than 25cm).
2. Colour = Uniform brown (sometimes white or marbled).
3. Lobe edging = Smooth.

2 Does the gill plate have a thick white central colouration and smooth lobe edging?

YES → Sicklefin Devil Ray NO → 3



Sicklefin Devil Ray *Mobula tarapacana*
1. Size = Medium / Large (av. 25 - 30cm).
2. Colour = Bicoloured (thick white centre).
3. Lobe Edging = Smooth.

3 Does the gill plate have jagged and white lobe edging only?

YES → Spinetail Devil Ray NO → Bentfin Devil Ray / Other



Spinetail Devil Ray *Mobula mobular*
1. Size = Small / Medium (av. 15 - 25cm).
2. Colour = Bicoloured (white edging).
3. Lobe Edging = Jagged.



Bentfin Devil Ray *Mobula thurstoni* / other
1. Size = Small (<15cm).
2. Colour = Bicoloured (white centre / edging).
3. Lobe Edging = Jagged.