

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/259100715>

Shark and toothed whale depredation impacting pelagic longline fisheries in the southwestern Indian Ocean

Thesis · December 2012

DOI: 10.13140/2.1.2723.8726

CITATIONS

0

READS

285

1 author:



Njaratiana Rabearisoa

Institute of Research for Development

39 PUBLICATIONS 130 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



OrcaDepred [View project](#)



PARADEP - Depredation mitigation device for pelagic longline fisheries [View project](#)

Étude d'un mode d'interaction entre les odontocètes, les requins et la pêche à la palangre dérivante dans la région sud-ouest de l'océan Indien : la déprédation

Thèse de doctorat
Spécialité : Biologie-Écologie marine
(École doctorale Sciences, Technologies, Santé)
présentée devant l'Université de La Réunion par

Njaratiana Rabearisoa



3 décembre 2012
Université de La Réunion

JURY **Christophe Guinet** CNRS/CEB Chizé
Directeur
Pascal Bach IRD
Co-directeur
Sébastien Jaquemet Ecomar, Université de La Réunion
Co-directeur
Jean-Benoît Charrassin
Vincent Ridoux
Frédéric Chiroleu
Matthieu Le Corre





UNIVERSITE DE LA REUNION
ECOLE DOCTORALE SCIENCES TECHNOLOGIES SANTE

Thèse de Doctorat

présentée pour obtenir le grade de Docteur

Biologie - Ecologie marine

Par **Njaratiana RABEARISOA**

**Etude d'un mode d'interaction entre les odontocètes, les requins et la pêche à
la palangre dérivante dans la région sud-ouest de l'Océan Indien :
la déprédation**

Thèse soutenue publiquement le 03 Décembre 2012

Vincent RIDOUX – Professeur, LIENSS, UMR 6250, Université de La Rochelle

Jean-Benoît CHARRASSIN – MC-HDR, LOCEAN UMR 7159, Université Paris 6

Matthieu LE CORRE – Professeur, ECOMAR, Université de La Réunion

Frédéric CHIROLEU – Chargé de recherche, CIRAD UMR PVBMT, Saint-Pierre

Christophe GUINET – Directeur de recherche, CEBC-CNRS, UPR 1934, Chizé

Sébastien JAQUEMET – MC-HDR, ECOMAR, Université de La Réunion

Pascal BACH – Chargé de recherche, IRD UMR 212, Sète

Rapporteur

Rapporteur

Président du jury

Examineur

Directeur de thèse

Co-directeur de thèse

Co-directeur de thèse



Résumé

La déprédation fait partie des interactions négatives entre les prédateurs marins et les pêcheries et se définit comme le prélèvement total ou partiel des poissons ou des appâts sur les engins de pêche par les requins, les odontocètes, les calmars ou les oiseaux. Ces interactions portent préjudice à la fois aux espèces impliquées (captures accidentelles, modification du régime alimentaire et de la stratégie de chasse), aux pêcheurs (pertes économiques liées aux dommages aux captures et à la recherche de nouvelles zones de pêche) et à la gestion des stocks des ressources exploitées (sous-estimation des déclarations des captures). Cependant, cette problématique fait l'objet de très peu d'études dans le cadre de la pêche palangrière pélagique, en particulier dans l'Océan Indien.

Cette thèse étudie la déprédation par les globicéphales tropicaux (*Globicephala macrorhynchus*), les faux-orques (*Pseudorca crassidens*) et certaines espèces de requins pélagiques à laquelle font face les flottilles palangrières pélagiques ciblant le thon (*Tuna* spp.) et l'espadon (*Xiphias gladius*) opérant dans le sud-ouest de l'Océan Indien. Le travail qui y est présenté étudie des données issues de campagnes de pêche commerciales et scientifiques collectées entre 2002 et 2010 dans le Sud-Ouest de l'Océan Indien.

Dans un premier temps, une analyse de la déprédation exercée par les requins et les odontocètes pour identifier des pratiques de pêche et des facteurs environnementaux influençant son occurrence a été réalisée par le biais de régressions logistiques. Les événements de déprédation par les requins sont plus fréquents, mais les odontocètes endommagent plus de poissons sur les palangres. 19,5 % des captures sont ainsi perdus aux Seychelles, ce qui en fait un « hot-spot » de la déprédation. Ces interactions mettent en évidence une synchronie spatio-temporelle entre l'activité de pêche et l'abondance des prédateurs, notamment les odontocètes.

Au vu des multiples conséquences liées à ce phénomène, différentes mesures anti-déprédation ont été mises en place dans d'autres régions pour essayer d'en limiter les impacts, mais à ce jour, aucune n'a montré de réelle efficacité à long terme. Des dispositifs innovants reposant sur une modification des engins de pêche et visant à protéger les captures ont été conçus et testés. Trois campagnes ont été menées aux Seychelles et à la Réunion pour évaluer l'efficacité des « araignées », des « manches » et des « effaroucheurs » face à la déprédation par

les odontocètes. Les premiers essais ont souligné les contraintes fonctionnelles liées à l'utilisation de ces dispositifs en situation de pêche. Néanmoins, des résultats encourageants nous poussent à poursuivre le développement de ce type de dispositifs, une démarche qui correspond à une approche durable d'une pêche responsable qui répond à des problématiques de conservation et d'économie du secteur de la pêche palangrière pélagique.

Nos données de déprédation ont aussi été analysées pour améliorer nos connaissances sur l'écologie des faux-orques et des globicéphales tropicaux. Par analogie avec les relations prédateurs-proies-charognards étudiées dans les écosystèmes terrestres, nous avons développé un modèle similaire pour évaluer de manière indirecte l'abondance des groupes d'odontocètes impliqués dans les événements de déprédation. Les groupes mis en cause sont probablement des groupes de chasse stables, unités de base composant les populations de faux-orques et de globicéphales tropicaux. Nous avons observé des tailles de groupe plus importantes aux Seychelles et aux abords des limites du plateau continental, soulignant l'attrait de ces espèces pour les zones biologiquement les plus productives.

Ce travail a permis de mettre en lumière un phénomène peu étudié, et de renforcer les bases nécessaires à l'élaboration de mesures visant à limiter les impacts de la déprédation. Il s'agit d'un objectif majeur qui rentre dans le cadre de l'approche écosystémique des pêches, conciliant des objectifs économiques à court terme avec des objectifs de durabilité des espèces exploitées et de conservation des espèces non cibles.

Mots clés : interaction négative, carcharinidés, faux-orque *Pseudorca crassidens*, globicéphale tropical *Globicephala macrorhynchus*, protection physique, thon, espadon *Xiphias gladius*, Seychelles, La Réunion, Canal du Mozambique

Abstract

Depredation belongs to negative interactions between large marine megafauna and fisheries and is defined as the damage or removal of fish or bait from the fishing gear by predators, such as toothed whales, sharks, birds or squids. Those interactions lead to several negative impacts affecting the species involved (bycatch, shift in their feeding habits and hunting strategies), fishermen (financial loss induced by fish damage and search for new fishing areas) and stock assessment aspects (underestimation of catch report). Nevertheless, this issue remains poorly studied in the frame of pelagic longline fisheries, and especially in the Indian Ocean.

This work aimed at studying short-finned pilot whale (*Globicephala macrorhynchus*), false killer whale (*Pseudorca crassidens*) and pelagic shark depredation impacting pelagic longline fleets operating in the southwest Indian Ocean. Analyzed data were collected during scientific and commercial fishing trips from 2002 and 2010 in the southwestern Indian Ocean. First, an analysis of shark and toothed whale depredation was implemented and logistic regression models were used to identify potential correlates between depredation occurrence and covariates characterizing fishing practices and environmental factors. Shark depredation events were more frequent but toothed whales damaged more fish on the fishing gear. 19.5% of the catch was lost to depredation in the Seychelles archipelago, and this area is considered as a depredation “hot-spot”. Those interactions highlight a spatiotemporal synchrony between fishing activities and predators’ abundance, in particular toothed whales.

Because of the aforementioned consequences, several depredation mitigation measures have been tested so far but their long-term efficiency are still to be proved. Innovative devices based on fishing gear modifications and aiming at protecting capture were designed and tested. Three fishing trips were conducted in Seychelles and Reunion Island to assess the efficiency of “spiders”, “socks” and “DESAP” (DEpredation mitigation device by Scaring predators And Protecting capture) towards toothed whale depredation. Preliminary results underlined operational constraints to routinely deploy those devices during fishing operations. Nevertheless, the promising results obtained during the field tests gave us valuable insights to go further for the development of a new prototype, our approach being fully consistent with the ecosystem approach to fisheries.

Our depredation data were also used to give new insights in false killer whale and short-finned pilot whale ecology. Predator-prey-scavenger models developed in terrestrial environment were used to implement a similar model aiming at indirectly assessing the relative abundance of toothed whales involved in depredation events. Odontocetes groups involved in depredation are presumably some stable hunting groups, a small sub-unit of false killer whale and short-finned pilot whale social structure. Greater group sizes were found in Seychelles and near the shelf-break, underlining the attractiveness of those biologically richest areas.

This work highlighted a poorly studied issue and is paramount for the development of depredation mitigation measures. This crucial aim supports a sustainable approach to environmentally responsible fishing, where short-term economic goals meet conservation concerns.

Keywords: negative interaction, carcharinids, false killer *Pseudorca crassidens*, short-finned pilot whale *Globicephala macrorhynchus*, physical protection, tuna, swordfish *Xiphias gladius*, Seychelles, Reunion Island, Mozambique Channel

« L'homme doit acquérir les connaissances voulues pour maintenir et développer son aptitude à utiliser les ressources naturelles tout en préservant les espèces et les écosystèmes dans l'intérêt des générations présentes et futures. »

- Charte mondiale de la nature (1982) -

REMERCIEMENTS

Me voici sur le point de mettre un point final à un projet qui me tenait à cœur, mais je ne le réalise pas encore. Ce travail est l'accomplissement d'un long parcours, semé d'embûches, mais avec le recul, réellement passionnant. Un travail qui m'a permis de m'enrichir, tant professionnellement que personnellement, qui m'a permis de réaliser mon rêve d'enfant, celui de « voir des dauphins et des baleines », qui m'a aidée à dépasser mes propres limites, à affronter mes peurs et mes doutes, et à prendre confiance en moi. Il m'a aussi poussée à m'interroger davantage sur le monde et sa fragilité, et à prendre conscience de l'immense travail qu'il reste encore à accomplir pour le préserver. Si de par cette étude, j'ai réussi, ne serait-ce que dans une moindre mesure, à poser une pierre sur l'édifice, j'aurai pleinement atteint mon objectif.

Mais ce projet n'aurait jamais abouti sans le soutien inébranlable et précieux d'une multitude de personnes. Car la thèse, c'est aussi cela : outre les longues heures passées derrière l'ordinateur ou sous un soleil de plomb à attendre des dauphins pas toujours au rendez-vous, c'est aussi (et surtout) des rencontres, des échanges, des coopérations, des amitiés qui se nouent ou qui se renforcent. Aussi, je profite de cette opportunité pour adresser un immense merci à...

Pascal Bach, pour m'avoir accordé ta confiance pour mener ce projet à son terme, pour ton soutien de tous les instants (que tu aies été de l'autre côté du bureau ou à l'autre bout du monde), pour ta générosité, ta joie de vivre et ta bonne humeur. C'est pour moi une chance immense d'avoir été ta doctorante, et j'espère avoir l'opportunité un jour de collaborer à nouveau avec toi.

Christophe Guinet, pour m'avoir accompagnée dans ce projet depuis mon stage de Master, et d'avoir accepté de prendre sur votre temps précieux de me superviser durant toutes ces années. Merci pour votre confiance, pour tous ces conseils qui m'ont aidée à avancer tout au long de ce projet. Merci également pour votre accueil chaleureux et votre disponibilité sans faille lors de mes séjours à Chizé.

Vincent Ridoux et Jean-Benoît Charassin, pour avoir eu la gentillesse d'accepter d'être rapporteurs de ce travail, malgré le délai très court dont vous avez disposé. Un immense merci.

Matthieu Le Corre, Sébastien Jaquemet et Frédéric Chiroleu pour avoir accepté d'examiner ce travail. Merci pour votre disponibilité.

Alain Borgel, pour ton accueil au sein de l'IRD. Merci également au personnel administratif, et en particulier Florence et Françoise, pour leur professionnalisme et leur disponibilité de tous les instants.

Francis Marsac, pour avoir cru en ce projet et pour l'avoir soutenu du début à la fin.

Jean-Pierre Lamoureux, il n'y aurait pas assez de place ici pour te remercier pour tout ce que tu as pu m'apporter. Alors, je vais faire court. Un immense merci d'être qui tu es. Tout simplement.

Jean-François, Françoise et Thibaut Ternon, pour votre amitié, votre générosité, votre écoute, votre accueil et tous ces échanges à propos de tout et de rien que nous avons pu avoir autour d'un café ou d'un déjeuner. Je ne pourrai jamais assez vous remercier pour l'aide et le soutien que vous avez pu m'apporter au cours de ces années réunionnaises.

Pascal Cotel, pour tes qualités humaines, et pour ta bonne humeur sans faille sur le terrain, qu'il pleuve, qu'il vente ou sous un soleil de plomb. Merci pour ton investissement tout au long de ces manip sur le terrain.

Evgeny Romanov, pour tous ces échanges constructifs que nous avons pu avoir. Tes conseils et tes connaissances m'ont été d'une grande aide tout au long de ma thèse.

Michel Vély, Jean-Jacques Bastid et Megaptera, pour m'avoir transmis votre passion pour les baleines. Sans vous, je ne serai certainement pas là où j'en suis aujourd'hui. Merci également à **Fifou, Henry, Elia, Morgane, Caroline Gioan, Marie** et les autres écovolontaires qui ont croisé ma route au cours de ces « saisons baleines » à Sainte-Marie. Un merci tout particulier à **Michel, Denise, Philippe et Alice** pour votre généreux accueil lors de mes séjours aux Seychelles.

Vincent Lucas et la SFA pour le soutien logistique lors de notre campagne en mer, et pour toutes ces années de collaboration.

Beatty et Elvis Hoarau, et l'équipage de l'Albacore, pour leur accueil chaleureux à bord de leur bateau, pour leur professionnalisme, pour avoir répondu à toutes mes interrogations concernant la pêche et pour leur avis éclairé sur l'amélioration de nos dispositifs. Yannick, où que tu sois, j'espère que tu as trouvé la paix.

Pascal Enilorac, pour ton accueil à bord du Rapace, pour ton soutien sans faille au cours de nos expérimentations, pour ta générosité et pour ton amitié.

Geoff McPherson et Dominique Dagonne, pour votre patience et pour avoir pris le temps de répondre à mes nombreuses questions, et les conseils que vous m'aurez apportés.

Aux apprentis et primo chercheurs : Romain, Aurélie, Natasha, Lilian, Clara, Mélanie, Yakina, Heloise et les autres, sans qui ces années de thèse n'auraient pas été les mêmes. Merci pour tous les bons moments que nous avons pu passés ensemble, depuis les doctoriales.

Morjane, Maria, Antonin, Greg, Olivier, Alex, Adi et toutes ces personnes que j'ai croisées au gré des colloques et du travail, et qui sont devenus des amis.

Caroline (Gastebois), Manue, Séverine et Pascal (Cauquil), parce que vous m'avez permis de croire que les jolies rencontres existent « pour de vrai ». Merci pour votre précieuse amitié.

Anso et Nath, mes amies de toujours. Merci d'avoir été là, dans les bons moments comme dans les moins bons, depuis plusieurs années déjà.

Ma famille, **Maman et Feno**, pour votre soutien, votre affection, votre présence et votre patience. Un immense merci pour m'avoir supportée, dans tous les sens du terme, tout au long de ce projet, et de m'avoir encouragée. Et à **mon père**... 21 ans que mon étoile brille là-haut. Tu me manques chaque jour.

Et un clin d'œil à **Jaffar le chat**, qui est fidèlement resté à mes côtés durant toutes ces longues journées et nuits de rédaction.

C'est une belle page qui se tourne, mais chacun d'entre vous y a laissé une trace. Et je ne souhaite qu'une chose : que vous continuiez à écrire sur la prochaine.

TABLE DES MATIERES

TABLE DES MATIERES.....	1
CHAPITRE 1 - CONTEXTE ET PROBLEMATIQUE	1
1.1 Des requins, des baleines et des hommes.....	2
1.2 Un exemple d'interaction « prédateurs-pêcheries » : la déprédation.....	4
1.3 Déprédation : quelles conséquences...?.....	7
1.3.1 Impacts sur les espèces déprédatrices : écologie et conservation.....	7
1.3.2 Impacts sur les stocks exploités : statistiques de pêche et populations de poissons....	9
1.3.3 Impacts sur les pêcheries : pertes financières	9
1.3.4 Les petites pêcheries face à la déprédation.....	10
1.4 ... et quelles solutions ?	11
1.4.1 Réduction de la déprédation par les odontocètes.....	12
1.4.2 Réduction de la déprédation par les requins.....	13
1.5 La déprédation par les requins et les odontocètes dans le sud-ouest de l'Océan Indien	14
1.5.1 Problématique.....	14
1.5.2 Objectifs.....	16
1.5.2.1 Analyse quantitative de la déprédation	17
1.5.2.2 Recherche et mise en place de dispositifs anti-déprédation.....	17
1.5.2.3 Ecologie et conservation des odontocètes impliqués dans la déprédation	18
CHAPITRE 2 - MATERIEL ET METHODES.....	19
2.1 La pêche palangrière de surface.....	20
2.1.1 Principe.....	20
2.1.2 Développement de la pêche palangrière de surface dans l'Océan Indien	22
2.2 Ecologie des principales espèces ciblées.....	26
2.2.1 Thon jaune (Thunnus albacares).....	26
2.2.2 Thon obèse (Thunnus obesus)	28
2.2.3 Thon germon (Thunnus alalunga)	28
2.2.4 Espadon (Xiphias gladius).....	29
2.3 Ecologie des espèces déprédatrices	30
2.3.1 Odontocètes	30
2.3.2 Requins	33

2.4 Distinction de la déprédation requins/odontocètes.....	37
2.4.1 Odontocètes	38
2.4.2 Requins	38
2.5 Problématiques, données disponibles et méthodologies mises en œuvre.....	39
2.5.1 Données disponibles	39
2.5.2 Méthodes de travail et de présentation des résultats.....	42
<u>CHAPITRE 3 - MODELISATIONS QUALITATIVE ET QUANTITATIVE ET IMPACT</u>	
<u>ECONOMIQUE DE LA DEPREDATION.....</u>	<u>45</u>
3.1 Impacts of depredation by sharks and toothed whales on the domestic pelagic longline fishery in Seychelles	46
Discussion	60
3.2 Modelling indices of shark and toothed whale depredation impacting the Seychelles pelagic longline fishery	73
Discussion	90
<u>CHAPITRE 4 - MESURES TECHNIQUES DE REDUCTION DE LA DEPREDATION ..</u>	<u>105</u>
4.1 Pelagic longline fishing trials to shape a mitigation device of the depredation by toothed whales.....	106
4.2 Testing harmless devices in the interaction between baits and dolphins to mitigate toothed whale depredation in pelagic longlining	117
<u>CHAPITRE 5 - DEPREDATION ET CONSERVATION DES ODONTOCETES</u>	<u>137</u>
5.1 Indirect group size estimation for toothed whales inferred from their interactions with pelagic longline fisheries.....	138
5.2 Habitat modelling of toothed whale species interacting with pelagic longline fisheries 	166
<u>CHAPITRE 6 - SYNTHESE ET DISCUSSION GENERALE</u>	<u>191</u>
6.1 Rappels des objectifs de la thèse.....	192
6.2 Origines de la déprédation : opportunisme ou synchronie spatiotemporelle de l'activité des pêcheries et des habitats de prédateurs ?.....	192
6.3 Déprédation par les odontocètes : transmission, adaptation et changement de comportement	195
6.3.1 Evolution globale de la déprédation	195
6.3.2 Définition de la culture	195

6.3.3	Transmission horizontale vs transmission verticale	196
6.3.3.1	<i>Transmission horizontale de la déprédation</i>	196
6.3.3.2	<i>Transmission verticale de la déprédation</i>	197
6.3.3.3	<i>Déprédation et apprentissage social</i>	197
6.3.4	Déprédation : adaptation comportementale	198
6.4	Déprédation par les odontocètes et les requins : étendue et comparatif des dommages	199
6.5	Aperçu de l'écologie des odontocètes impliqués dans la déprédation	200
6.5.1	Estimation des tailles de groupe relatives d'odontocètes	200
6.5.2	Particularité des Seychelles	201
6.6	Mesures anti-déprédation	202
6.6.1	Processus de déprédation	202
6.6.1.1	<i>Localisation acoustique des engins de pêche</i>	202
6.6.1.2	<i>Localisation par écholocation des captures</i>	204
6.6.2	Facteurs de pêche impactant la déprédation	205
6.6.3	Précédentes mesures mises en place	206
6.6.3.1	<i>Acoustiques</i>	206
6.6.3.2	<i>Chimiques et électriques</i>	207
6.6.3.3	<i>Modifications des stratégies de pêche</i>	208
6.6.3.4	<i>Autres</i>	208
6.6.4	Dispositifs physiques de protection	209
6.6.5	Définition d'un dispositif anti-déprédation optimal	211
6.7	Perspectives	211
REFERENCES	215

Articles présentés dans la thèse

Rabearisoa, N., Bach, P., Tixier, P. and Guinet, C. (2012) Pelagic longline fishing trials to shape a mitigation device of the depredation by toothed whales. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 432-433: 55–63.

Rabearisoa, N., Bach, Marsac, F. Testing harmless devices in the interaction between baits and dolphins to mitigate toothed whale depredation in pelagic longlining (soumis dans *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*)

Rabearisoa, N., Bach, P., Lucas, V., Guinet, C. Impacts of depredation by sharks and toothed whales on the domestic pelagic longline fishery in Seychelles (soumis dans *Aquatic Conservation*)

Rabearisoa, N., Bach, P., Lucas, V., Romanov, E. Modelling depredation by sharks and toothed whales impacting the Seychelles pelagic fishery (en préparation)

Rabearisoa, N., Bach, P., Ternon, J.F., Bazin, A-J. Indirect abundance estimation for toothed whale groups inferred from their interactions with pelagic longline fisheries (en préparation)

Rabearisoa, N., Bach, P., Ternon, J.F., Bazin, A-J. Habitat modelling of toothed whales interacting with pelagic longline fisheries (en préparation)

Chapitre d'ouvrage non présenté dans la thèse

Rabearisoa, N. Etude de cas : "Déprédation exercée par les requins et les cétacés à dents sur la pêche palangrière de surface dans le sud-ouest de l'Océan Indien : évaluation des conséquences et recherche de solutions". In *La protection de la biodiversité outre-mer. Approches pluridisciplinaires* (ed. Naim-Gesbert, E., Maisonneuve, M., and Aoustin, T.), Aix-Marseille: Presses Universitaires d'Aix-Marseille (*in press*)

Communications orales

Rabearisoa, N., Aumeeruddy, R., Dorizo, J., Vely, M., Giroux, F., Adam, O. and Guinet, C. (2007). Depredation by sharks and cetaceans on semi-industrial pelagic longliners targeting swordfish in the Seychelles. Workshop on the depredation in the tuna longline fisheries in the Indian Ocean. July, Victoria, Seychelles: IOTC

Rabearisoa, N., Lucas, V., Guinet, C. (2009). Assessment of the efficiency of the physical protection of fish as mitigation measure to depredation by marine mammals in pelagic longlining. 6th Western Indian Ocean Marine Science Association Scientific Symposium, August, Saint-Denis, La Reunion: WIOMSA.

Rabearisoa, N. (2011). Etude de cas : “Déprédation exercée par les requins et les cétacés à dents sur la pêche palangrière de surface dans le sud-ouest de l’Océan Indien : évaluation des conséquences et recherche de solutions.” Journée d’étude doctorale sur “Les sciences de l’homme et de la société et la protection de la biodiversité Outre-mer”, Novembre, Saint-Denis, La Réunion : Centre de Recherche Juridique de La Réunion.

Communications affichées

Rabearisoa, N., Lucas, V., Guinet, C. and Bach, P. (2011). Depredation by sharks and toothed whales on pelagic longlining in Seychelles waters: identification of risky fishing practices. 7th Western Indian Ocean Marine Science Association Scientific Symposium, October, Mombasa, Kenya: WIOMSA (3rd best student presentation)

Rabearisoa, N., Lucas, V., Guinet, C. and Bach, P. (2011). Toothed whale depredation on pelagic longlining in Seychelles waters: identification of risky fishing practices and assessment of the efficiency of the physical protection of fish as mitigation measure. 19th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Tampa, Florida: Society for Marine Mammalogy. (Winner of the Fairfield Award for Innovative Research)

Brevet

Bach, P., **Rabearisoa, N.**, Cotel, P. and Lamoureux, J.-P. (2011). “DEPRED” - Dispositif de protection pour protéger un poisson capturé sur un hameçon et système de pêche comprenant un tel dispositif. Patent FR 11 61640

CHAPITRE 1
CONTEXTE ET PROBLÉMATIQUE

1.1 Des requins, des baleines et des hommes

Déjà en 1952, Ernest Hemingway évoquait les conflits entre les prédateurs marins et la pêche dans son roman *Le vieil homme et la mer*. Il y raconte l'histoire de Santiago, un pêcheur qui lutte seul dans sa barque pendant trois jours pour tenter de ramener intact un espadon qu'il vient de capturer. L'épilogue du livre fait état de l'échec du vieil homme, dont la prise a entièrement été dévorée par les requins (Hemingway, 1952).

A l'image de Santiago et de sa palangrotte, la pêche est une activité qui conduit à des interactions indirectes et directes entre les grands prédateurs marins et les engins de pêche (Read, 2008). La population mondiale étant en constante croissance, nos besoins alimentaires suivent inévitablement cette tendance (Gilland, 2002). En conséquence, la pêche s'est développée pour répondre à cette demande grandissante, et s'est étendue à la fois en termes de volume de ressources marines et de zones exploitées (Beddington and Kirkwood, 2005; FAO, 2009). Or, les grands prédateurs marins (et en particulier, les requins et les odontocètes) consomment également ces ressources, ce qui conduit inévitablement à un chevauchement de leur zone de nourrissage et des zones de pêche.

Ces interactions sont pour la plupart négatives pour les animaux et les pêcheurs, et se rencontrent dans tous les océans. Elles peuvent être de deux sortes : biologiques ou opérationnelles (IUCN, 1982; Northridge, 1991). Les interactions biologiques (ou indirectes) sont définies comme la compétition entre les grands prédateurs marins et les pêcheries pour une même ressource (Trites et al., 1997). Les interactions opérationnelles, quant à elles, relèvent davantage des interactions directes entre ces deux groupes (Beverton, 1985; Northridge and Hofman, 1999; Culik, 2004; Gilman et al., 2006; Gilman et al., 2007). Elles comprennent :

- i) les captures intentionnelles ou accidentelles de requins et de cétacés
- ii) la coopération entre les cétacés et les pêcheurs
- iii) les dommages aux captures, appâts et engins de pêche par les requins et les cétacés (développé dans le 1.2)

Les captures intentionnelles de mammifères marins consistent en leur pêche ciblée pour la pêche de subsistance (Larsen and Rainey, 1948; Doubleday, 1988; Reeves, 2002; Ellis, 2008a), commerciale (Clapham et al., 2009; Ellis, 2008b; Brownell and Yablokov, 2008;

Clapham and Baker, 2008) ou « scientifique » (Clapham et al., 2003; Baker et al., 2000; Gales et al., 2005; Nagasaki, 1990). En revanche, les captures ciblées de requins visent principalement à l'exploitation de leur viande ou de leur aileron (Gilman et al., 2008; Hurley, 1998; Hoelzel, 2001).

Les prises accidentelles (ou accessoires) de requins et de mammifères marins se définissent par leur capture sur des engins de pêche ne les ciblant pas (Read et al., 2006; Gilman et al., 2007). Les individus peuvent être capturés en se nourrissant sur les captures ou sur les appâts posés par les pêcheurs (déprédation), ou en traversant une zone où un engin de pêche a été posé. Les principales pêcheries impliquées sont celles à la palangre pélagique, au filet maillant (dérivant ou non) et au chalut (Northridge, 1991; Northridge, 2008). En outre, les mammifères marins, et en particulier les petits delphinidés (dauphins long bec, dauphins tachetés, dauphins communs), peuvent également être capturés par les sennes tournantes opérant majoritairement dans les eaux tropicales de l'Océan Pacifique Est : ces espèces étant très souvent associées aux bancs de thons ciblés par cette pêcherie, les deux groupes sont simultanément encerclés et capturés par les engins de pêche (Joseph, 1994; Perrin, 2004; Scott, 1996; Hall, 1998; Hall et al., 2000; Hall, 1996). La pêche à la senne tournante a été initiée dans les années 1950, et depuis, environ 6 millions de dauphins ont été tués dans cette pêcherie (Gerrodette, 2008).

En 1972, au vu de la mortalité importante liée à la capture des mammifères marins par les senneurs océaniques dans le Pacifique Est essentiellement, l'Acte de Protection des Mammifères Marins visant à interdire leurs prises et décrétant un moratoire sur l'exportation et la vente de tout mammifère marin aux Etats-Unis a été mis en place. Un article stipule la résolution de réduire les captures accessoires de mammifères marins à un niveau proche de zéro. Depuis l'adoption de cette charte, la pêche à la senne sur des bancs de thons associés à des dauphins fut réglementée et le nombre de dauphins tués a baissé rapidement de près de 99% (Gosliner, 1999). Les groupes écologistes et le grand public furent également sensibilisés à ce problème d'association thons-dauphins, et en réponse à cette pression écologique, la labellisation des boîtes de thon « dolphin-safe » (i.e. thons pêchés sans utilisation de dauphins) a vu le jour en 1990 (Teisl et al., 2002).

Les captures de requins et de cétacés par les engins de pêche, qu'elles soient accidentelles ou intentionnelles, constituent un impact important des activités anthropiques sur les espèces

concernées, et sur le milieu marin de façon générale. De ces interactions peuvent résulter des blessures (Baird and Gorgone, 2005; Kiszka et al., 2009), des enchevêtrements avec les engins de pêche (Northridge, 1991; Johnson et al., 2005), qui peuvent conduire à la mort des animaux impliqués (Julian and Beeson, 1998). La mortalité associée à ces captures peut notamment avoir un effet sur la viabilité des populations de ces espèces du fait de leurs traits de vie particuliers (longévité importante et faible taux de reproduction donc de renouvellement des populations). Le prélèvement d'individus peut modifier les paramètres de structures en tailles en réponse au changement d'abondance des populations, et affecter l'abondance des maillons inférieurs de la chaîne trophique (Stevens et al., 2000; Hall et al., 2000). Pour les animaux relâchés vivants, leur survie est incertaine et dépend de la nature des éventuelles blessures liées à ces interactions, et de la quantité de matériel de pêche qui aurait pu rester accroché à eux (Dayton et al., 1995; Angliss and DeMaster, 1998; Lewison et al., 2004). Par ailleurs, ces captures peuvent être lourdes de conséquences pour la survie d'une population de delphinidés (Gerrodette and Forcada, 2005).

La coopération entre mammifères marins et pêcheurs constitue l'unique catégorie d'interactions où les deux groupes sont réciproquement utiles l'un à l'autre (Orams, 1997). Les premiers signalements d'interactions symbiotiques entre dauphins et pêcheurs remontent à Pline l'Ancien, qui vécut vers 70 avant J.C. dans le sud de la France, près de l'actuelle ville de Montpellier. Ses récits racontent que dans la province de Narbonne, les dauphins rassemblent les bancs de mullets (*Mugil* spp.) pendant leur migration vers un étang et les dirigent vers les pêcheurs. Les dauphins sont alors récompensés avec une partie des captures (Pline l'Ancien, 1955). De nos jours, ce type d'association existe toujours. On l'observe par exemple chez les ethnies mauritaniennes Imragens (ou Imraguens) (Anthonioz, 1963; Cousteau and Diolé, 1975; Robineau, 1995) ou chez les pêcheurs originaires du sud du Brésil (Busnel, 1973; Peterson et al., 2008). Ces pêcheurs ciblent le mullet au filet en coopération avec les grands dauphins. Cette interaction positive concerne principalement les pêches artisanales.

1.2 Un exemple d'interaction « prédateurs-pêcheries » : la déprédation

La déprédation rentre dans la catégorie des interactions opérationnelles. Elle se définit comme le prélèvement partiel ou total des poissons et/ou appâts sur les engins de pêche par des prédateurs : odontocètes ou cétacés à dents (Donoghue et al., 2002; IOTC, 2007), requins

(Gilman et al., 2007), calmars (Bozzano and Sarda, 2002) et oiseaux (Brothers, 1991). Elle s'oppose au terme « prédation », qui sous-entend la capture des poissons évoluant librement, et est par conséquent considérée comme un comportement de prédation non naturel (Donoghue et al., 2002).

Le processus de la déprédation est encore relativement peu connu. Néanmoins, la déprédation exercée par les orques (*Orcinus orca*) et les cachalots (*Physeter macrocephalus*) sur les pêcheries à la palangre de fond ciblant les espèces démersales, telles que la légine (*Dissostichus eleginoides*) ou la morue charbonnière (*Anoplopoma fimbria*) et opérant dans les zones subarctiques est plus largement étudiée par les scientifiques. La déprédation par les requins, les globicéphales tropicaux (*Globicephala macrorhynchus*) et les faux-orques (*Pseudorca crassidens*) sur les pêcheries à la palangre de surface n'a pas encore fait l'objet de beaucoup d'études. Ce fait est encore plus marquant dans l'Océan Indien, où les articles scientifiques traitant de ce phénomène sont très rares. Or, la mise en parallèle de ce problème face aux flottilles opérant dans les océans Pacifique ou Atlantique montre par exemple que les Seychelles connaîtraient un des taux de déprédation les plus élevés dans le monde et que la déprédation qui a lieu dans cette région mérite certainement toute l'attention des scientifiques.

Les signalements des premiers événements de déprédation par les orques et les faux-orques remontent en 1952, et proviennent des pêcheries à la palangre pélagique japonaises ciblant le thon et opérant dans les eaux des Palaos, en Océanie (Nishida and Shiba, 2003). Depuis, la fréquence des interactions entre les pêcheurs et les grands prédateurs n'a cessé de croître (Klinowska, 1991). Est-ce dû au développement rapide de l'activité de pêche, qui favorise les rencontres entre les deux protagonistes, pêcheurs et prédateurs ? A une augmentation de l'abondance des mammifères marins et des requins ? A la transmission et à la propagation du comportement de déprédation d'un odontocète à un autre, voire d'un groupe d'odontocètes à un autre ? Pour l'instant, aucune conclusion définitive n'est possible, et aucune de ces hypothèses n'est à exclure. Il semble même cohérent de supposer que cette apparente augmentation dans la fréquence des événements de déprédation est le fruit de deux hypothèses réunies : la possible augmentation de l'abondance des prédateurs, et leur comportement social favorisant la transmission de ce mode d'alimentation.

La déprédation affecte tout type de pêcheries, et la nature et l'étendue des interactions varient par région, par type de pêcherie, par espèce ciblée et par espèce déprédatrice. A titre d'exemple, les pêcheries palangrières démersales ciblant la légine à Crozet, aux Kerguelen, au Chili ou en Géorgie du Sud sont impactées par la déprédation par les orques et les cachalots (Roche et al., 2007; Tixier et al., 2010; Clark and Agnew, 2010; Hucke-Gaete et al., 2004; Kock et al., 2006). Les pêcheries artisanales au filet maillant ciblant la langouste rouge (*Palinurus elephas*) ou le rouget-barbet de roche (*Mullus surmuletus*) sont les cibles des grands dauphins (*Tursiops truncatus*) aux Baléares (Brotons et al., 2008). Au large du Brésil, la pêcherie à la palangre pélagique ciblant le thon et l'espadon est déprédée par les requins et les orques (Dalla Rosa et al., 2006a; Dalla Rosa and Secchi, 2007; Dalla Rosa et al., 2006b; Secchi and Vaske, 1998). Quant aux lions de mer, ils déprédatent les prises des bateaux de pêche sportive au large de San Diego (Hannan et al., 1989). Les pêcheurs à la traîne capturant le thazard barré (*Scomberomorus cavalla*) sont quant à eux déprédés par les grands dauphins en Floride (Zollett and Read, 2006). Dans le détroit de Gibraltar, le thon rouge (*Thunnus thynnus*) pêché à la ligne à la main peut être la cible des orques (De Stephanis, 2004). Les petits delphinidés ne sont pas en reste, et peuvent attaquer les prises capturées par les pêcheurs artisanaux au filet maillant ou au trémail, comme cela a été observé en Italie (Lauriano et al., 2006; Brotons et al., 2008; Bearzi et al., 2011).

Dans ce travail, nous nous intéresserons en particulier à la déprédation causée par les mammifères marins et les requins pélagiques impactant les pêcheries palangrières de surface. Cette interaction négative touche toutes les régions, où cette pêche est pratiquée : l'Australie (de Fries et al., 2007), l'Espagne (Ramos-Cartelle and Mejuto, 2007), la Caroline du Nord (Waples et al., 2006), le détroit de Gibraltar (de Stephanis et al., 2006) ou le Brésil (Secchi and Vaske, 1998 ; Dalla Rosa and Secchi, 2002; Dalla Rosa and Secchi, 2007; Dalla Rosa et al., 2006a; Dalla Rosa et al., 2006b). Les flottilles opérant dans l'Océan Indien n'ont pas échappé ou n'échappent pas à ce problème : l'Inde (Varghese et al., 2007), le Japon (Sivasubramanian, 1963; Sivasubramanian, 1964; Sivasubramanian, 1969; Nishida and Tanio, 2001; Nishida and Shiba, 2007), l'URSS (Romanov et al., 2007), les Seychelles (Rabearisoa et al., 2007) ou la Réunion (Poisson et al., 2001) y sont également confrontés.

La pêcherie palangrière de surface cible principalement quatre espèces de grands poissons pélagiques : le germon ou thon blanc (*Thunnus alalunga*), le thon jaune (*Thunnus*

albacares), le thon obèse (*Thunnus obesus*) et l'espadon (*Xiphias gladius*). Cette pêcherie est impactée par la déprédation par des requins pélagiques (principalement des carcharinidés, des alopiidés, des lamnidés et des sphyrnidés) dont l'habitat chevauche celui des espèces ciblées et qui sont accidentellement capturés par les palangres (Sivasubramanian, 1963; Sivasubramanian, 1964). Notons que parfois certaines espèces de requins pélagiques comme le peau bleue (*Prionace glauca*) peuvent être la cible de flottilles palangrières (Oceana, 2007; Mourato et al., 2011).

Mais cette pêcherie subit également la déprédation par trois espèces de cétacés à dents : l'orque, le faux-orque et le globicéphale tropical. Outre les captures, les appâts accrochés aux hameçons peuvent aussi être déprédés par les cétacés à dents. Dans ce dernier cas, les espèces responsables sont généralement des petits delphinidés, comme les grands dauphins (*Tursiops* spp.), le dauphin à long bec (*Stenella longirostris*) ou le dauphin de Risso (*Grampus griseus*), mais le faux-orque peut aussi adopter ce comportement (Secchi et al., 2005; McPherson et al., 2008). Lorsque cette déprédation a lieu, les appâts sont endommagés en totalité ou en partie, laissant des hameçons vides et non appâtés, et par conséquent, une ligne de pêche totalement inefficace.

1.3 Déprédation : quelles conséquences...?

Outre le fait qu'elle entraîne comme nous pourrions le voir des pertes financières non négligeables, la déprédation engendre également des conséquences importantes sur l'écologie des espèces impliquées et des biais dans les statistiques de pêche.

1.3.1 Impacts sur les espèces déprédatrices : écologie et conservation

La déprédation est source de multiples problèmes, induisant des modifications dans l'écologie comportementale des espèces impliquées. En effet, les poissons capturés par les palangriers de surface ne font généralement pas partie de leur régime alimentaire usuel, et l'habitation des mammifères marins au comportement de déprédation conduit à une modification de leur régime alimentaire puisqu'ils vont prendre goût à ces nouvelles proies, et vont préférentiellement les rechercher lorsqu'ils sont en situation de chasse naturelle (Donoghue

et al., 2002). Mais la déprédation contribue également à modifier la technique de chasse de ces prédateurs. Cette interaction avec les palangres leur permet d'acquérir, sans une grande dépense énergétique, une nourriture à fort contenu calorique. Les individus ayant pris l'habitude de déprédater vont alors préférentiellement se mettre à la recherche de palangriers au lieu de chasser leurs proies naturellement. Les cétacés pouvant suivre le déplacement des palangriers, la déprédation peut aussi conduire à un changement dans la distribution géographique des populations ayant adopté ce comportement si les zones de pêche ne correspondent pas aux régions où elles se nourrissent habituellement. Néanmoins, l'impact de tous ces effets sur les populations de mammifères marins reste encore méconnu.

Par ailleurs, la déprédation soulève des questions de conservation car les espèces impliquées dans cette interaction peuvent être sujettes à des captures accidentelles sur la palangre alors qu'elles tentent de prélever le poisson ou l'appât accroché à l'hameçon (Forney et al., 2011; Garrison, 2007). Ces captures accidentelles peuvent occasionner des blessures, des enchevêtrements avec les engins de pêche, voire la mort des animaux concernés (Baird and Gorgone, 2005; Kiszka et al., 2009). Or, les cétacés impliqués dans la déprédation sont pour la plupart classés DD (Data Deficient) sur la liste rouge des espèces menacées de l'IUCN (Taylor et al., 2008a; Taylor et al., 2008b). Si pour l'heure, ils ne sont pas considérés comme menacés, les données dont on dispose sur la distribution et l'état de leur population sont insuffisantes pour évaluer leur niveau de vulnérabilité. Rien n'exclut donc qu'ils soient ultérieurement classés dans la catégorie des espèces menacées lorsque plus de données seront disponibles.

Dans certaines régions, les pertes occasionnées par la déprédation poussent parfois les pêcheurs à adopter des moyens extrêmes, en faisant feu sur les animaux, en utilisant des explosifs ou d'autres moyens nocifs pour empêcher ces interactions. Ces blessures ou mortalités peuvent avoir des conséquences non négligeables au niveau populationnel, surtout pour les populations isolées, comme par exemple celles associées aux îles (Baird et al., 2008). Par ailleurs, la mise en œuvre de ce genre de méthodes peut altérer la distribution des cétacés en leur faisant éviter leur zone de nourrissage habituelle. Les cétacés peuvent alors avoir une alimentation non optimale, ce qui peut affecter la « fitness » de la population (en réduisant par exemple leur succès de reproduction ou en accroissant leur vulnérabilité aux maladies). D'autres méthodes, comme l'utilisation de dispositifs acoustiques, ont des conséquences nocives non seulement sur les populations de cétacés (ces effets pouvant aller d'un trouble de l'audition à

l'échouage des animaux) mais également sur les populations de poissons, leur capture pouvant s'en trouver réduite (Gilman et al., 2006).

1.3.2 Impacts sur les stocks exploités : statistiques de pêche et populations de poissons

La déprédation conduit à une sous-estimation des débarquements et donc de la capture par unité d'effort (CPUE) utilisée comme indice d'abondance des ressources halieutiques (Bach et al., 2011a). En effet, seuls les poissons débarqués sont déclarés, et les poissons déprédés ne sont pas pris en compte lors des estimations de stocks basées sur les statistiques de pêche des débarquements. En l'absence de ces informations, la capture par unité d'effort utilisée comme indicateur d'abondance est biaisée. De plus, pour une espèce donnée, l'importance de ce problème dépendra de l'homogénéité entre les structures en taille des individus déprédés et si les poissons capturés sur les palangres sont de la même espèce, taille, âge et quantité que ceux débarqués (Gilman et al., 2006). Par ailleurs, pour compenser la perte financière associée à la déprédation, les pêcheurs choisissent parfois de rester plus longtemps en mer, ce qui engendre une pression de pêche supplémentaire sur les stocks de poissons.

1.3.3 Impacts sur les pêcheries : pertes financières

La déprédation est à l'origine d'une perte financière considérable pour les filières impactées par ce phénomène, et ce pour diverses raisons. D'une part, les interactions entre les prédateurs et les engins de pêche peuvent occasionner des dommages sur ces derniers (emmêlement des avançons, rupture des lignes, pertes d'hameçons...), et leur réparation engendre des dépenses supplémentaires aux pêcheurs. Par ailleurs, lorsque des événements de déprédation ont lieu, les pêcheurs qui en ont les moyens matériels vont quitter la zone de pêche afin de mettre de la distance entre leur bateau et les prédateurs. Ces déplacements occasionnent des dépenses supplémentaires en fuel, qui est une composante majeure du coût d'exploitation d'une unité de pêche.

Mais les pertes financières les plus importantes sont liées aux dommages causés aux captures. Aux Seychelles, le taux de déprédation sur l'espadon (i.e. la proportion de poissons

déprédats par rapport à la totalité des captures) par les requins et les mammifères marins avoisine en moyenne 20% (Rabearisoa et al., 2007). A titre d'exemple pour l'année 2009, la flottille palangrière seychelloise a débarqué un total de 296 t de thons et d'espadons, ce qui représente un chiffre d'affaires annuel de 10.656.000 SCR (710.400 €, à raison d'un prix de vente de 2.40 €/kg) (Assan and Bristol, 2010). Si la déprédation n'avait pas eu lieu, la totalité des captures aurait dû atteindre 370 t. Dans cette région, la seule perte des captures représente donc en moyenne 2.664.000 SCR (177.500 €) par an pour la flottille palangrière, ce qui équivaut à une perte de 296.000 SCR (19.700 €) par an et par bateau. Cela représente un volume de déprédation de 74 tonnes en 2009 pour la pêcherie palangrière pélagique seychelloise.

A La Réunion, le taux de déprédation par les requins et les mammifères marins est moins important qu'aux Seychelles et représente environ 7% (taux calculé à partir de la base de données SEALOR, Database of SEA-going observer surveys monitoring the local pelagic LOnghline fishery based in La Reunion, archivant les données collectées par les observateurs embarqués). En 2008, la totalité des captures (thons et espadon) a atteint 2300 t et a généré un chiffre d'affaire de 9.2 M€ (à raison d'un prix de vente de 4€/kg) (Chavance et al., 2010). Sans la déprédation, les captures auraient dû atteindre 2500 t. Les pertes représentent donc environ 200 t, soit 800.000 € par an pour l'ensemble de la flottille. Depuis le déplacement de la flottille vers Madagascar, les pertes/an seraient estimées à 1,5 million d'€/an (Ph. Guérin, armateur, comm. pers.).

Les dommages aux appâts induisent également indirectement un manque à gagner puisque l'engin de pêche est alors inefficace et ne capture plus de poisson. Cependant, les pertes financières correspondantes peuvent difficilement être évaluées.

1.3.4 Les petites pêcheries face à la déprédation

Les Seychelles et La Réunion disposent d'une pêcherie palangrière semi-industrielle, avec des bateaux dont la taille hors tout ne dépasse pas 25 m. Ces bateaux disposent d'une capacité de conservation limitée à leur bord, et les marées qu'ils effectuent varient entre deux jours et trois semaines. Contrairement aux flottilles de grands palangriers (japonaises ou espagnoles par exemple, avec des unités de pêche pouvant atteindre 50 m) qui pêchent dans les mêmes zones, ces flottilles avec des palangriers de taille réduite sont plus vulnérables face à la

déprédation. En effet, un des moyens que peuvent utiliser les pêcheurs pour limiter l'impact de la déprédation est de se déplacer sur de longues distances lorsque leurs lignes sont attaquées par les prédateurs. Le but de ces déplacements est de fuir la zone de pêche où se trouvent les prédateurs, et de mettre le plus de distance possible entre ces derniers et leur bateau. Les grandes flottilles disposent des moyens matériels pour s'engager dans ces déplacements vers d'autres zones de pêche, tandis que les petites flottilles sont plus limitées en temps et en carburant. Ainsi, si durant une marée, leurs bateaux subissent une première fois de la déprédation (en particulier par les cétacés à dents), les palangres qu'ils poseront les jours suivants ont un risque plus accru de se faire déprédater puisque les prédateurs sont et restent dans la zone de pêche. Les palangriers des grandes flottilles peuvent quant à eux fuir la zone, quitte à se déplacer sur de longues distances pendant quelques jours.

Par ailleurs, les petites flottilles rencontrent également plus de difficultés quant à la conservation de leurs poissons à bord. Contrairement aux grandes flottilles qui congèlent les poissons capturés, les petites flottilles ne peuvent conserver les leurs que dans la glace. S'ils subissent des événements de déprédation en cours de marée, il se pose alors le dilemme de s'en tenir à la durée de marée initialement prévue (s'exposant alors à débarquer moins de poissons qu'attendu) ou de rester plus longtemps en mer pour compenser la perte de poissons (et dans ce cas, les poissons capturés les premiers jours seront perdus puisque seulement conservés dans de la glace). Cette dernière option est définie comme le « high grading », pratique consistant à rejeter à la mer du poisson déjà en cale lorsque de nouvelles zones de pêche ont été rencontrées après quelques jours de disette dans des zones fortement impactées par la déprédation.

Outre les nombreux problèmes écologiques que ces interactions avec les palangriers engendrent pour les requins et les cétacés impliqués dans ce phénomène, ainsi que pour les espèces de poissons ciblées par les pêcheurs, la déprédation entraîne des conséquences financières lourdes pour les filières palangrières en particulier les filières semi-industrielles à rayon d'action réduit.

1.4 ... et quelles solutions ?

Au vu des nombreuses conséquences écologiques et financières qui découlent de ces interactions entre les grands prédateurs et les palangriers, il est devenu crucial de trouver des

solutions pour les limiter. Plusieurs stratégies ont été testées pour réduire les interactions des requins et des cétacés avec les palangriers, et dans l’Océan Indien, quelques études sont en cours pour mettre en place des solutions anti-déprédation (McPherson and Nishida, 2010).

1.4.1 Réduction de la déprédation par les odontocètes

Aux Etats-Unis, les premières mesures de lutte contre la déprédation ont consisté en la promulgation de permis par la NMFS (National Marine Fisheries Service) accordant les droits aux pêcheurs de recourir à tout moyen (dont le harcèlement ou la mise à mort) pour protéger leurs engins de pêche et leurs captures contre les attaques de cétacés. De ce fait, un nombre important de cétacés ont vraisemblablement été tués suite à l’application de ces mesures (Mate, 1980). Au cours de ces dernières décennies, des actions de contrôle non létales (politique de conservation) ont progressivement remplacé ces mesures létales (politique d’éradication) (Breitenmoser et al., 2005).

Dans le cadre de la pêche palangrière, la plupart des recherches se focalisent maintenant sur une approche acoustique, aux moyens de répulsifs acoustiques (Cox et al., 2004; Kraus, 1999; Mooney et al., 2009). Les ADD (Acoustic Deterrent Device) ou pingres, et les AHD (Acoustic Harassment Device) sont tous les deux destinés à déranger acoustiquement les cétacés afin de les décourager de s’approcher des engins de pêche pour prélever les captures ou les appâts qui y sont posés et de prendre le risque d’être capturés accidentellement (McPherson et al., 2008; McPherson et al., 2007). Ces dispositifs peuvent se révéler efficaces à court terme, mais à moyen ou long terme, ils auront l’effet inverse : les cétacés finissent par s’y habituer et vont même les associer à des attracteurs acoustiques leur permettant de localiser les engins de pêche, et par conséquent la nourriture (Jefferson and Curry, 1995; Brotons et al., 2008).

Des modifications des techniques de pêche ont également été testées par les pêcheurs à la palangre de surface, comme le changement de zone de pêche, l’arrêt des opérations en présence de cétacés, le changement d’heure de filage et de virage... mais elles n’ont montré qu’une efficacité mineure. D’autres procédés, plus drastiques, sont adoptés par certaines pêcheries, particulièrement touchées par la déprédation. Coups de feu, décharges de courant électrique, explosifs, bruits de prédateurs ou répulsifs chimiques sont devenus des moyens régulièrement utilisés afin d’effrayer et d’éloigner les cétacés (Jefferson and Curry, 1995; Gilman et al., 2006;

Werner et al., 2006; Dahlheim, 2006; Secchi and Vaske, 1998; Dalla Rosa and Secchi, 2002; Gonzales and Olavarria, 2002). Ces procédés n'ont montré aucune efficacité, les cétacés se contentant de se mettre hors de leur portée et comprenant qu'ils ont une action limitée.

Il a également été prouvé que les cétacés se servent de leur ouïe pour localiser l'engin de pêche et/ou le bateau (Thode et al., 2007). En conséquence, des mesures de réduction du bruit à bord des bateaux de pêche ont également été proposées (Purves et al., 2004). Malgré ces mesures, l'impact de la déprédation par les odontocètes est resté problématique. Ces échecs apparents pourraient être la conséquence d'une adaptabilité comportementale des cétacés à de nouveaux stimuli, et cette adaptabilité est la principale difficulté à laquelle doivent faire face les scientifiques qui traitent le sujet de la lutte contre la déprédation.

1.4.2 Réduction de la déprédation par les requins

Des études en cours se focalisent également sur la recherche de mesures pour réduire les interactions entre les requins et les pêcheries à la palangre pélagique (Mandelman et al., 2008; Gilman et al., 2007; Gilman et al., 2008). Ces mesures consistent en la modification des pratiques de pêche ou en l'utilisation de répulsifs chimiques et visent en priorité à limiter les captures de requins. Le but de ces méthodes étant de les tenir éloignés de l'engin de pêche, elles empêcheront par la même occasion la déprédation. Cette problématique d'interactions négatives entre les requins et les pêcheries est d'ailleurs au centre des préoccupations de grands organismes non gouvernementaux, à l'instar du World Wildlife Fund (WWF) qui a accordé en 2006 le prix international du « Smart Gear » à une approche visant à utiliser un répulsif magnétique qui stimule les récepteurs électromagnétiques des requins (Stroud, 2012).

A ce jour, plusieurs méthodes ont été testées pour essayer de réduire de façon significative l'impact de la déprédation sur la pêcherie palangrière pélagique, mais aucune d'entre elles n'a montré de réelle efficacité sur le long terme.

1.5 La déprédation par les requins et les odontocètes dans le sud-ouest de l’Océan Indien

1.5.1 Problématique

Les conséquences précitées ont amené plusieurs organisations régionales des pêches à organiser des colloques et des groupes de travail pour rechercher des solutions visant à réduire l’impact de ce phénomène. Lors de la 5^e réunion de la CTOI (Commission des Thons de l’Océan Indien) qui s’est tenue à Kyoto en 2000, la résolution 00/02 portant sur l’étude de la déprédation des poissons capturés à la palangre a été adoptée. Douze pays potentiels ont été identifiés pour fournir ces données et un programme d’étude de cinq ans a été initié. Ces études ont été achevées en 2005 et toutes les données correspondantes ont été récupérées par la CTOI en 2006. Néanmoins, seuls cinq pays ont soumis leurs données (le Royaume-Uni, la France, l’Inde, l’île Maurice et l’Afrique du Sud). Cinq autres pays ont déclaré que leurs données n’étaient pas encore disponibles (l’Australie, la Chine, le Kenya, l’Ukraine et l’Espagne). Le Japon et le Taiwan ont, quant à eux, décrété que leurs données étaient confidentielles. Un colloque s’est tenu en 2007 aux Seychelles sous l’égide de la CTOI pour faire le point sur les résultats de ces cinq années d’études sur la déprédation, et plusieurs travaux menés dans la région Sud Ouest Océan Indien y ont été présentés (IOTC, 2007). Il s’agit du premier symposium entièrement dédié à cette problématique de la déprédation dans les pêcheries palangrières de surface qui se soit tenu dans la région et qui avait pour but de permettre aux scientifiques qui travaillent sur ce sujet d’échanger sur leurs recherches et d’exposer leurs études. Il est ressorti de ce symposium que l’Océan Indien est, autant que les autres océans, touché par la déprédation et qu’il est important de mettre en place des méthodes qui en limiteraient l’impact. Une étude historique de données de campagnes scientifiques soviétiques à la palangre réalisées principalement dans le Sud Ouest de l’Océan Indien entre les années 1961 et 1989 y fut présentée (Romanov et al., 2007). La figure 1 représente l’intensité du phénomène de déprédation dans l’Océan Indien observé à partir de ces données. Le symposium a mis l’accent sur les Seychelles, où l’impact de la déprédation est particulièrement important, au niveau régional et mondial (Rabearisoa et al., 2007). Ces travaux ont tous comme point commun de révéler que la déprédation par les odontocètes est plus problématique que celle exercée par les requins. Néanmoins, deux problèmes majeurs sont ressortis de ce symposium : les statistiques concernant les captures et la déprédation doivent être

améliorées pour une meilleure estimation des stocks et les pays qui pratiquent le plus intensément cette pêche (le Japon et Taiwan) ont souhaité la confidentialité de leurs données (IOTC, 2007).

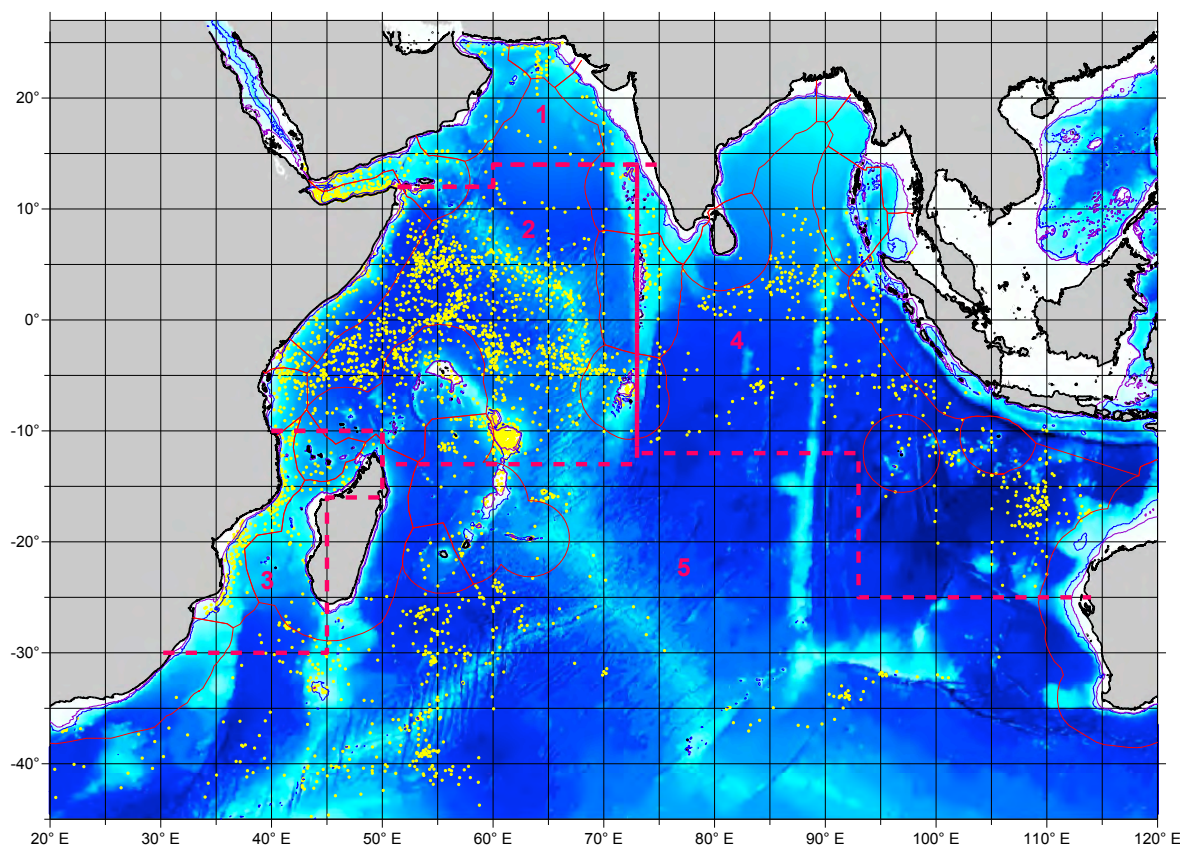


Figure 1 - Le phénomène de déprédation par les odontocètes et les requins des prises palangrières dans l’océan Indien cartographié à partir des campagnes scientifiques russes réalisées entre 1961 et 1989 (Romanov et al., 2007)

Dans l’Océan Indien, et en particulier dans sa partie occidentale, la déprédation des pêcheries palangrières est peu étudiée, et ce malgré les taux de déprédation importants. Peu d’articles ou de littérature grise traitent de ce sujet (Sivasubramanian, 1964; Nishida and Tanio, 2001; Poisson et al., 2001; Nishida and Shiba, 2007; Romanov et al., 2007; Rabearisoa et al., 2007). Les pertes financières liées à ce phénomène ont finalement poussé les professionnels de la pêche à demander des études sur la déprédation pour essayer de mieux l’appréhender et de trouver des solutions qui en réduisent l’impact sur leurs captures.

Les odontocètes impliqués dans la déprédation sur les palangres pélagiques sont de surcroît des espèces très peu étudiées, et en particulier dans l’Océan Indien. Nous disposons de peu de données sur l’écologie et la distribution des faux-orques et des globicéphales tropicaux, et

seules quelques rares populations ont été étudiées dans d'autres régions du monde (Chivers et al., 2007; Baird et al., 2008; Kanaji et al., 2010). Les informations dont nous disposons sur ces espèces proviennent principalement des individus échoués ou en captivité (Caldwell et al., 1966; Odell et al., 1980; Clark and Odell, 1999; Mintzer et al., 2008; Zhang et al., 2011), et peu de travaux ont été entrepris pour les étudier dans leur milieu naturel.

1.5.2 Objectifs

Les objectifs de cette thèse concernent l'étude du phénomène de la déprédation par les mammifères marins et les requins dans les pêcheries palangrières de surface dans la région du sud-ouest de l'Océan Indien (Seychelles, Canal du Mozambique, Est de Madagascar), (Fig. 2) et la proposition de mesures pour diminuer l'impact économique de ce phénomène. Si cette thèse intéresse directement les pays ou régions insulaires dotées de flottilles palangrières, elle intéresse aussi d'autres pays de la région, signataires d'accords de pêche pour autoriser l'exploitation de leurs eaux économiques par des flottilles étrangères (Madagascar, Mozambique, Maurice).

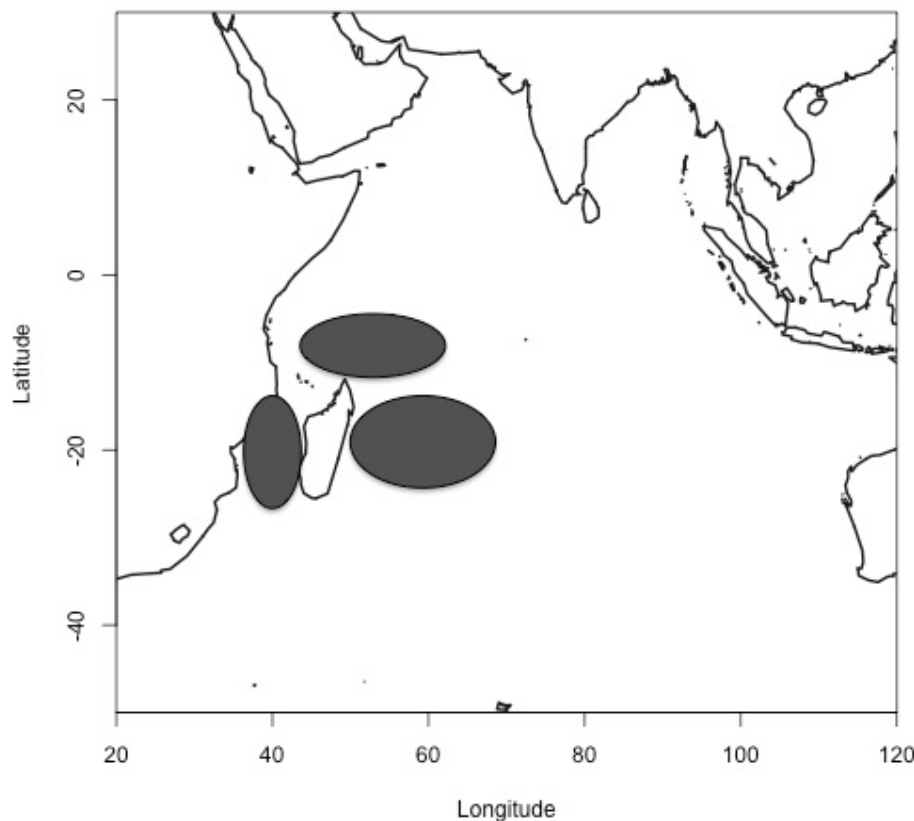


Figure 2 - Zones retenues pour l'étude de la déprédation dans le sud-ouest de l'Océan Indien

Les travaux seront menés autour de trois axes de recherche :

1.5.2.1 Analyse quantitative de la déprédation

Le phénomène de déprédation étant encore peu étudié dans cette zone de l’Océan Indien, nous allons utiliser les données à notre disposition pour analyser son ampleur et évaluer son impact sur les pêcheries opérant localement.

Ce premier axe sera donc une analyse rétrospective de métadonnées (données des journaux de bord et/ou des fiches obligatoires de déclaration des captures « logbooks » des pêcheurs professionnels, données observateurs embarqués, données de campagnes scientifiques, données satellitaires,...) destinées à analyser la présence (et/ou l’abondance) des événements de déprédation par les mammifères marins et/ou les requins en relation avec l’environnement physique et biologique du bassin océanographique. Ces analyses couplées doivent permettre :

- de quantifier et qualifier la déprédation, évaluer les parts respectives des requins et des mammifères marins dans ce phénomène
- d’identifier une saisonnalité et des « hot-spots » (des zones où la déprédation pourrait être plus intense que d’autres)
- d’étudier l’influence des techniques de pêche sur le taux de déprédation

1.5.2.2 Recherche et mise en place de dispositifs anti-déprédation

Les conséquences négatives des interactions entre les grands prédateurs et les pêcheries en termes d’économie, d’estimation de stocks, d’écologie et de conservation méritent qu’on accorde à ce problème un intérêt plus important. Au vu des résultats peu concluants des précédents essais menés pour lutter contre ce phénomène, nous proposons d’agir à la fin du processus de déprédation, en d’autres termes, lorsque les cétacés ont localisé l’engin de pêche, s’en approchent et se préparent à attaquer le poisson capturé. Nous avons donc développé et testé de nouveaux dispositifs empiriques basés sur la protection physique des captures. Il est important de noter que les campagnes menées en mer pour tester des dispositifs anti-déprédation dans le cadre de la pêche palangrière pélagique sont très rares. De plus, notre étude explore pour la première fois la protection physique des captures à la déprédation par les mammifères marins.

La mesure anti-déprédation que nous avons choisi de développer sous-entend une modification des engins de pêche. Notre méthode est non intrusive et ne blesse aucunement les prédateurs. Jennings and Reville (2007) ont souligné le rôle majeur de l'ingénierie des engins de pêche dans l'appui à une approche durable d'une pêche responsable en développant des solutions qui répondent à la fois aux bénéfices des pêcheurs et aux problématiques de conservation. Notre démarche rentre donc parfaitement dans le cadre d'une approche écosystémique des pêches, qui concilie la nécessité à court terme de capturer des poissons avec les objectifs de durabilité des espèces ciblées et d'autres maillons de l'écosystème sans impact physique sur ce dernier (notamment absence de modifications de l'environnement acoustique de ce dernier).

1.5.2.3 Ecologie et conservation des odontocètes impliqués dans la déprédation

Les populations d'odontocètes impliquées dans la déprédation étant méconnues dans le sud-ouest de l'Océan Indien, une approche innovante d'estimation des tailles de groupe des odontocètes sera explorée. En utilisant les données de déprédation, je propose de déterminer les tailles de groupe d'odontocètes impliqués dans la déprédation à partir de l'abondance des carcasses de poissons déprédés. Cette étude permettra d'obtenir un premier aperçu de l'écologie et de la distribution des populations de globicéphales tropicaux et de faux-orques évoluant dans la zone d'étude (ou du moins, de groupes à l'intérieur des populations).

CHAPITRE 2
MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 La pêche palangrière de surface

2.1.1 Principe

La pêche à la palangre de surface se pratique dans les zones intertropicales du globe, et cet engin de pêche est celui qui est le plus utilisé. Elle met en œuvre une ligne-mère (mainline) dont les matériaux ont évolué au cours du temps. Les palangres actuelles utilisent une ligne mère en nylon monofilament. A cette ligne sont accrochés à l'aide d'une épingle (snap) des avançons (branchline) disposés à un intervalle d'environ 50 m. A l'autre extrémité de l'avançon se trouve un hameçon de forme et de taille diverses qui est appâté avec des calmars, des sardines ou des maquereaux (Beverly et al., 2003). La ligne-mère est maintenue en surface par des orins (floatline) auxquels sont fixées des bouées (float), (Fig. 3). La palangre évolue dans l'eau, à une profondeur allant de 50 à 500 m, selon l'espèce ciblée. La ligne-mère peut varier de 10 à 180 km en longueur, et comporter entre 100 et 3500 hameçons.

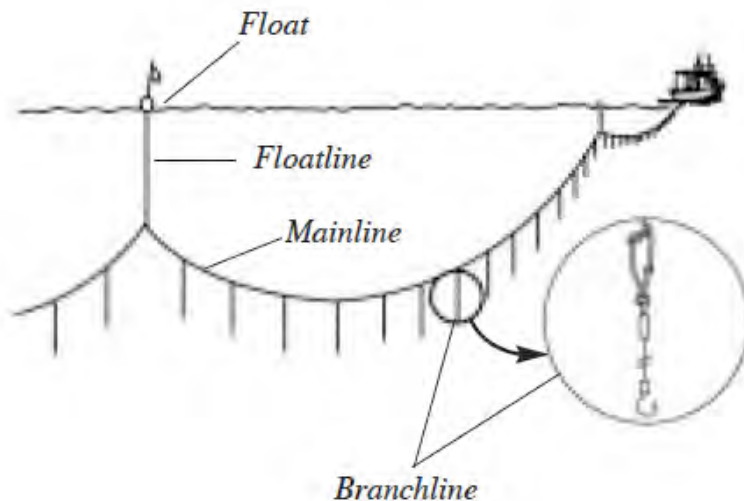


Figure 3 - Schéma simplifié d'une palangre pélagique (Beverly et al., 2003)

La palangre est mise à l'eau une fois par jour et pêche en dérivant librement pendant quelques heures. Elle est ensuite remontée à bord du bateau afin de récupérer les poissons qui auront mordu aux hameçons. Les palangres ciblant l'espadon, pêcherie qui est concernée par mon travail, sont généralement posées de nuit, cette espèce se nourrissant de nuit à la surface de l'eau, et évoluant à de plus grandes profondeurs pendant la journée (Bigelow et al., 1999a). Les

palangres ciblant le thon sont quant à elles habituellement posées en journée (Ward and Hindmarsh, 2007).

Deux types de palangriers pélagiques opèrent dans l’Océan Indien :

- les palangriers surgélateurs : ce sont des palangriers industriels japonais, coréens, taïwanais ou chinois opérant en haute mer, et qui peuvent effectuer des marées de plusieurs semaines car disposant d’une capacité de stockage importante et de congélateur.
- les palangriers de pêche fraîche : ce sont des palangriers de petite et de moyenne taille indonésiens, taïwanais, chinois, seychellois ou français, qui disposent d’une capacité de stockage plus réduite des captures dans de la glace embarquée avant la marée ou fabriquée à bord, et qui effectuent des marées beaucoup plus courtes, de l’ordre d’une journée à trois semaines. C’est ce dernier type d’unités de pêche qui sera concerné par mon travail.

Le tableau 4 souligne l’importance de la flottille palangrière de pêche fraîche parmi l’ensemble des palangriers dans la zone de compétence de la CTOI (L. Pierre, CTOI, comm. pers.)

Tableau 1 – Importance relative des palangriers de pêche fraîche parmi l’ensemble des palangriers opérant dans la zone de compétence de la CTOI entre 2005 et 2011.

	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Palangriers (ensemble)	2643	2362	2340	2369	2295	2201	2247
Palangriers (pêche fraîche)	1770	1604	1519	1473	1499	1464	1586

La figure 4 rend en particulier compte de l’importance relative de ces deux types de flottille en terme d’effort de pêche pour l’année 2010 et pour les différents pavillons opérant dans la zone de compétence de la CTOI.

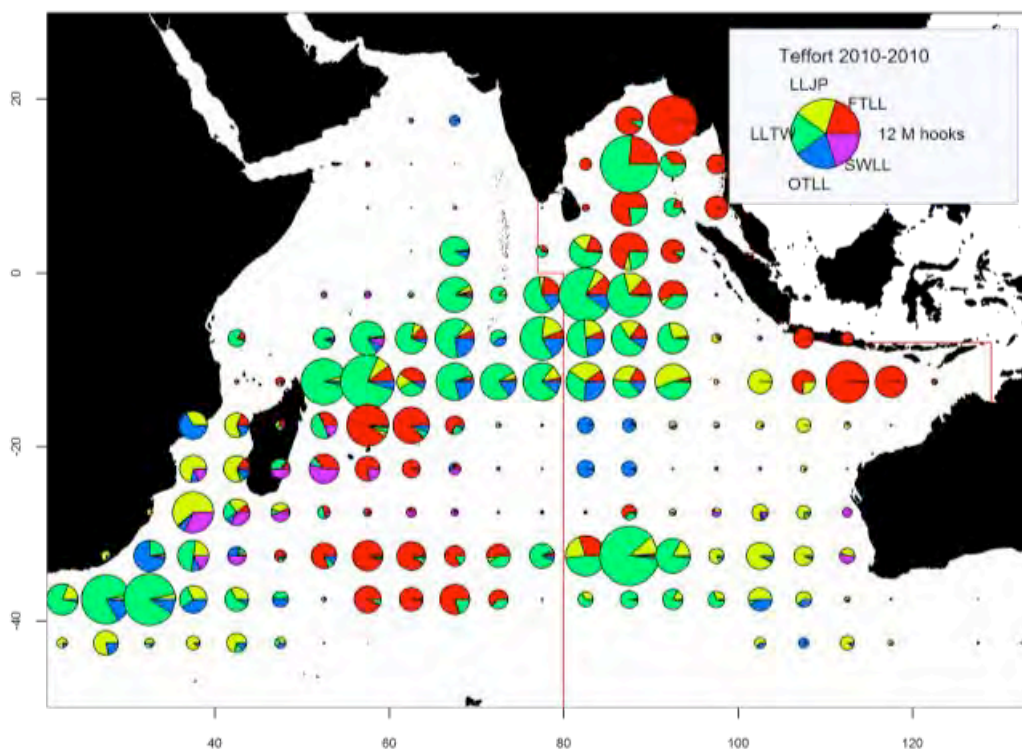


Figure 4 – Distribution géographique de l’effort de pêche pour 2010 en millions d’hameçons reporté par les palangriers surgélateurs japonais (LLJP), les palangriers surgélateurs chinois et taiwanais (LLTW), les palangriers ciblant l’espadon, incluant les pavillons australien, européen, mauricien, seychellois et autres nationalités (SWLL), les palangriers de thon frais battant pavillon chinois, taiwanais, et autres nationalités (FTLL), et palangriers appartenant à d’autres flottilles (incluant Belize, Chine, Philippines, Seychelles, Afrique du Sud, Corée du Sud...), (IOTC, 2012)

2.1.2 Développement de la pêcherie palangrière de surface dans l’Océan Indien

La pêche à la palangre de surface a été initiée au Japon au début du 20ème siècle et a commencé à se développer dans l’Océan Indien en 1952 (Sivasubramanian, 1964). Elle a débuté en 1991 à La Réunion (Poisson et al., 2001) et en 1995 aux Seychelles (Lucas et al., 2006).

A La Réunion, la flottille palangrière a connu un développement considérable tant en terme de débarquements que d’emplois créés. En 2009, la flottille palangrière réunionnaise était constituée de 43 navires (12 de plus de 16 m et 31 de moins de 16 m). Elle cible principalement l’espadon, même si la part des thons peut être importante dans certaines régions et/ou à certaines saisons. La majorité de sa production alimente les marchés extérieurs. La zone de pêche s’est agrandie par la mise en exploitation de plus grands bateaux (24 m de longueur hors tout),

capables d'effectuer des marées de plus de 15 jours. Des accords de pêche entre La France et Madagascar autorisent l'exploitation de la zone économique exclusive (Z.E.E.) malgache par la flottille palangrière réunionnaise. Ainsi, après avoir été en activité dans la région des Seychelles lors du lancement de la pêcherie, actuellement, les palangriers réunionnais pêchent dans la région du canal de Mozambique jusqu'au sud de Madagascar, et dans la région délimitée par les Mascareignes et la côte est de Madagascar (Fig. 5). Cette dernière région est celle qui est majoritairement exploitée, notamment par les plus petits palangriers qui effectuent des marées de moins de deux semaines. Les zones d'activité de la flottille palangrière réunionnaise sont principalement situées entre la côte est de Madagascar et La Réunion, du fait de la taille des bateaux. On observe une augmentation de l'effort de pêche en 2007, en raison de l'arrivée de nouveaux palangriers de 24 m. Cependant, on note une baisse en 2008 et en 2009, résultant de la diminution de l'effort de pêche de certains bateaux (Fig. 6).

En 2009, la flottille seychelloise était constituée de neuf palangriers semi-industriels ciblant l'espadon opérant autour du plateau de Mahé, en concentrant ses efforts dans la zone nord-est de la zone exclusive économique (ZEE) des Seychelles (Fig. 5). Cependant, les actes de piraterie qui s'étendent dans les eaux seychelloises ont modifié par la suite la distribution de l'effort de pêche qui s'est concentré dans l'est et le sud-est du plateau de Mahé à proximité des limites de ce plateau. Entre 2005 et 2007, l'effort de pêche est resté relativement constant. Cependant, on observe une augmentation de 80% en 2008, coïncidant avec l'abolition des bons de subvention du carburant pour les bateaux débarquant plus de 15% de requins (en poids). En conséquence, les navires ont modifié leur stratégie de pêche en ciblant le thon et l'espadon plutôt que le requin. En 2009, l'effort de pêche a continué à croître de 40% (Fig. 6).

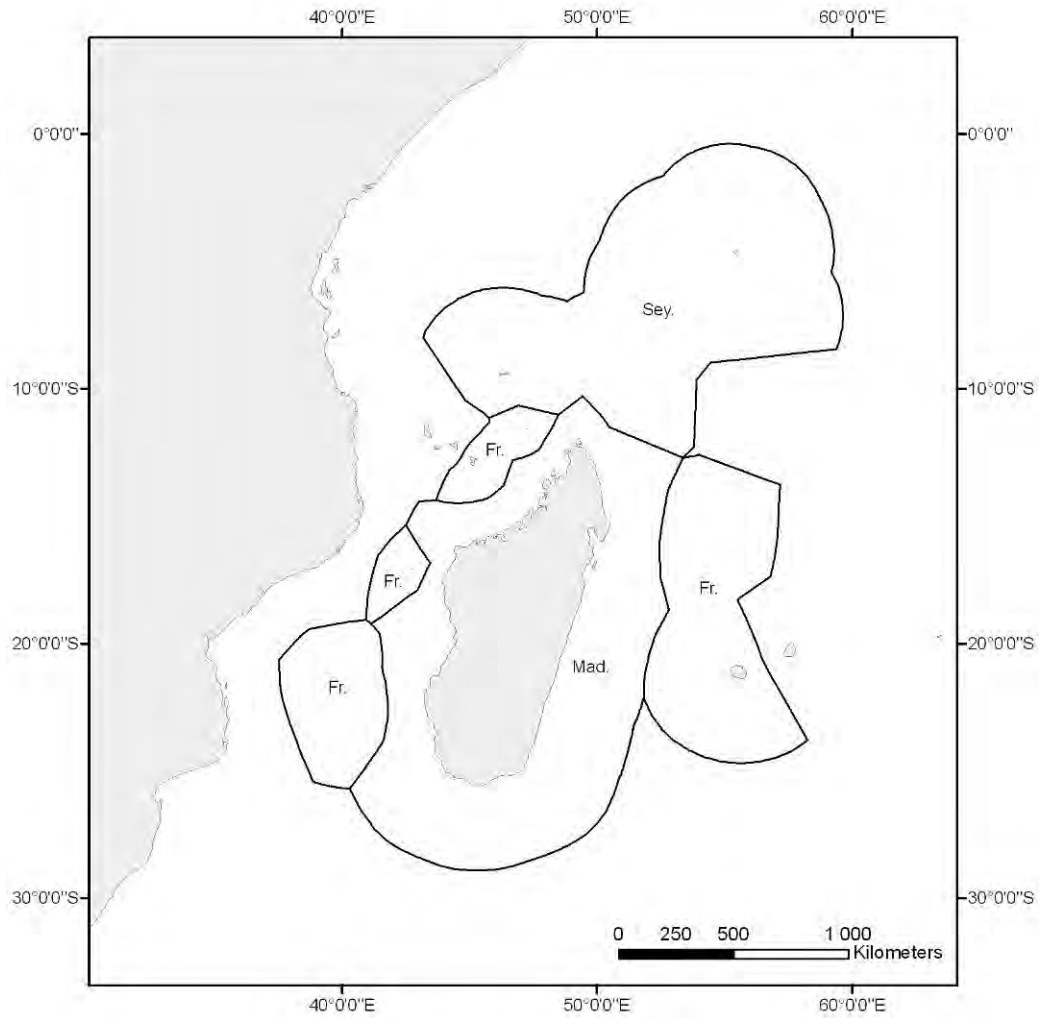


Figure 5 - Zones économiques exclusives française (Fr.), seychelloise (Sey.) et malgache (Mad.) exploitées par nos flottilles d'intérêt et cartographiées sous Arcview 9.3 à partir de données provenant du Maritime Boundaries Geodatabase (VLIZ, 2011)

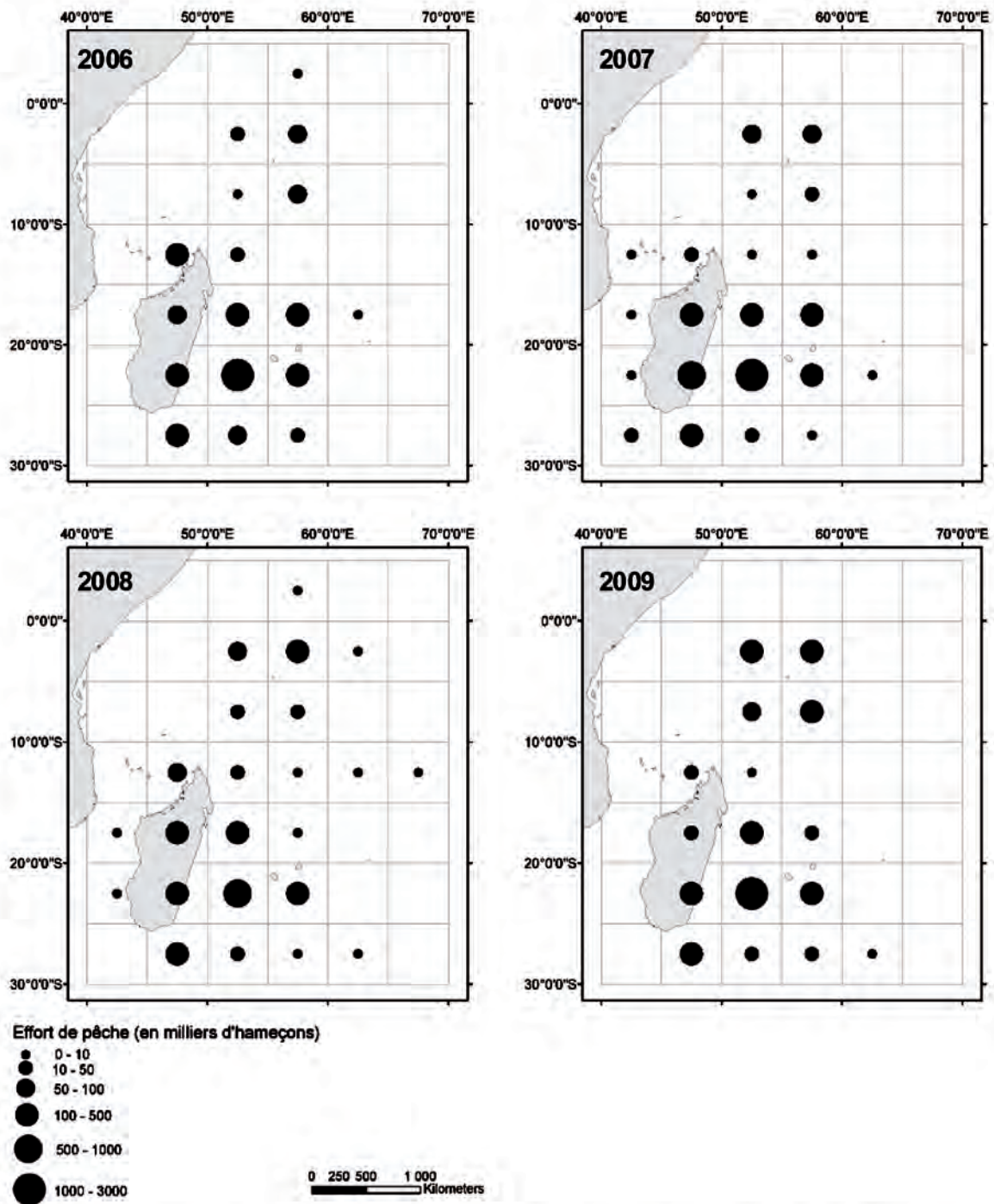


Figure 6 - Carte de la répartition de l'effort de pêche des flottilles palangrières hauturières réunionnaise et seychelloise dans la zone de compétence de la CTOI entre 2006 et 2009 (en milliers d'hameçons par carré statistique de 5° x 5°)

2.2 Ecologie des principales espèces ciblées

Dans l’Océan Indien, les principales espèces ciblées par la palangre de surface sont le thon jaune (*Thunnus albacares*), le thon obèse (*Thunnus obesus*), le germon (*Thunnus alalunga*) et l’espadon (*Xiphias gladius*), (Fig. 7). Néanmoins, du fait de sa longueur et de l’intervalle de profondeur à laquelle évoluent les différents hameçons, l’engin de pêche peut capturer une large gamme d’espèces à une large échelle spatiale. Les captures secondaires (non ciblées mais commercialisées) comprennent essentiellement la dorade coryphène (*Coryphaena hippurus*) et les marlins : le marlin rayé (*Tetrapterus audax*), le marlin noir (*Makaira nigricans*), le marlin bleu (*Makaira mazara*) et le marlin voilier (*Istiophorus platypterus*).

2.2.1 Thon jaune (*Thunnus albacares*)

Le thon jaune est un poisson migrateur qui est pêché au large des mers tropicales et subtropicales, mais est absent de la Méditerranée. C’est un poisson pélagique mesurant en moyenne 150 cm et évoluant jusqu’à 250 m de profondeur, à des températures allant de 15 à 31°C. Il évolue à la surface de l’eau, en pleine mer mais rarement près des récifs. Il est classé comme quasi menacé par l’IUCN (voir www.iucnredlist.org), (Froese and Pauly, 2012).

Le thon jaune se nourrit majoritairement de poissons épipélagiques, de crustacés et de céphalopodes (Poitier et al., 2004).

Les palangriers surgélateurs et de thons frais sont responsables d’environ 30% de ses captures totales dans l’Océan Indien. Pour cette pêcherie, les captures sont passées d’une moyenne annuelle de 22000 t dans les années 1950 à près de 90000 t dans les années 2000. Cependant, une baisse des captures est observée au cours de la dernière décennie du fait de l’augmentation des actes de piraterie dans l’Océan Indien occidental, et donc d’une baisse de l’effort de pêche (IOTC, 2011).

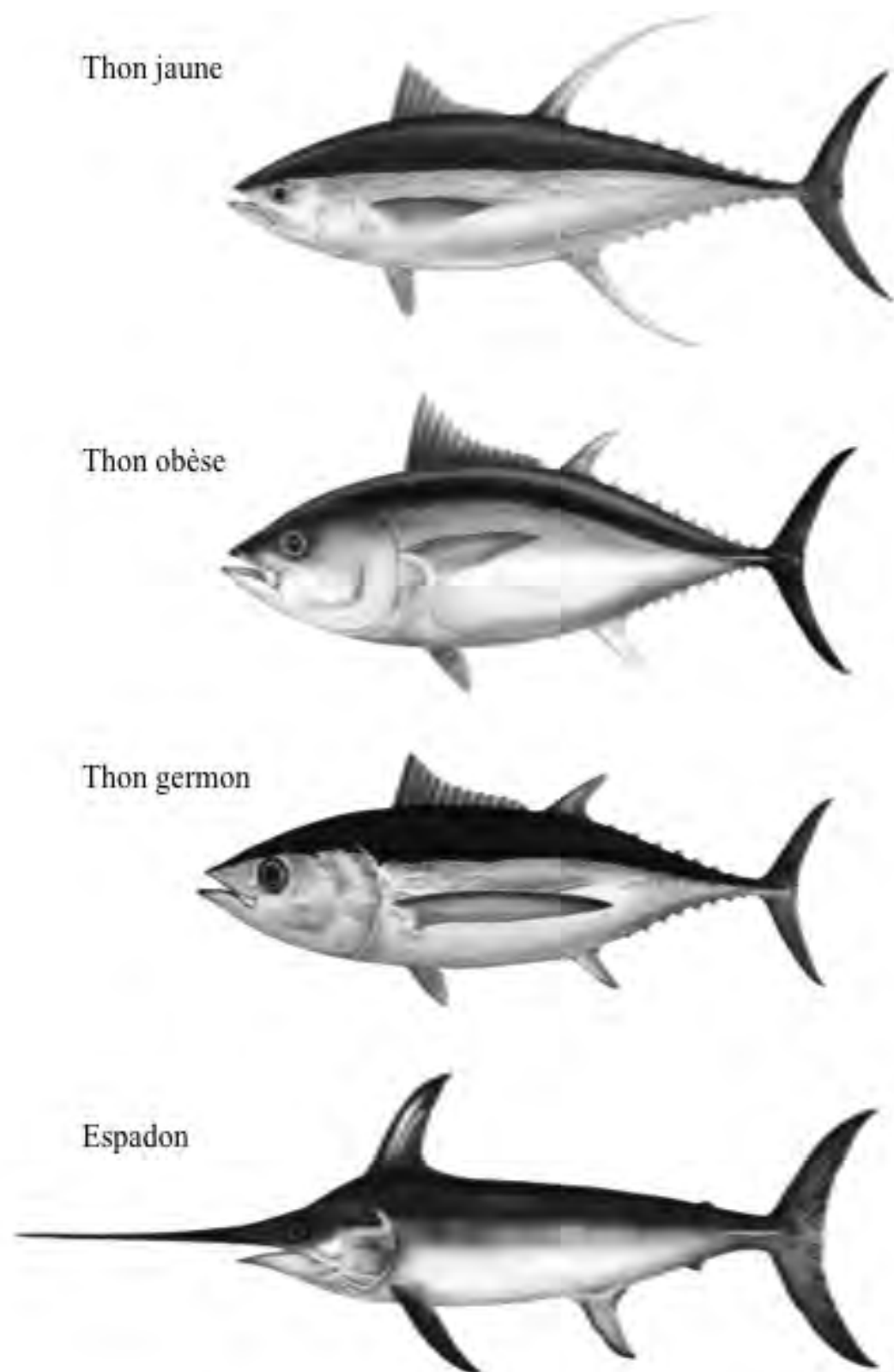


Figure 7 - Illustration des principales espèces ciblées par la pêche à la palangre pélagique (Chapman et al., 2006)

2.2.2 Thon obèse (*Thunnus obesus*)

Le thon obèse, ou patudo, est une espèce migratrice évoluant dans toutes les mers tropicales et subtropicales, à l'exception de la Méditerranée, dans des eaux dont la température varie entre 13 et 29°C et à des profondeurs allant jusqu'à 550 m. Il mesure en moyenne 180 cm. Les juvéniles et les jeunes adultes se regroupent à la surface, en compagnie ou non d'autres espèces de thons, alors que les adultes restent à une profondeur plus importante. Il est classifié comme vulnérable sur la liste rouge des espèces menacées de l'IUCN (Froese and Pauly, 2012).

Le thon obèse se nourrit de manière prédominante de céphalopodes et de poissons mésopélagiques (Poitier et al., 2004).

Il a d'abord été une capture accessoire pour les palangriers industriels, mais est devenu une espèce cible au milieu des années 1970 avec l'amélioration des pratiques de pêche rendant cette espèce plus accessible. Il est maintenant principalement capturé par les senneurs industriels et les palangriers. Le total annuel des captures par les palangriers a régulièrement augmenté, en passant de 100000 t en 1993 à 150000 t en 1999, puis une baisse régulière a été observée dans les années 2000. Cette baisse peut être liée à l'accroissement des problèmes de piraterie dans l'Océan Indien tropical, principale zone de pêche du thon obèse, entraînant une baisse de l'effort de pêche (IOTC, 2011).

2.2.3 Thon germon (*Thunnus alalunga*)

Le thon germon, ou thon blanc, ou albacore, comme les autres espèces de thons, fait partie de la famille des scombridés. C'est un poisson pélagique mesurant en moyenne 100 cm et évoluant jusqu'à 600 m de profondeur, à des températures allant de 13°C à 20°C. C'est une espèce migratrice, présente dans les eaux tempérées, tropicales et subtropicales de tous les océans (Froese and Pauly, 2012).

Le régime alimentaire du germon dans l'Océan Indien est encore méconnu. Néanmoins, des études en Méditerranée ont montré que cette espèce se nourrit par exemple dans cette région de crustacés et de mollusques (Sabatié et al., 2003)

La maturité tardive, la longévité et le dimorphisme sexuel du germon le rendent particulièrement vulnérable à la surexploitation. Il est d'ailleurs classifié comme quasi menacé par l'IUCN. 98% de ses captures sont faites par les palangres dérivantes entre 20°S et 40°S. Dans l'Océan Indien, les prises de germon relatives aux palangriers (surgélateurs et de thon frais) sont passées de 3715 t en dans les années 1950 à près de 43250 t en 2010 et proviennent majoritairement des bateaux sous pavillon de l'Indonésie, de Taïwan et de la Chine (IOTC, 2011).

2.2.4 Espadon (*Xiphias gladius*)

L'espadon est une espèce océanique, et seul membre de la famille des xiphiidés. C'est une espèce migratrice évoluant dans les eaux tropicales et tempérées, et parfois dans les eaux froides. Il est principalement océanique mais peut parfois être pêché dans les eaux côtières. Il migre vers les eaux froides ou tempérées en été, et vers les eaux chaudes à l'automne. Il se nourrit de divers poissons, de crustacés et de calmars de façon opportuniste, dans une large gamme de profondeur (Froese and Pauly, 2012).

L'espadon se nourrit de céphalopodes et de poissons mésopélagiques, comme le *Cubiceps pauciradiatus* ou le *Diretmoides parini* (Poitier et al., 2007).

Dans l'Océan Indien, l'espadon est exploité à 95% par les pêcheries palangrières. Sa maturité tardive, sa longue durée de vie et son dimorphisme sexuel le rendent particulièrement vulnérable à la surexploitation. Cependant, il n'est pas menacé et son statut de conservation est classé comme « préoccupation mineure » par l'IUCN. La pêcherie palangrière ciblant l'espadon s'est principalement développée dans les années 1990. Les captures moyennes annuelles pour cette pêcherie étaient de l'ordre de 1840 t dans les années 1990 et de 10500 t dans les années 2000. Les prises annuelles ont diminué depuis 2004 du fait de la baisse du nombre de palangriers taïwanais et chinois en activité dans l'Océan Indien (IOTC, 2011).

2.3 Ecologie des espèces déprédatrices

2.3.1 Odontocètes

Deux espèces principales de cétacés à dents, ou odontocètes, déprédatent les poissons capturés sur les palangres pélagiques dans le bassin du sud-ouest de l’Océan Indien : le globicéphale tropical (*Globicephala macrorhynchus*) et le faux-orque (*Pseudorca crassidens*), (Fig. 8).

Globicéphale tropical



Faux-orque



Figure 8 - Illustration des espèces d'odontocètes impliquées dans la déprédation sur les palangres de surface (Chapman et al., 2006)

Globicéphale tropical (*Globicephala macrorhynchus*)

Le genre *Globicephala* appartient à la famille des delphinidés et comporte deux espèces : le globicéphale noir (*Globicephala melas*) et le globicéphale tropical (*Globicephala macrorhynchus*), objet de notre étude. Les différences morphologiques entre les deux espèces sont ténues et résident principalement dans la taille des ailerons (plus courts chez le globicéphale noir), le nombre de dents et la forme du squelette.

Le globicéphale tropical est caractérisé par un dimorphisme sexuel, les mâles étant plus grands, ayant un melon plus prononcé et un aileron dorsal plus imposant. Les mâles mesurent en moyenne 5,5 m pour 3 t et les femelles 4,25 m pour 1,6 t (Olson, 2008).

Cette espèce évolue principalement dans les eaux tropicales et subtropicales des océans Indien, Pacifique et Atlantique, et dans des environnements côtiers et pélagiques. Son abondance a essentiellement été étudiée au Japon (Miyashita, 1986), à Hawaii (Barlow, 2006), dans l'Océan Pacifique Est tropical (Wade and Gerrodette, 1993) et le golfe du Mexique (Waring et al., 2007).

C'est une espèce migratrice, mais néanmoins, quelques populations résidentes ont été signalées sur les côtes de la Californie ou d'Hawaii. Elle se nourrit la nuit et ses déplacements saisonniers sont corrélés à la distribution des encornets géants (*Dosidicus gigas*), sa principale proie (Olson, 2008). Elle peut évoluer en compagnie de différentes espèces de dauphins, le plus souvent avec le grand dauphin (*Tursiops truncatus*). C'est une espèce dont le régime est peu connu, et les seules informations dont on dispose à ce sujet proviennent majoritairement d'individus échoués. Ainsi, des analyses de contenus stomacaux ont montré par exemple que le globicéphale tropical se nourrit principalement de céphalopodes et de poissons océaniques dans l'Atlantique Nord (Mintzer et al., 2008), alors qu'il se nourrit d'espèces néritiques dans le Pacifique (Sinclair, 1992).

Le globicéphale tropical peut se rassembler en grands groupes allant d'une dizaine à une centaine d'individus. La structure sociale des groupes de globicéphales tropicaux se rapproche de celle des orques : ils forment des groupes stables composés d'individus liés par des associations matrilineaires, la plupart des individus grandissant au sein du même groupe et y restant toute leur vie (Amos et al., 1993). Les globicéphales peuvent se rassembler en plus grands groupes, et ces associations permettent aux mâles de quitter temporairement leur groupe d'origine pour se

reproduire avec des femelles d'un autre groupe. Il s'agit de l'espèce la plus fréquemment impliquée dans des événements d'échouage en masse. Les relations fortes liant les individus jouent un rôle prépondérant dans ces événements, les individus sains répugnant à quitter les individus qui se sont échoués (Olson, 2008).

Faux-orque (*Pseudorca crassidens*)

Le faux-orque appartient à la famille des delphinidés, et ne compte pas de sous-espèce. Il est caractérisé par un dimorphisme sexuel, les mâles mesurant en moyenne 5 m pour 2,2 t et les femelles 4 m pour 1,1 t. Les mâles sont pourvus d'un melon plus protubérant.

Il s'agit d'une espèce océanique qui se répartit dans les eaux chaudes et tropicales, et qui est occasionnellement signalée dans les eaux tempérées. Elle évolue principalement en haute mer, mais peut parfois fréquenter les eaux côtières autour des îles. Il existe d'ailleurs une population démographiquement isolée associée aux îles principales d'Hawaii (Chivers et al., 2007; Baird et al., 2008). Cependant, même si elle est fréquemment observée, il n'existe pas d'estimations d'abondances pour cette espèce dans l'océan mondial.

Les faux-orques sont des prédateurs diurnes et se nourrissent d'encornets et de poissons océaniques de taille importante comme les thons, les bonites (*Sarda* sp.) ou les daurades coryphènes (*Coryphaena* sp.), mais également de petits delphinidés relâchés des sennes dans l'Océan Pacifique tropical. Des analyses de contenus stomacaux d'individus échoués ont révélé plus en détail leur régime alimentaire, composé majoritairement de diverses espèces de céphalopodes, et en particulier des calmars océaniques et néritiques (Alonso et al., 1999).

L'espèce est sociale et les individus évoluent en grand nombre lors des migrations pour se nourrir et se reproduire. Les individus appartenant aux mêmes groupes sont liés par des relations fortes et stables, et des événements de partage de nourriture sont régulièrement observés (Baird et al., 2008). Ce sont d'ailleurs ces liens qui expliquent leur propension à s'échouer en masse. Ils peuvent évoluer en compagnie de grands dauphins de l'Indo-Pacifique (*Tursiops truncatus*) ou de dauphins à bec étroit (*Steno bredanensis*) (Baird, 2008).

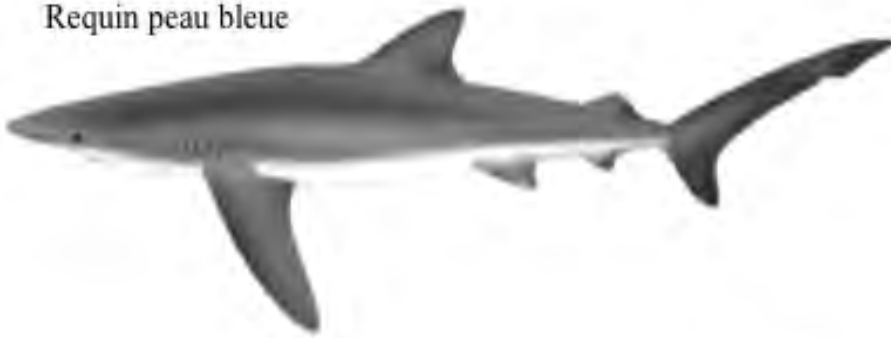
Les deux espèces de globicéphale et le faux-orque font partie d'un groupe communément appelé « blackfish », qui regroupe également l'orque (*Orcinus orca*), l'orque pygmée (*Feresa attenuata*) et le dauphin d'Electre (*Peponocephala electra*).

2.3.2 Requins

Les requins responsables de la déprédation sont des espèces pélagiques qui partagent le même habitat que les poissons ciblés, et certaines espèces représentent des prises accessoires communes sur les engins de pêche (Sivasubramanian, 1963). Il est important de noter que les captures de requins dans les zones gérées par la CTOI sont soumises à une législation définie par la résolution 05/05 qui oblige la déclaration des données de prises de requins, la rétention par les bateaux de toutes les parties du requin, le respect d'un ratio maximal de 5% du poids des requins retenus à bord pour les ailerons conservés, et la remise à l'eau des requins vivants, juvéniles et femelles gravides capturés accidentellement (CTOI, 2011).

Nous répertorierons ci-dessous les familles rassemblant les espèces régulièrement capturées sur les palangres de surface dans notre zone d'intérêt (Fig. 9).

Requin peau bleue



Requin mako

Grand requin
marteau

Requin renard



Figure 9 - Illustrations de quelques espèces de requins pélagiques supposément responsables de la déprédation (Chapman et al., 2006)

Carcharhinidés

La famille des carcharhinidés comprend 53 espèces de requins, regroupées dans 12 genres. Les espèces appartenant à cette famille et qui sont les plus souvent capturées sur les palangriers opérant dans notre zone d'étude sont le requin pointe blanche (*Carcharhinus albimarginatus*), le requin gris de récif (*Carcharhinus amblyrhynchos*), le requin soyeux (*Carcharhinus falciformis*), le requin océanique (*Carcharhinus longimanus*), le requin à pointe noire (*Carcharhinus melanopterus*), le requin tigre (*Galeocerdo cuvier*) et le requin peau bleue (*Prionace glauca*) (Froese and Pauly, 2012).

Le requin peau bleue se nourrit principalement de petits poissons pélagiques et de céphalopodes (de calmars en particulier), de crustacés, de crustacés et de petits requins. Le requin gris de récif se nourrit principalement de poissons, mais les calmars, poulpes et crustacés peuvent aussi faire partie de leur régime alimentaire. Le requin soyeux se nourrit de poissons (poisson chat, mullet, maquereau, thon jaune, albacore,...) mais aussi de plusieurs espèces de céphalopodes. Le requin océanique se nourrit de poissons osseux (thon, barracuda, marlin blanc, daurade, espadon,...) et de céphalopodes. Le requin à pointe noire se nourrit surtout de poissons téléostéens, et dans une plus petite mesure de crustacés, céphalopodes et autres mollusques. Le requin tigre a un régime alimentaire très diversifié, incluant entre autres des poissons osseux, des requins, des raies, des céphalopodes, des oiseaux ou des dauphins.

Ce sont des espèces vivipares, de taille variable (allant de 1,6 m pour le requin à pointe blanche à 4.5 m en moyenne pour le requin tigre). Toutes ces espèces sont considérées comme quasi menacées, et seul le requin océanique est classé comme vulnérable. Il est important de noter que le requin peau bleue est l'espèce la plus capturée sur les palangres pélagiques, pouvant atteindre 92% des captures totales de requins (Gilman et al., 2007)

Lamnidés

Trois genres appartiennent à cette famille : le genre *Carcharodon*, le genre *Isurus*, et le genre *Lamna*. Cette famille, qui vit dans un habitat pélagique (et parfois côtier), comprend cinq espèces de requins. Parmi elles, deux sont présentes dans les eaux de l'Océan Indien : le requin petit taupe (*Isurus paucus*) et le requin mako (*Isurus oxyrinchus*).

Le régime alimentaire du requin petit taupe est peu connu. En revanche, celui du requin mako a été largement étudié et consiste en poissons téléostéens (maquereau, thon, bonite et autres scombridés, espadon, céphalopodes, élastombranches...)

Ce sont deux des rares requins à être exploités pour leur chair, en plus de leurs ailerons. Leur longue période de gestation en fait des espèces particulièrement vulnérables. L'IUCN a classé le requin taupe comme vulnérable et le requin mako comme quasi-menacé (Froese and Pauly, 2012).

Sphyrnids

Les sphyrnids comprennent deux genres et neuf espèces, dont deux sont présentes dans le sud-ouest de l'Océan Indien : le grand requin-marteau (*Sphyrna mokarran*) et le requin-marteau halicorne (*Sphyrna lewini*). Ce sont des requins pélagiques qui évoluent entre la surface et 100 m de fond. Ils sont connus pour évoluer en groupe dans la journée, et comme les autres requins, chassent solitairement la nuit (Froese and Pauly, 2012).

Ces requins vivent dans les eaux chaudes. Le grand requin-marteau se nourrit d'une large variété de céphalopodes, de crustacés, d'autres élastombranches ainsi que de poissons démersaux. Le requin-marteau halicorne se nourrit quant à lui de poissons mésopélagiques et de calmars.

Les deux espèces sont classées par l'IUCN comme en danger, et font partie des espèces les plus surexploitées pour leurs ailerons.

Alopiids

Les alopiids comprennent un seul genre qui dénombre trois espèces connues, toutes présentes dans l'Océan Indien : le requin renard commun (*Alopias vulpinus*), le requin renard pélagique (*Alopias pelagicus*), et le requin renard à gros yeux (*Alopias superciliosus*). Ils vivent dans les eaux côtières et océaniques, jusqu'à 500 m de profondeur, et dans toutes les mers tempérées et tropicales.

Le requin renard commun se nourrit principalement de petits poissons, habituellement utilisés comme appâts par les pêcheurs (anchois, hareng, maquereau, calmar, poulpe,...). Le

régime alimentaire du requin renard pélagique est peu connu, mais inclut le calmar. Le requin renard à gros yeux se nourrit quant à lui de scombridés, de clupéidés, de petits poissons à rostre et de céphalopodes.

Leur faible fécondité les rend particulièrement vulnérables à la surexploitation. Ils sont pêchés pour leurs ailerons, leur chair, la graisse de leur foie ou leur peau. Les trois espèces sont classées comme vulnérables par l'IUCN (Froese and Pauly, 2012).

Les requins, bien que non ciblés, constituent néanmoins une part non négligeable des captures accessoires. A partir de données relativement complètes de captures, Gilman et al. (2008) estiment un taux de capture en nombre pour 1000 hameçons variant de 1 à 24. Cependant, les captures de requins restent des données toujours sensibles et peu d'informations sont encore disponibles. Lorsque ces captures sont déclarées, elles sont sous-estimées, privant les scientifiques de données majeures nécessaires à une évaluation quantitative des stocks disponibles (IOTC, 2011). La mise en place de programmes observateurs embarqués permet une nette amélioration des connaissances. Ainsi, en couplant des données de campagnes scientifiques et de programmes « observateur », Romanov et al. (2010) ont pu montrer une diminution de l'indice d'abondance (capture par unité d'effort) pour les espèces majeures en interactions avec les pêcheries palangrières au cours des 40 dernières années dans la partie ouest de l'Océan Indien.

2.4 Distinction de la déprédation requins/odontocètes

Les poissons capturés par les palangriers (et parfois les appâts posés sur la ligne par les pêcheurs) peuvent être les cibles de la déprédation par les requins pélagiques et les cétacés à dents. Lorsque l'attaque du poisson n'est pas directement observée du bateau, la distinction entre les deux types de déprédation se fait principalement en se basant sur les traces de morsures laissées par les prédateurs. Ils se différencient également par leur fréquence et le volume de poissons déprédés : les événements de déprédation par les requins sont plus fréquents, mais les cétacés à dents endommagent plus de poissons lorsqu'ils interagissent avec l'engin de pêche (Dalla Rosa and Secchi, 2007).

2.4.1 Odontocètes

La déprédation par les odontocètes se caractérise par des morsures aux bords déchiquetés, munies de traces de dents coniques. Ces attaques laissent souvent les captures non commercialisables, et seule une petite partie du poisson reste accrochée à l'hameçon (Fig. 10). Cependant, si la déprédation n'a pas été directement observée du bateau, il n'est pas possible de discerner avec certitude l'espèce impliquée.

Les attaques par les cétacés à dents se font en groupe de plusieurs individus. Une fois l'engin de pêche repéré, ils remontent alors la ligne et endommagent toutes les prises qu'ils trouvent sur leur passage. Lorsque ce type de déprédation a lieu, les pêcheurs récupèrent peu ou pas de poissons intacts à bord de leur bateau.



Figure 10 - Espadon déprédané par un odontocète (crédit photo : N. Rabearisoa)

2.4.2 Requins

La déprédation des prises par les requins se caractérise par plusieurs morsures nettes sur le poisson. Les attaques sur la ligne sont sporadiques, et seuls quelques poissons sont endommagés. Les morsures laissent souvent une grande partie du poisson encore commercialisable et les restes ainsi récupérés sont destinés au marché des poissons en conserve (Fig. 11). Contrairement aux attaques par les odontocètes, les attaques de requins se font de manière générale par des individus isolés, qui peuvent se retrouver à leur tour capturés sur la ligne. Il a en effet été montré que l'abondance des requins capturés sur la ligne est corrélée à la proportion de poissons endommagés (Sivasubramanian, 1964; Ward et al., 2004).



Figure 11 – Thons déprédatisés par un requin (crédit photo : N. Rabearisoa)

2.5 Problématiques, données disponibles et méthodologies mises en œuvre

2.5.1 Données disponibles

Des données provenant de différentes sources ont été utilisées pour traiter les questions de type « data-driven » posées dans notre travail :

- Données récoltées par des observateurs de pêche de l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) ayant embarqué sur des palangriers de la flottille palangrière réunionnaise (programme DCF « Data Collection Framework » de l'Union Européenne). Ces données couvrent la période novembre 2006 – novembre 2011 et sont archivées dans la base de données SEALOR (Database of SEA-going observer surveys monitoring the local pelagic LOnghline fishery based in La Reunion) (Bach et al., 2008). Au cours de ces campagnes, des informations sur le gréement de l'engin de pêche, les positions géographiques des palangres lors du filage et du virage, les différentes captures, leur biométrie et leur position sur la ligne, ainsi que le nombre d'individus endommagés par espèce et le type de prédateur (quand il a pu être identifié) ont été

enregistrées. On dispose également de données environnementales et de tactiques de pêche obtenues à partir d'enregistreurs de profondeur disposés sur la ligne pour mesurer la profondeur maximale de pêche des hameçons (Bach et al., 2009b)

- Données sur les campagnes de pêche expérimentale mises en place dans le cadre du programme CAPPES (CAPTurabilité des grands Pélagiques Exploités par la palangre monofilament aux Seychelles) – programme IRD/Seychelles Fishing Authority en cours initié en 2004) disponibles et archivées dans la base de données DEFIL (Database for Experimental Fishing using Instrumental Longline), (Gamblin et al., 2006)

- Données de campagnes de pêche expérimentale opérées dans le cadre du programme ECOTEM (ECOlogie Trophique dans les Ecosystèmes Marins – programme IRD en cours initié en 2002) dans les eaux françaises du Canal du Mozambique (au large de Mayotte, des îles d'Europa ou de Juan de Nova...), (Ménard et al., 2005)

- Données de campagnes de pêche commerciale seychelloises, issues de la base de données FINSS (Fisheries INFORMATION Statistical System) et incluses après validation (Dorizo et al., 2006)

- Données de campagnes scientifiques programmées dans le cadre du projet SWIOFP (Bach et al., 2009a) dans l'ensemble du Sud Ouest de l'Océan Indien.

- Données de campagnes commerciales issues de la base de données SIH (Système d'Information Halieutique), projet local piloté par l'IFREMER qui permet l'archivage des données de pêche contenues dans les journaux de bord (logbooks) des patrons de pêche

- Données de campagnes de pêche commerciale seychelloises au cours desquelles ont été testés des dispositifs anti-déprédation (DMD), sans programme de rattachement et financées par l'Ambassade de France des Seychelles (Novembre 2007 et Novembre 2008)

- Données de campagnes expérimentales rattachées au programme SWIOFP, menées dans la baie de Saint-Paul à La Réunion et au cours desquelles ont été testés des dispositifs anti-déprédation (DEPRED) (Juillet-Août 2010 et Mai-Juin 2011).

Le tableau 2 et la figure 12 récapitulent la distribution spatio-temporelle des données à notre disposition.

Tableau 2 - Récapitulatif des données disponibles selon leur programme de rattachement, ainsi que le nombre de pêches, la période et la zone qui leur sont associés

Programme de rattachement	Nombre de pêches	Période	Lieu
DCF	116	2007-2009	Sud-Ouest Océan Indien
FINSS	734	2002-2006	Seychelles
CAPPES	72	2005-2005	Seychelles
ECOTEM	41	2002-2004	Canal du Mozambique, Seychelles
SWIOFP	13	2008	Sud-Ouest Océan Indien
Sans programme de rattachement (Expérimentations DMD)	29	2007-2008	Seychelles
SWIOFP (Expérimentations DEPREL)	33	2010-2011	La Réunion
SIH	20	2007	La Réunion

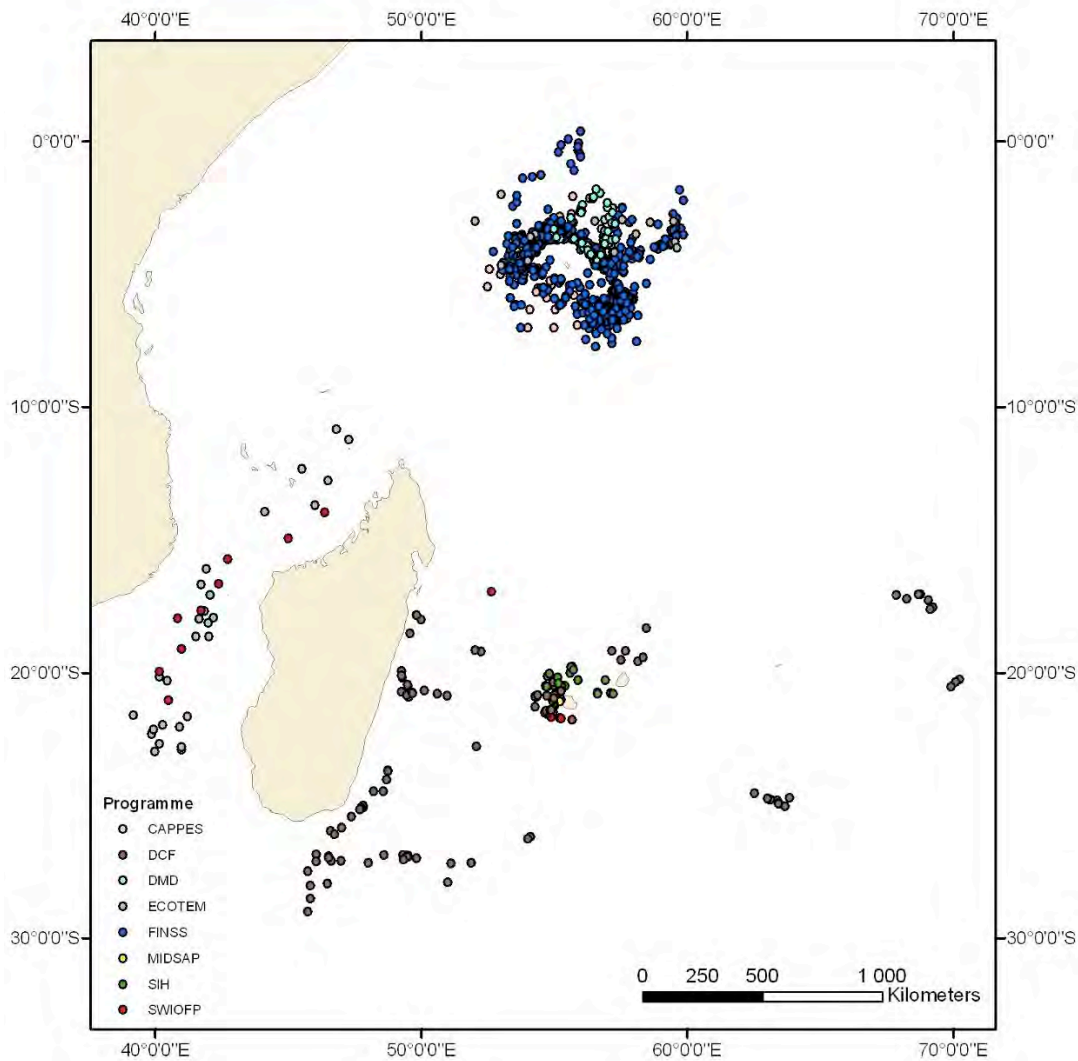


Figure 12 - Distribution des données de pêche dans la zone d'étude selon leur programme de rattachement

2.5.2 Méthodes de travail et de présentation des résultats

Les résultats acquis dans le cadre de cette thèse seront présentés au sein de trois chapitres distincts rassemblant une ou plusieurs publications, acceptées, soumises, en révision ou en cours de soumission, et un travail d'expertise.

Le chapitre 3 intitulé « **Modélisations qualitative et quantitative et impact économique de la déprédation** » sera composé de deux publications.

La première concerne la mise en parallèle de la déprédation par les requins et les odontocètes. Nous avons d'abord comparé les parts respectives des requins et des odontocètes

dans les évènements de déprédation, afin de donner une vue d'ensemble de l'ampleur de ce phénomène dans cette région. Puis, nous avons fait une étude sur l'impact économique de la déprédation.

La seconde concerne l'analyse de l'effet des pratiques de pêche sur l'occurrence et le volume de la déprédation. Au moyen de régressions logistiques et de modèles additifs généralisés, nous avons examiné les pratiques de pêche qui pourraient avoir une influence sur ces deux paramètres. Les données utilisées se rapportent aux campagnes de pêche commerciale et scientifique menées dans la ZEE des Seychelles entre 2004 et 2006. 705 opérations de pêche (ayant subi ou non de la déprédation par les requins ou les odontocètes) ont été analysées.

Le chapitre 4 intitulé « **Mesures techniques de réduction de la déprédation** » comprendra trois travaux : deux publications et un travail d'expertise.

Le premier travail analyse des essais menés aux Seychelles pour tester des dispositifs conçus pour recouvrir et protéger les captures contre la déprédation par les odontocètes. Dans ce contexte, trois campagnes scientifiques ont été menées à bord d'une palangrier professionnel en novembre 2006, novembre 2007 et en novembre 2008 pour tester deux types de dispositifs « Spider » et « Sock ». Les résultats concernant l'efficacité des deux dispositifs et les contraintes opérationnelles liées à leur déploiement au cours d'opérations de pêche commerciale sont présentés et discutés.

Le second travail présente des résultats de tests obtenus avec un autre dispositif de déprédation appelé « DEPRED : DEPREDation mitigation device by preventing predator attacks and protecting capture) » et breveté en Décembre 2011 sous l'appellation « DEPRED : Dispositif Effaroucheur et Protecteur de REduction de la Déprédation » (Bach et al., 2011b). Avant de procéder à des campagnes en haute mer sur des palangriers professionnels pour les tester sur les odontocètes impliqués dans la déprédation sur les captures, des essais préalables ont été menés à bord d'un palangrier artisanal dans les eaux côtières de La Réunion sur un autre modèle biologique : les dauphins résidents de la baie de Saint-Paul. Le but de ces expériences a été d'examiner le comportement des dauphins face à ces dispositifs, en faisant une analogie entre leur comportement face à des maquereaux protégés par les DEPREDs et celui des faux-orques et des globicéphales tropicaux en situation de déprédation sur les captures protégés par ces dispositifs. Pour ce faire, nous avons étudié l'efficacité du DESAP face à la déprédation sur les appâts. Par le biais d'enquêtes auprès d'un organisme de whale-whatching, nous avons d'abord étudié la distribution spatio-temporelle des dauphins afin de déterminer les périodes de la journée ainsi que les zones de la baie les plus propices à leur observation. La première étape des

expérimentations a consisté à observer le comportement des dauphins face à ces dispositifs en mettant à l'eau une dizaine de bas de ligne appâtés non hameçonnés, et dont la moitié était équipée de dispositifs. Ces essais ont été menés en juillet et août 2010. Lors de la deuxième étape des expérimentations, qui a eu lieu entre mars et juin 2011 nous avons testé les dispositifs à une plus grande échelle spatio-temporelle en les déployant sur une palangre expérimentale munie de 80 bas de ligne appâtés, et dont la moitié était équipée de dispositifs. Nous avons alors comparé les taux de déprédation sur les bas de ligne protégés et non protégés, ainsi que l'évolution du taux de déprédation sur les bas de lignes équipés de DEPREDs au cours des expérimentations, afin d'identifier une éventuelle habitude des animaux à nos dispositifs.

Le chapitre 5 est intitulé « **Déprédation et conservation des mammifères marins** » et a fait l'objet de deux publications.

Dans le milieu terrestre, des études ont montré la relation entre l'abondance des prédateurs, des charognards et des carcasses. D'autres travaux ont montré que l'utilisation du concept de « ration alimentaire » ou « taux de consommation » permet de répondre à diverses problématiques biologiques, comme l'estimation du nombre de prédateurs nécessaires pour conduire une population de proies au déclin ou l'identification du prédateur idéal pour éliminer une espèce invasive. Par analogie avec le modèle prédateurs/charognards/carcasses et en le combinant avec la notion de « taux de consommation », nous avons essayé dans ce chapitre d'estimer les tailles de groupe d'odontocètes impliqués dans la déprédation à partir des carcasses de poissons laissées sur la palangre. A partir de la masse moyenne des principales espèces ciblées par la pêche palangrière de surface et du nombre de poissons déprédés, nous avons déterminé la masse totale de poissons perdus à cause de la déprédation par les odontocètes. En nous basant sur l'estimation de la ration alimentaire quotidienne moyenne des deux espèces, nous avons estimé le nombre d'odontocètes impliqués dans chaque événement de déprédation.

Nous avons ensuite déterminé les facteurs qui pourraient avoir une influence sur la variabilité de ces tailles de groupes estimées au moyen de modèles additifs généralisés (GAM). Les données que nous avons utilisées pour cette étude concernent les données archivées dans les bases de données SEALOR, FINSS et DEFIL, regroupant des opérations de pêche menées entre 2002 et 2010 dans la ZEE des Seychelles, dans le Canal du Mozambique, autour de La Réunion et dans le sud de Madagascar.

Le chapitre 6 présente une synthèse et une discussion des résultats obtenus dans le cadre de cette thèse, ainsi que les perspectives envisagées pour poursuivre cette étude.

CHAPITRE 3
MODÉLISATIONS QUALITATIVE
ET QUANTITATIVE
ET IMPACT ÉCONOMIQUE
DE LA DÉPRÉDATION

3.1 Impacts of depredation by sharks and toothed whales on the domestic pelagic longline fishery in Seychelles

Soumis dans Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems

Résumé

1. La déprédation se définit comme le prélèvement total ou partiel des captures sur l'engin de pêche par les prédateurs et conduit à des impacts négatifs à la fois sur les espèces impliquées et les pêcheries. La déprédation affectant les palangriers pélagiques ciblant l'espadon (*Xiphias gladius*) et le thon (*Tuna spp.*) implique le globicéphale tropical (*Globicephala macrorhynchus*), le faux-orque (*Pseudorca crassidens*) et certaines espèces de requins pélagiques.
2. Dans l'archipel des Seychelles, une base de données a été mise en place pour estimer l'étendue de ce phénomène à travers l'analyse de différents indices de déprédation : l'occurrence, le taux de déprédation et la déprédation par unité d'effort. Les données analysées proviennent de déclarations de pêcheurs et de campagnes scientifiques et couvrent la période 2004-2006, représentant un total de 705 opérations de pêche.
3. La déprédation par les requins affecte plus de palangres (49,5%) que celle par les odontocètes (15,9%). Le taux de déprédation global atteint 19,5% (les odontocètes étant responsables de 10,5%, les requins de 8,8% et les deux prédateurs simultanés de 0,2%). Lorsque la déprédation a lieu, la proportion moyenne de poissons endommagés par opération de pêche est significativement supérieure (53% contre 13% pour les requins). Les odontocètes endommagent significativement plus d'espadons que de thons, alors que les requins endommagent indifféremment les deux espèces.
4. Ces valeurs observées de taux de déprédation sont parmi les plus élevées au monde, suggérant que les Seychelles sont un "hot-spot" de la déprédation pour la pêche palangrière pélagique. Les odontocètes sont responsables de la perte d'environ 0,12 \$ par hameçon, alors que les requins sont responsables de la perte de 0,11 \$ par hameçon. La perte totale due à la déprédation par les deux prédateurs atteint 115,000 \$ pour l'ensemble de la flottille palangrière pélagique des Seychelles ciblant l'espadon entre 2004 et 2006.
5. L'amélioration de nos connaissances sur ces interactions négatives devrait nous permettre de mettre en place des mesures anti-déprédation afin de réduire leurs impacts.

Mots clés : Océan, Espèces en danger, Compétition, Nourrissage, Poisson, Mammifères, Pêche, Pêche à la palangre

Impacts of depredation by sharks and toothed whales on the domestic pelagic longline fishery in Seychelles**Rabearisoa N., P. Bach, V. Lucas and C. Guinet**** Njaratiana Rabearisoa*

Institut de Recherche pour le Développement, UR 212 « Ecosystèmes Marins Exploités »,
Représentation IRD, 2 rue Joseph Wetzell, CS 41095, 97495 STE CLOTILDE Cedex, La Réunion

Pascal Bach

Institut de Recherche pour le Développement, UR 212 « Ecosystèmes Marins Exploités », Rue Jean
Monnet, BP 171, 34203 Sète Cedex, France

Vincent Lucas

Seychelles Fishing Authority, Fishing Port, Victoria, Mahe, Seychelles

Christophe Guinet

CEBC-CNRS, 79 360 Villiers en Bois, France

* Corresponding author: Njaratiana Rabearisoa

Tel: (+262) 55 15 63 ; Fax : (+262) 55 15 20

E-mail: njaratiana.rabearisoa@gmail.com

Abstract

1. Depredation is defined as the damage or removal of fish from fishing gear by predators, and is an issue leading to negative impacts on both animals involved in depredation and fisheries. Depredation on pelagic longliners targeting swordfish (*Xiphias gladius*) and tuna (*Tuna* spp.) involves short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*), false killer whales (*Pseudorca crassidens*) and some pelagic sharks.
2. In the Seychelles archipelago, a database was built to assess the extent of this phenomenon through analyses of the trend of different depredation indices: depredation occurrence, depredation rate and depredation per unit effort. Analysed data came from self-reporting information by fishermen and scientific cruises and covered the 2004-2006 period, representing a total of 705 fishing operations.
3. Shark depredation impacted more fishing sets (49.5%) than toothed whale depredation (15.9%). The global depredation rate reached 19.5% (10.5% were due to toothed whales, 8.8% were due to sharks and 0.2% were due to both predators). When depredation occurred, the average proportion of fish damaged per set by toothed whales was significantly greater (53 % compared to 13 % for sharks). Toothed whales significantly damaged more swordfish than tuna in proportion, whereas sharks equally damaged both species.
4. These values of the depredation level are among the highest observed in the world suggesting that Seychelles might be a depredation “hotspot” in pelagic longlining. Toothed whales were responsible for the loss of about USD 0.12 per hook, while sharks were responsible for the loss of USD 0.11 per hook. The overall loss due to both shark and toothed whale depredation reached USD 115,000 for the whole Seychelles longline fleet targeting swordfish between 2004 and 2006.
5. Improvement of the knowledge about those negative interactions should give us valuable insights into the set-up of efficient depredation mitigation measures to reduce their impacts.

Keywords: Ocean; Endangered species; Competition; Feeding; Fish; Mammals; Fishing; Long-lining

Introduction

Interactions with fisheries and human fishing activities represent one of the most significant threats to marine mammal populations worldwide (Northridge and Hofman, 1999). Interactions are either classified as biological or operational. While biological interactions are indirect and involve competition between fisheries and both marine mammals and sharks for same resources, operational interactions are direct. They include (i) capture or entanglements of marine mammals and sharks with fishing gears which can be at risk of their respective abundance declines and (ii) the removal of fish or bait from the gear by marine mammals and sharks and the fisheries involved becoming economically impacted (Donoghue *et al.*, 2002). In the context of this study, if “predation” is defined as the hunt of free ranging fish, “depredation” can be defined as the damage or removal of fish caught from the fishing gear by cetaceans or sharks. Depredation takes place around the world, in both pelagic and demersal longlining fisheries, and has been notably documented worldwide, either in subantarctic for demersal longline fisheries (Straley *et al.*, 2002; Kock *et al.*, 2006; Tixier *et al.*, 2010) or tropical areas for pelagic longline fisheries (Secchi and Vaske, 1998; Dalla Rosa and Secchi, 2007; IOTC, 2007; Forney *et al.*, 2011). In tropical areas, depredation for pelagic longline fisheries involves short-finned pilot whale (*Globicephala macrorhynchus*), false killer whale (*Pseudorca crassidens*) and pelagic sharks, mainly *Carcharinus* species (Sivasubramanian, 1963, 1964, 1969; Romanov *et al.*, 2007). In Seychelles, our area of interest, the pelagic longline fishery mainly targets swordfish (*Xiphias gladius*) and tuna (*Tuna* spp.), and according to local fishermen, is subject to high depredation rate (E. Hoarau, pers. com.).

Several depredation mitigation devices (DMDs) to reduce depredation by toothed whales in pelagic longlining have been tested so far, either acoustic or visual (McPherson *et al.*, 2008; McPherson and Nishida, 2010; Hamer *et al.*, 2012). Pingers and acoustic devices have been tested in the framework of both toothed whale depredation and bycatch reduction on various fisheries, but none of them proved to be able to significantly reduce depredation (Jefferson and Curry, 1995; Poisson *et al.*, 2001; McPherson *et al.*, 2008; Buscaino *et al.*, 2009; López and Mariño, 2011). In a general way, those acoustic devices proved to be efficient in the short term, but in a longer term, they will be associated by marine mammals to a “dinner bell” and will help them to find the fishing gear. Recently, visual depredation mitigation devices named “sock” and “spider” have been tested in Seychelles. Their respective efficiency was low and several constraints for their utilisation at a commercial level were raised (Rabearisoa *et al.*, 2012). The

process of depredation, and more particularly the detection of the fishing gear by predators, remains unclear. In the same time, the localisation and process attack of the fish by depredators on the fishing gear is still to be determined.

The benefit of understanding depredation by toothed whales and sharks is that the information can be used to create either effective mitigation fishing strategies and/or depredation mitigation devices (DMDs). Indeed, depredation illustrates the complications that arise from extracting resources from the environment and the need of an accurate estimation of fish removal for stock assessment purposes. Unlike depredation impacting bottom longline fisheries (Straley *et al.*, 2002; Kock *et al.*, 2006; Tixier *et al.*, 2010), the phenomenon in pelagic longlining, particularly in the Indian Ocean, has received little interest from the scientific community, despite the claim of fishing industry and of nongovernmental organizations (NGOs) as well as associations involved in the conservation of marine mammals.

The goal of this study is to assess the level of interactions between the local pelagic longline fishery and sharks or toothed whales, and the extent of depredation in terms of the proportion of catch lost due to depredators in Seychelles waters. Moreover, the economical impact of the depredation undergone by the domestic longline fishery industry was estimated.

Material and methods

Database implementation

An unified Access ® database was implemented in order to assess properly the depredation extent on the pelagic longline fishery of the Seychelles archipelago and the factors impacting the level of interaction and the depredation rate and occurrence. Data were collected from pre-existing databases: DEFIL (Database for Experimental Fishing using Instrumental Longline) (Gamblin *et al.*, 2006) which aimed at studying the behaviour of the gear and the habitat of the target species, and FINSS (Fisheries INformation and Statistical System) developed by the Indian Ocean Tuna Commission (IOTC) to register commercial fishery data. Those databases were completed with self-reporting data obtained from selected fishermen who are used to report exhaustive depredation data. These data reported capture of all marketable species (swordfish as target species, tunas, billfishes, dolphin fish and sharks) and all depredation events on these different species with the identification of the depredation type

(shark or toothed whale). Since 2003, all Seychelles fishing longliners were theoretically equipped with a VMS (Satellite-based Vessel Monitoring System), sending geolocation information (time and position) of fishing vessels on fishing grounds every hour. Furthermore, from 2002 to 2006, locations of longline sets from logbooks were verified and corrected using VMS data. These geolocation data allowed us to check and complete the FINSS location data. Thus, for all fishing sets, the beginning and the end of line setting (and hauling, when possible) were informed. At the end of the control process we checked the catch data, detailing for each species the number of fish caught and depredated by sharks and toothed whales.

Data from 4880 lines were collected aboard commercial vessels and scientific ones belonging to the Seychelles Fishing Authority between 1995 and 2006. To proceed to the analysis at the end a completion-selection procedure was undertaken to select accurate fishing data from the whole database (4880 fishing sets). Fishing operations (i) on which geolocation data reported were confirmed by VMS data and (ii) set at night were retained, as it is commonly practiced to target swordfish (Ward *et al.*, 2000), in order to avoid biases due to the diurnal or nocturnal aspect of the fishing operation. Finally, our data of interest include 705 sets collected between 2004 and 2006.

Assessment of the depredation type

Depredation was quantified according to the number of fish damaged by sharks and/or toothed whales. However, a complete removal of the fish cannot be taken into account except when the depredation event was observed while hauling the fish on board. When depredation events were not directly observed, the attribution of depredation to shark or toothed whale was done according to both the size and the border type of the bite marks left on the fish carcass. Large sharks generally leave clean-cut edges and small bites while toothed whales tear the fish off and leave large bites with ragged borders, and most of the time only leave the head on the hook (Secchi and Vaske, 1998) (Fig. 1). Among shark species, the cookie cutter shark (*Isistius brasiliensis*) depredates pelagic fishes by leaving typical round or oval marks of a piece of flesh removed. This depredation does not generally damage the fish enough to prevent its commercialization and will not be considered among the other depredation events in our study.



Figure 1 - Shark depredation on a tuna (left). Toothed whale depredation on a swordfish (right).

Capture and depredation indices

Fishermen mainly target swordfish (*Xiphias gladius*) in the Seychelles EEZ, but yellowfin (*Thunnus albacares*) and bigeye (*Thunnus obesus*) also reach good market prices. These three marketable species are accurately reported in logbooks as well as depredation events impacting them. Therefore, analysis were performed and indices were calculated based on those three main marketable species.

The nominal CPUE (Catch Per Unit Effort), defined as the number of fish caught (depredated and intact), per 1000 hooks set, was calculated for each set.

$$\text{CPUE} = \frac{\text{Number of fish captured}}{\text{Number of hooks set}} * 1000$$

For depredation characterization, four indices were considered in the analysis. The first two indices termed interaction rate (IR) and global depredation rate (GDR) were calculated to quantify depredation without considering the fishing effort (in terms of number of hooks deployed).

The interaction rate was the proportion of lines depredated by sharks (IR_{shk}) or toothed whales (IR_{tw}) divided by the total number of longlines. It was assessed based on the whole dataset of longline operations.

$$\text{IR} = \frac{\text{Number of depredated sets}}{\text{Total number of sets}}$$

The global depredation rate (GDR) was defined as the total number of marketable fish depredated by sharks or toothed whales divided by the total number of marketable fish caught.

$$\text{GDR} = \frac{\text{Total number of depredated fish}}{\text{Total number of fish caught}}$$

The third depredation index, the nominal Depredation Per Unit Effort (DPUE), was calculated for each set and per scavenger and was defined as the number of marketable fish depredated per 1000 hooks.

$$\text{DPUE} = \frac{\text{Number of depredated fish}}{\text{Number of hooks set}} * 1000$$

The last depredation index is the depredation rate (DR). The depredation rate for each scavenger group (DR_{tw} for toothed whale depredation rate and DR_{shk} for shark depredation rate) was assessed by analysing the relationship between the number of depredated fish and the number of fish caught per set. The sole fishing sets affected by shark (respectively toothed whale) depredation to assess DR_{shk} (respectively DR_{tw}) were considered. The slope of the relationship was estimated with a constraint being the Y-intercept equal to zero (the depredation being null without capture). The slope of the regression line corresponds to the mean depredation rate (DR).

Spatial and statistical analysis

Longline fishing operations were localized using Geographic Information System (Arcview 9.3). Data were analysed with R software (R Core Team, 2012). A chi-square test was performed to investigate differences in depredation effect between swordfish and tunas for both toothed whales and sharks. Moreover, odds ratio estimated the relative preference for swordfish versus tunas for the two groups of scavengers. The odds ratio (OR) is the ratio of the odds of depredation occurring in tunas to the odds of it occurring in swordfish. It corresponds to the formulae:

$$\text{OR} = \frac{p_{\text{SWO}} * (1 - p_{\text{TUN}})}{p_{\text{TUN}} * (1 - p_{\text{SWO}})}$$

where p_{SWO} is the probability of swordfish depredation and p_{TUN} is the probability of tuna depredation. An OR value greater than 1 indicates a higher depredation impact on swordfish. An OR value less than 1 indicates a higher depredation impact on tuna. The odds ratio was assessed for each group of predator.

Estimation of the economic loss due to depredation

Previous studies determined a specific allometric relationship between length and body mass for each target species (IOTC, 2010; Zhu *et al.*, 2010). Fish lengths data were collected during scientific cruises. Based on specific allometric equations, the weight of each measured fish, then the average weight for each target species (38.0 kg for bigeye tuna, 24.1 kg for yellowfin tuna and 21.4 kg for swordfish) were estimated. For the 2004-2006 period, the average landing price for tuna and swordfish was about 2 USD/kg. Given the number of depredated fish by species and the average landing price for tuna and swordfish for the 2004-2006 period, a raw assessment of the total weight of damaged catch and the associated loss of profits in USD was made. For each scavenger group, the economic loss per hook was estimated as the sum of the mass of fish lost (in kg) by the average landing price (in USD/kg) divided by the number of hooks set.

Official statistics delivered yearly by the Seychelles Fishing Authority to the Indian Ocean Tuna Commission aggregated by quarter and fishing area were considered for the fishing effort estimation to assess the depredation volume at the fleet scale for the considered period.

Results

Summary of fishing effort and catch data

Fishing operations took place in the Seychelles archipelago, within a 300 km radius around the Mahe plateau (0°S-8°S, 52°E-59°E).

A total of 705 fishing sets were set, representing a total fishing effort of 430,576 hooks. The fishing effort per set averaged 611.6 hooks and ranged from 230 to 942 hooks. 8253 swordfish and 4577 tunas (43.8% of bigeye and 56.2% of yellowfin tuna) were captured. Swordfish CPUE ranged between 1.2 and 104.3 (mean = 19.8, SD = 15.3) and tuna CPUE ranged between 1.1 and 124.4 (mean = 12.4, SD = 13.1).

The spatial distribution of the fishing effort, calculated as the total number of hooks deployed in a statistical square of 0.5 degree, displayed two main fishing grounds located in the northwest and the southeast of the Mahe plateau. The spatial distribution of the CPUE showed a

similar pattern, suggesting that longliners mainly operate in areas of highest pelagic resource abundance (Fig. 2).

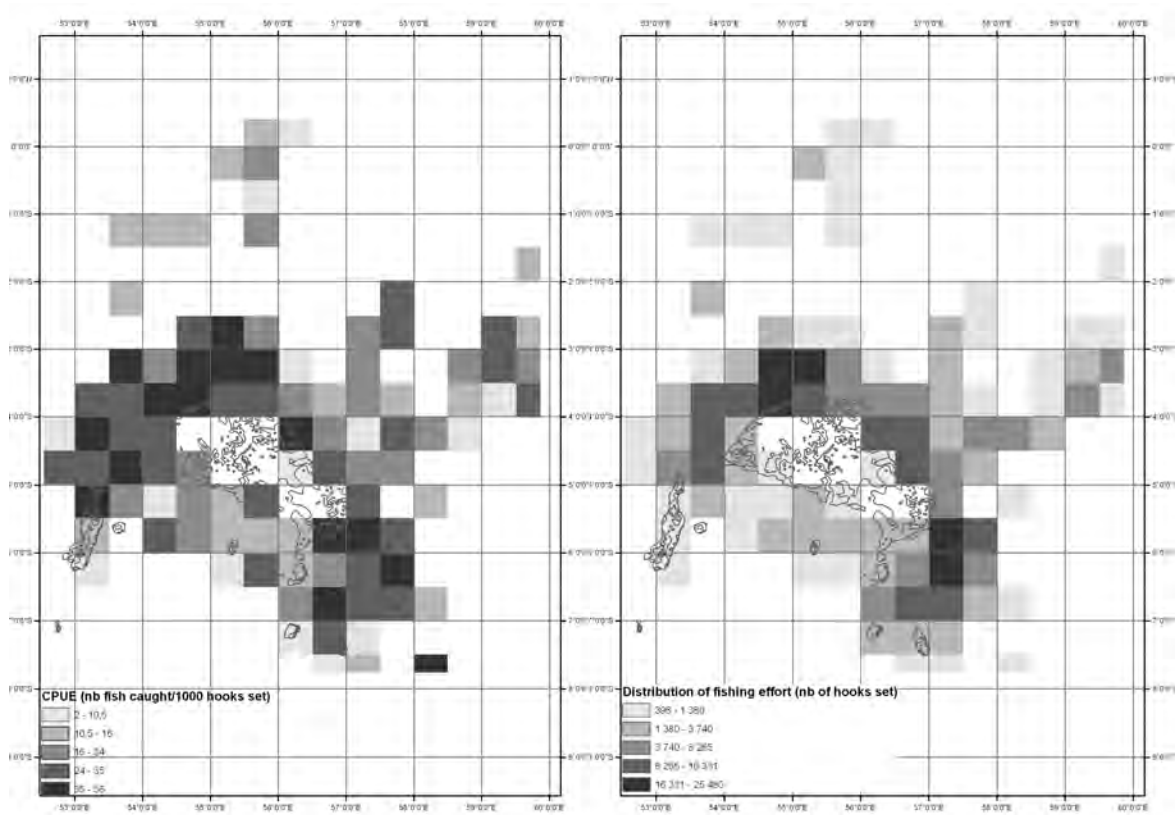


Figure 2 - Average Catch Per Unit Effort (CPUE) per 0.5° statistical square (left). Fishing effort (total number of hooks set per 0.5 ° statistical square) (right).

Interaction rate (IR)

A total of 461 fishing sets out of 705 (IR = 65.4%) was depredated by sharks and toothed whales (Table 1). Interaction rate between predators and longlines was significantly greater for sharks ($IR_{shk} = 49.5\%$) than for toothed whales ($IR_{tw} = 15.9\%$) ($\chi^2=179.5$, $p<0.001$).

Global depredation rate (GDR)

2487 individuals out of a total of 12797 fish caught were depredated, representing a global depredation rate (GDR) of 19.5% (10.5% from toothed whales, 8.8% from sharks and 0.2% from both predators) (Table 1). Swordfish, as the main targeted species, was the most impacted one and represented 71.5 % of the total number of depredated fish. The swordfish

depredation rate (i.e. proportion of lost swordfish among the whole swordfish catch) reached 21.6%.

According to the type of scavenger, the impact of depredation was not similar on the different fish species. When comparing the number of depredated tunas and swordfish, toothed whales proportionally damaged more swordfish than tunas ($\chi^2=105.54$, $p<0.001$), whereas sharks equally depredated both groups ($\chi^2=0.81$, $p=0.368$). Odds ratios ranged from 0 to 96 (median = 1.94) for toothed whales and from 0 to 8 (median = 0.6) for sharks. The odd ratio median value for toothed whale depredation confirms the larger impact of this scavenger on swordfish, while a higher depredation impact on tuna at the longline scale was observed for sharks.

Depredation rate

The number of depredated fish was plotted against the number of fish caught for each scavenger group. The correlation between the number of fish depredated by sharks and the number of fish caught was highly significant ($R^2 = 0.44$, $p < 0.001$). The slope value of the regression line for toothed whale depredation ($DR_{tw} = 0.53$) means that on average 53% of fish were depredated by toothed whales when this depredation occurred (Fig. 3 and Table 1). The correlation between the number of fish depredated by toothed whales and the number of fish caught was highly significant ($R^2 = 0.74$, $p < 0.001$). The slope value of the regression line for shark depredation ($DR_{shk} = 0.13$) means that on average 13% of fish were depredated by sharks when this depredation occurred (Fig. 3 and Table 1). The ratio of slope values DR_{tw} / DR_{shk} equals 4 and indicates that on average for a given longline set toothed whales damage four times more fish than sharks.

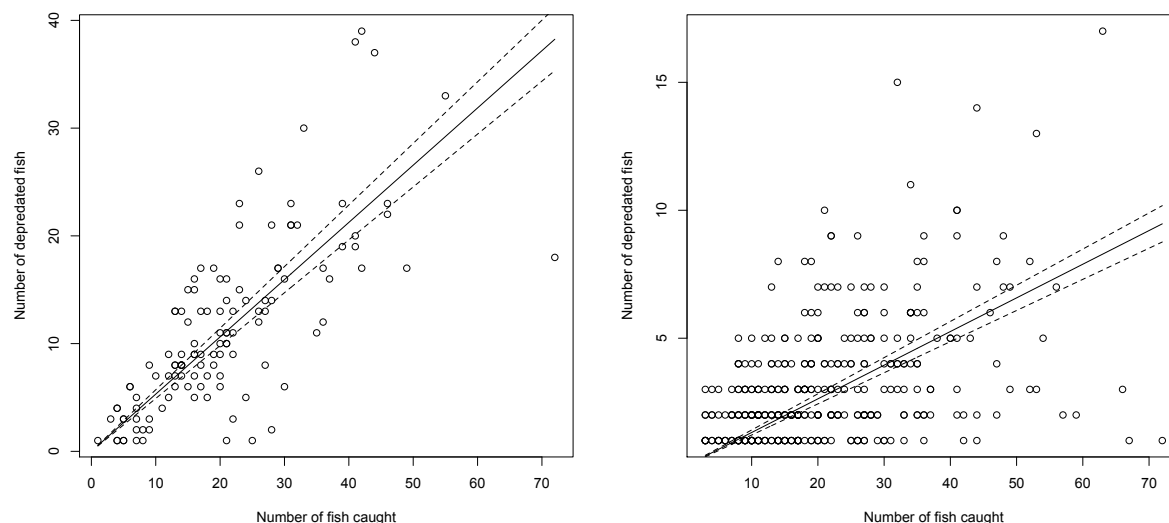


Figure 3 - Number of fish caught versus number of fish depredated by toothed whales (left) and number of fish depredated by sharks (right). Dotted lines indicate the 95% confidence interval of the regression line.

DPUE and CPUE

The average CPUE and DPUE for sets impacted by shark and toothed whale depredation, and for intact ones were summarized in Table 1. A Kruskal-Wallis test showed that CPUE was significantly higher when depredation by toothed whales ($H=17.16$, $p<0.001$) and sharks ($H=28.66$, $p<0.001$) occurred. This suggests that depredation mainly took place in the fishing grounds where highest CPUE values were observed.

Landings, defined as the number of marketable fish relative to a number of hooks deployed, were estimated as the difference between CPUE and DPUE values (Table 1). In comparison with intact sets, landings were significantly greater in presence of shark depredation ($H=3.34$, $p=0.013$), but lower when toothed whale depredation occurred ($H=32.02$, $p<0.001$). When shark depredation occurred, its impact on the catch was low and landings remained higher in comparison with sets not impacted by depredation. On the other side, when toothed whale depredation occurred, its impact on the catch was high and landings were lower in comparison with sets not impacted by depredation.

Table 1 - Summary of statistical results

	Shark depredation	Toothed whale depredation	Both depredation	No depredation
Number of sets			705	
GDR (%)			19.5	
Number of sets	461			
Interaction rate (%)	65.4			
Number of sets	349	112	8	236
Interaction rate (%)	49.5	15.9	1.1	0.0
GDR (%)	8.8	10.5	0.2	0.0
DR (%)	13.0	53.0	40.0	0.0
Mean CPUE (number of fish caught / 1000 hooks set)	32.9	33.6	44.1	24.4
Mean DPUE (number of depredated fish / 1000 hooks set)	4.8	19.3	17.9	0.0
Landings (number of marketable fish / 1000 hooks set)	28.1	14.3	26.3	24.4
Loss (USD / hook)	0.11	0.12	-	0.0

Economic estimation of the loss due to depredation

A total number of 1365 fish (153 bigeye tunas, 138 yellowfin tunas and 1074 swordfish) and 1122 fish (166 bigeye tunas, 241 yellowfin tunas and 699 swordfish) were respectively depredated by toothed whales and sharks. The economic loss per hook due to sharks and toothed whales was estimated based on the average landing price for tuna and swordfish for the 2004-2006 period and the mean weight for yellowfin tuna, bigeye tuna and swordfish previously assessed (24.1 kg, 21.4 kg and 38.0 kg respectively). From catch and fishing effort for data of our dataset for the 2004-2006 period, toothed whales and sharks were responsible for the loss of about USD 0.12 and USD 0.11 per hook respectively.

These loss rates were used to estimate the whole economic impact of depredation for the whole longline fleet. A total of 499,311 hooks were set by the Seychelles longline fleet during the study period.

Toothed whales were responsible for the loss of kilo USD 60. Sharks were responsible for the loss of kilo USD 55. The overall loss due to both predators and for our period of interest reached kilo USD 115 (Table 2).

Table 2 - Total number of hooks set (statistical data from IOTC, in kilo hooks) and economical loss (in kilo USD) per year for the whole Seychelles longline fleet between 2004 and 2006.

Year	Total number of hooks set (k hooks)	Economical loss due to toothed whale depredation (kUSD)		
		Shark	Toothed whale	Global (shark and toothed whale)
2004	110	12	13	25
2005	196	22	24	46
2006	193	21	23	44
Total	499	55	60	115

Discussion

Shark and toothed whale depredation is a major issue for pelagic longline fisheries since it leads to several negative consequences. First, depredation is an example of a feeding shift evolving when humans and animals are exploiting a similar resource or when humans give access through fishery to resources which were not ecologically available to scavengers, inducing a possible shift in the diet of these predators and leading to biological consequences (Guinet *et al.*, 2007). Second, due to depredation, risks of injury or mortality of cetaceans and sharks are increased in (i) an accidental way due to entanglement or capture by the fishing gear, resulting in injuries or death of the hooked animals (Mandelman *et al.*, 2008; Kiszka *et al.*, 2009; Forney *et al.*, 2011) and (ii) a deliberate way due to sometimes violent responses of fishermen (Nolan *et al.*, 2000; Donoghue *et al.*, 2002; Baird and Gorgone, 2005; Miller, 2007). Third, depredation has an impact in terms of assessment of exploited resources as it may lead to an increase of fishing effort to compensate a fish loss not reported in fishery statistics. Fourth, depredation represents an economic loss for fishermen because (i) damaged fish are generally

unmarketable (Secchi and Vaske, 1998), (ii) fishing gears can be damaged by marine mammals and sharks, (iii) fuel expenditure increases if fishermen move away to avoid areas of high depredation rate.

Depredation by toothed whales seems to spread worldwide but the explanation of its growth is still unclear. Some hypothesis were proposed such as the increase of toothed whales abundance, the impact of social learning (Barrett-Lennard, 2006) and the increase of depredation events reports, consequent to the elevation of fishing effort to compensate loss of fish (Bargain *et al.*, 2000).

Fish abundance and number of fish lost

Depredation impacting pelagic longlines, either by sharks or by toothed whales, occurs in areas of high abundance of large pelagic fish. That was already observed in South Georgia and in southern Chile, in the case of depredation of toothfish (*Dissostichus eleginoides*) by sperm whales (*Physeter macrocephalus*) (Hucke-Gaete *et al.*, 2004; Purves *et al.*, 2004), and in the Azores in the case of both tunas and swordfish fisheries (Silva *et al.*, 2011). In Seychelles, sharks and toothed whales would be seasonally concentrated in the richest waters (in terms of resource abundance) of the Seychelles EEZ located in the northwest and southeast parts of the plateau. Instead of an opportunistic behaviour of both sharks and toothed whales drove by the longline fleet activity, the overlap between the spatiotemporal distribution of scavengers and large pelagic fish is likely the result of a predator-prey relationship. Tunas, sharks and marine mammals are seasonally concentrated in biological richest areas and share similar foraging areas. Indeed the analysis of stomach contents showed that the pelagic sharks presumably involved in depredation (such as blue shark), pilot whales, false killer whales, and fish species targeted by pelagic longlining have a similar diet, based on fish and cephalopods (Alonso *et al.*, 1999; Henderson *et al.*, 2001; Potier *et al.*, 2007; Ramos-Cartelle and Mejuto, 2007; Mintzer *et al.*, 2008). Nevertheless, fish species targeted by longliners are not usual preys for toothed whales, and depredation might be considered as a shift in their feeding habits (Secchi and Vaske, 1998; Gilman *et al.*, 2006; Zollett and Read, 2006). Longliners operating on fishing grounds act as a “dinner bell” and give predators an easy access to food by reducing hunting energy costs. All these arguments are in favour of spatial and temporal synchronies between exploitation and scavengers leading to significant positive correlation between the depredation rate (DPUE or DR) and the capture per unit effort (CPUE) (Garrison, 2007).

Depredation: sharks versus cetaceans

The frequency of depredation events by sharks was three times higher than by toothed whales. Nonetheless, it appeared that the loss induced by cetaceans was four times higher when it occurred in a given fishing set.

The impact of depredation on the global catch reached 19.5%. 10.5% of the loss was due to toothed whales, whereas 8.8% was due to sharks, and those proportions were significantly different ($\chi^2=29.82$, $p<0.001$). Toothed whales have a greater impact on fish loss even if they are involved in depredation events less frequently. Furthermore, toothed whales mainly feed on swordfish, the main target species, when depredating. These results about the frequency, the preference and the volume of depredation are in accordance with results previously published. In Brazil, mean depredation rate by killer whales was twice higher than by sharks (Monteiro *et al.*, 2006; Dalla Rosa and Secchi, 2007), whereas depredation events by sharks were more frequent (Dalla Rosa and Secchi, 2007). In the Indian Ocean, Sivasubramanian (1964) reported a mean depredation rate by killer whales of 55%. Shark depredation rate was four times lower, but shark depredation events were also more frequent. More recently, historical data from Romanov *et al.* (2007) assessed that on average in the Indian Ocean, cetacean damages per set were twice higher than shark ones. Similarly, in the waters off Brazil and the Azores archipelago, Hernandez-Milian *et al.* (2008) stated that even if the proportion of sets depredated by toothed whales compared to sharks was low, catch loss was higher.

Results obtained with landings strengthened those observations: the mean number of “undepredated” fish when shark depredation occurred was significantly higher than depredated ones. On the contrary, when depredation by toothed whales occurred, the mean number of marketable fish was significantly lower than damaged ones. Our results agree with those obtained by Hill *et al.* (1999), Straley *et al.* (2002), and Purves *et al.* (2004) who observed that depredation by toothed whales was more harmful to pelagic longline fisheries.

In addition, differences in depredation rates and frequencies between sharks and toothed whales can be explained by the fact that shark attacks are done by isolated individuals, whereas toothed whale attacks are generally done by several individuals as it was commonly observed by fishermen, observers on board and during scientific surveys with pelagic longlines. These

collective attacks lead to high depredation rates at the set level. When depredation occurs, isolated sharks seem to attack fish randomly (and take only a few of them) whereas cetacean groups seem to depredate lines in a methodic and organized way, attacking fish one after the other along the line (Sivasubramanian, 1964; Forney *et al.*, 2011).

Moreover, a toothed whale preference on swordfish was noticed, a result previously obtained by Dalla Rosa and Secchi (2007), who investigated killer whale depredation impacting longlining vessels in Brazil. Romanov *et al.* (2007), on the contrary, reported a strong toothed whale preference for large tunas in the Indian Ocean while analyzing depredation data collected onboard longline vessels targeting tunas, but this can be explained by the fishing practices of the considered fisheries, which mainly targeted tuna species. This may suggest a feeding adaptability of toothed whales to a potential resource: individuals used to depredate longliners targeting tunas should prefer tunas at a long term, while individuals used to depredated longliners targeting swordfish should prefer this last species.

Seychelles, a depredation hotspot?

This study highlights the fact that the mean overall depredation rate (DR) by cetaceans in the Seychelles is one of the highest reported to date for tropical waters. For the studied period the depredation rate in terms number of depredated fish reached a total of 19.5%, 10.5% and 8.8% exclusively due to one type of scavengers, toothed whales or sharks, respectively.

A few estimates of shark and/or toothed whale depredation in pelagic longline fisheries are available in both scientific reports and scientific literature. Nonetheless, those estimates were obtained from various methods that impaired appropriate comparisons between fisheries. Despite that issue, we attempted to review the available literature providing some depredation rate estimates in Table 4. When considering depredated sets only, depredation rate averaged 13% for shark depredation and 53% for toothed whale depredation. Those results are consistent with the literature, which shows that depredation rates calculated on depredated sets ranged from 11 to 21% for shark depredation and from 18 to 55% for toothed whale depredation (Table 4).

On the other hand, the global depredation rate (19.5%) sustained by Seychelles longliners and calculated on depredated and intact sets is higher compared with values assessed in other areas, which ranged from 0.2 to 15%. We can link this result to the observations related to

interaction rates: interaction rate between sharks (respectively toothed whales) and longlines reached 49.5% (respectively 15.9%) in Seychelles. Those figures are clearly greater than values assessed in other areas: shark interaction rates ranged from 20 to 25.6% while toothed whale interaction rates ranged from 1.6 to 4.8%.

This higher frequency of interactions between predators and longlines supports the higher global depredation rate observed in Seychelles. However, when depredation occurs, the volume of depredated catch is similar to the observed volume of depredated fish in other fishing areas. That higher depredation impact in Seychelles may be the result of a higher biological richness in terms of resources in this area, gathering more pelagic fish and predators. Comparisons of CPUEs observed in Seychelles and around Reunion Island support this hypothesis (Rabearisoa, unpubl. data).

Biases of the study

Some factors may bias our results regarding depredation rates and factors influencing depredation. First, no information was reported when the whole line was depredated. When it happened, as no catch was to be recorded, no declaration was made by fishermen most of the time. We were neither able to take into account fish which were entirely eaten or those whose remains came off the hook, given that no trace was left on the gear. This implies that depredation rates, as calculated above, may be underestimated. Moreover, the financial loss estimation must be handled carefully. Most of the time, toothed whale depredation leads to a total damage of the fish, whereas shark depredation can sometimes lead to a partial damage, letting some part of the fish still marketable. However, the individual proportion of fish damaged was not reported, and we considered in this study that every single damaged fish was not marketable. The estimation loss for shark depredation may therefore be overestimated in our study.

Table 3 - Review of the available literature about depredation impacting pelagic longline fisheries.

Target species abbreviations: BIL (Billfish), SWO (Swordfish), SHK (Unidentified shark species), TUN (Tuna spp.)

Predator species abbreviations: KW (Killer whale), SFPW (Short-finned pilot whale), SHK (Unidentified shark species), TW (Unidentified toothed whale species)

Metric: Nb (Depredation rate calculated as the proportion of fish lost in number), W (Depredation rate calculated as the proportion of fish lost in weight)

* recalculated from swordfish and tuna caught and depredated data

Interaction rate = depredated fishing sets/total number of fishing sets

Depredation rate = fish damaged / total number of fish caught (including damaged)

Depredated sets: depredation rate calculated on depredated sets

All sets: depredation rate calculated on all sets (including non affected sets)

Reference	Country (area)	Target species	Predator	Interaction rate (%)	Depredation rate (%)		Metric
					Depredated sets	All sets	
Sivasubramaniam, 1964	Indian Ocean in general	TUN	KW		55	4	W
			SHK		11		
Hirayama, 1976	Pacific (Eastern Pacific, South China Sea, Japan, Coral Sea)	TUN	SHK			5-14	
Lawson, 2001	South Pacific in general	TUN, SWO	TW			0.8	Nb
			SHK			2.1	Nb
Poisson et al., 2001	La Reunion (Southwest Indian Ocean)	SWO	FKW, SFPW			4	W
			SHK			3	W
Nishida and Shiba, 2003	Japan (Indian Ocean)	TUN	KW, FKW, SHK		37	15	Nb
Monteiro et al, 2006	Brasil (Atlantic)	TUN, SWO	KW, FKW	4.8		0.48	
			SHK	20		1	
de Fries et al., 2007	Australia (East coast)	TUN, SWO	TW, SHK, others			0-15	Nb
Dai et al., 2007	China (Tropical, Pacific Ocean)	TUN, BIL	TW, SHK	10.9			
Varghese et al., 2007	India (Andaman and Nicobar Islands, Arabian Sea, Indian EEZ)	TUN, SWO	TW, SHK		16.28		W
Romanov et al., 2007	USSR (Indian Ocean)	TUN	TW	1.6	44-56	0.8	W
			SHK	25.6	13-16	6.0	W
Ramos-Cardete and Mejuto, 2007	Spain (Atlantic, Indian, Pacific)	SWO	FKW			0.5-2.6	Nb
Ariz et al., 2007	Spain (Indian)	SWO	TW, SHK, others			2.3	Nb
Moir Clark et al., 2007	UK (British Indian Ocean Territory)	TUN, SWO	KW, FKW, SFPW, SHK			2.6	Nb
Dalla Rosa and Secchi, 2007	Brasil (Southern Atlantic)	TUN, SWO	KW		45		Nb
			SHK		21		Nb
Hernandez-Milian et al., 2008	Brazil and Azores (Atlantic Ocean)	SHK, TUN, SWO	TW	1-9		0.2-0.9	Nb
Oleson et al, 2010	Hawaii (Pacific Ocean)	TUN, SWO	FKW		18*	0.8*	Nb

Economic estimation of the loss due to depredation

An assessment of the economic loss per hook stratified by scavenger group was performed. Nevertheless, the estimated economic impact related to shark depredation was likely overestimated, since some fish depredated by sharks are still marketable (but this information was not available). Inversely, the economic impact related to toothed whale depredation might be underestimated, as the total number of depredated fish cannot be taken into account.

Conclusions

We demonstrated through our analysis that i) interactions with fishing gear involving sharks are more frequent than the ones involving toothed whales; ii) the average loss per set is higher when toothed whale depredation occurs; iii) toothed whales show a strong preference for swordfish while sharks equally damaged tunas and swordfish; iv) Seychelles is likely a depredation hotspot at the scales of both the Indian Ocean and the worldwide realm. Given the negative consequences of depredation impacting fishermen, predators and fish stock assessments, it is important to monitor the extent of this phenomenon. Improvement of the knowledge about those negative interactions should give us valuable insights into the set-up of efficient depredation mitigation measures to reduce their impacts, in accordance with an ecosystemic approach to fisheries (EAF).

Acknowledgements

We would like to thank Elvis Hoarau and Patrick Hoarau, captains of Albacore and Pisces, who provided us the major part of our data and who kindly answered our questions. Beatty Hoarau, gave us relevant information about pelagic longlining and helped us to complete our data. Many thanks to Florian Giroux, Riaz Aumeeruddy, Juliette Dorizo and the Seychelles Fishing Authority for their support during the development of this work. Special thanks are due to Michel Vely without which this work could not have been accomplished. Thanks to the CEBC CNRS and the LBBE (Laboratoire de Biométrie et Biologie Evolutive) for their warm welcome. Transportation to Seychelles was financially supported by the Rhone-Alpes Council. This study was achieved in the framework of the South West Indian Ocean Fisheries Project “SWIOFP” supported by the World Bank, the Global Environmental Facility (GEF) and the “Fonds Français pour l’Environnement Mondial” (FFEM). The first author was financially supported by the Reunion Council.

References

- Alonso MK, Pedraza SN, Schiavini ACM, Goodall RNP, Crespo EA. 1999. Stomach contents of false killer whales (*Pseudorca crassidens*) stranded on the coasts of the Strait of Magellan, Tierra del Fuego. *Marine Mammal Science* **15**: 712–724.
- Ariz J, Delgado de Molina A, Ramos L, Santana. 2007. Some data of predation from the Pilot Action RAI-AP-08/2004 by two Spanish surface longline ships in South-western Indian Ocean during 2005. In *Workshop on the depredation in the tuna longline fisheries in the Indian Ocean, 9-10 July, 2007. Victoria, Seychelles.*, IOTC (ed). Victoria, Seychelles;
- Baird RW, Gorgone AM. 2005. False killer whale dorsal fin disfigurements as a possible indicator of long-line fishery interactions in Hawaiian waters. *Pacific Science* **59**: 593–601.
- Bargain R-M, Lucas V, Thomas A. 2000. The Seychelles semi-industrial fishery. In *IOTC Proceedings Victoria, Seychelles*; 164–168.
- Barrett-Lennard L. 2006. Social learning in Killer Whales and the spread of depredation behaviours. In *Symposium on Fisheries Depredation by Killer and Sperm Whales: Behavioural Insights, Behavioural Solutions. 2-5 oct. 2006. British Columbia, Canada* British Columbia, Canada;
- Buscaino G, Buffa G, Sarà G, Bellante A, Tonello A, Hardt F, Cremer M, Bonanno A, Cuttitta A, Mazzola S. 2009. Pinger affects fish catch efficiency and damage to bottom gill nets related to bottlenose dolphins. *Fisheries Science* **75**: 537–544.
- Dai X, Song L, Xu L. 2007. Observation of predation occurred in the Chinese longline fishery in the tropical Pacific Ocean based on observer data. In *Workshop on the depredation in the tuna longline fisheries in the Indian Ocean, 9-10 July, 2007. Victoria, Seychelles.*, IOTC (ed). Seychelles, July 2007;
- Dalla Rosa L, Secchi ER. 2007. Killer whale (*Orcinus orca*) interactions with the tuna and swordfish longline fishery off southern and south-eastern Brazil: a comparison with shark interactions. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **87**: 135–140.

Donoghue M, Reeves RR, Stone GS. 2002. *Report of the workshop on interactions between cetaceans and longline fisheries*. New England Aquatic Forum Series: Apia, Samoa.

Forney KA, Kobayashi DR, Johnston DW, Marchetti JA, Marsik MG. 2011. What's the catch? Patterns of cetacean bycatch and depredation in Hawaii-based pelagic longline fisheries. *Marine Ecology*: 1–12.

De Fries A, Hender J, McLoughlin K. 2007. Informal review of observer data from the Australian Fishing Zone (Indian Ocean) with regard to depredation from pelagic longline operations. In *Workshop on the depredation in the tuna longline fisheries in the Indian Ocean, 9-10 July, 2007. Victoria, Seychelles*. Seychelles;

Gamblin C, Lucas V, Dorizo J, Bach P. 2006. CAPturabilité des grands PELagiques exploités à la palangre dérivante dans la Zone Economique Exclusive des Seychelles. IOTC Proceedings. IOTC-2006-SC-INF04.

Garrison LP. 2007. Interactions between marine mammals and pelagic longline fishing gear in the U.S. Atlantic Ocean between 1992 and 2004. *Fishery Bulletin* **105**: 408–417.

Gilman E, Brothers N, McPherson G, Dalzell P. 2006. A review of cetacean interactions with longline gear. *Journal of Cetacean Research and Management* **8**: 215–223.

Guinet C, Domenici P, De Stephanis R, Barrett-Lennard L, Ford J, Verborgh P. 2007. Killer whale predation on bluefin tuna: exploring the hypothesis of the endurance-exhaustion technique. *Marine Ecology Progress Series* **347**: 111–119.

Hamer DJ, Childerhouse SJ, Gales NJ. 2012. Odontocete bycatch and depredation in longline fisheries: A review of available literature and of potential solutions. *Marine Mammal Science*: E345–E374.

Henderson AC, Flannery K, Dunne J. 2001. Observations on the biology and ecology of the blue shark in the North-east Atlantic. *Journal of Fish Biology* **58**: 1347–1358.

Hernandez-Milian G, Goetz S, Varela-Dopico C, Rodriguez-Gutierrez J, Romón-Olea J, Fuertes-Gamundi J, Ulloa-Alonso E, Tregenza N, Smerdon A, Otero M, *et al.* 2008. Results of a short study of interactions of cetaceans and longline fisheries in Atlantic waters: environmental correlates of catches and depredation events. *Hydrobiologia* **612**: 251–268.

- Hill PS, Laake JL, Mitchell E. 1999. Results of a pilot program to document interactions between sperm whales and longline vessels in Alaska waters. NOAA Tech. Memo. No. NMFS-AFSC-108. U.S. Dep. Commer.
- Hirayama N. 1976. Study on predation damages to hooked tuna by shark in longline fishery. *Journal of the Tokyo University of Fisheries* **62**: 125–136.
- Hucke-Gaete R, Moreno CA, Arata J. 2004. Operational interactions of sperm whales and killer whales with the patagonian toothfish industrial fishery off southern Chile. *CCAMLR Science* **11**: 127–140.
- IOTC. 2007. Report of the workshop on the depredation in the tuna longline fisheries in the Indian Ocean. Indian Ocean Tuna Commission (IOTC), Victoria, Seychelles.
- IOTC. 2010. *Report of the Thirteenth Session of the Scientific Committee*. Victoria, Seychelles.
- Jefferson TA, Curry BE. 1995. Acoustic methods of reducing or eliminating marine mammal-fishery interactions: do they work? *Ocean & Coastal Management* **31**: 41–70.
- Kiszka J, Pelourdeau D, Ridoux V. 2009. Body scars and dorsal fin disfigurements as indicators of interaction between small cetaceans and fisheries around the Mozambique Channel island of Mayotte. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science* **7**: 185–193.
- Kock K-H, Purves M, Duhamel G. 2006. Interactions between Cetacean and Fisheries in the Southern Ocean. *Polar Biology* **29**: 379–388.
- Lawson T. 2001. Predation of tuna by whales and sharks in the western and central Pacific Ocean. In *14th Meeting of the Standing Committee on Tuna and Billfish. 9-16 August 2001. Noumea, New Caledonia*. Noumea, New Caledonia;
- López BD, Mariño F. 2011. A trial of acoustic harassment device efficacy on free-ranging bottlenose dolphins in Sardinia, Italy. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*: 1–12.
- Mandelman J, Cooper P, Werner T, Lagueux K. 2008. Shark bycatch and depredation in the U.S. Atlantic pelagic longline fishery. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **18**: 427–442.

- McPherson G, Nishida T. 2010. An overview of toothed whale depredation mitigation efforts in the Indo-Pacific region. *SPC Fisheries Newsletter #132*: 31–36.
- McPherson G, Clague C, McPherson CR, Madry A, Bedwell I, Turner P, Cato DH, Kreutz D. 2008. Reduction of interactions by toothed whales with fishing gear. Phase 1. Development and assessment of depredation mitigation devices around longlines. Final Report to Fisheries Research and Development Corporation Report Number 2003/016. Department of Primary Industries and Fisheries, Cairns, Queensland, Australia.
- Miller C. 2007. Current State of Knowledge of Cetacean Threats, Diversity, and Habitats in the Pacific Islands Region. No. UNEP/CMS/PIC-1/inf/5. United Nations Environment Programme.
- Mintzer VJ, Gannon DP, Barros NB, Read AJ. 2008. Stomach contents of mass-stranded short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) from North Carolina. *Marine Mammal Science* **24**: 290–302.
- Monteiro D, Neves T, Estima S. 2006. Depredação por orcas e tubarões na pesca de espinhel pelágico no sul do Brasil: 2003-2005. In *1a Reunión Internacional sobre el Estudio de los Mamíferos Acuáticos SOMEMMA – SOLAMAC, Mérida, México, 5-9 noviembre 2006* Mérida, México; 27.
- Nishida T, Shiba Y. 2003. Report of the predation survey by the japanese commercial tuna longline fisheries (september, 2000- september, 2002). IOTC Proceedings no. 6. WPTT-03-10.
- Nolan CP, Liddle GM, Elliot J. 2000. Interactions between killer whales (*Orcinus Orca*) and sperm whales (*Physeter macrocephalus*) with a longline fishing vessel. *Marine Mammal Science* **16**: 658–664.
- Northridge S, Hofman R. 1999. Marine Mammal Interactions with Fisheries. In *Conservation and Management of Marine Mammals*, Twiss J, Reeves RR (eds). Washington; 99–119.
- Poisson F, Marjolet C, Mété K, Vanpouille M. 2001. Évaluation du phénomène de déprédation dû aux mammifères marins. In *L'espadon : de la recherche à l'exploitation durable. Programme Palangre Réunionnais, Rapport final*, Poisson F, Taquet M (eds). 231–247.

- Potier M, Marsac F, Cherel Y, Lucas V, Sabatié R, Maury O, Ménard F. 2007. Forage fauna in the diet of three large pelagic fishes (lancetfish, swordfish and yellowfin tuna) in the western equatorial Indian Ocean. *Fisheries Research* **83**: 60–72.
- Purves M, Agnew DJ, Balguerías E, Moreno CA, Watkins B. 2004. Killer whale (*Orcinus orca*) and sperm whale (*Physeter macrocephalus*) interactions with longline vessels in the Patagonian toothfish fishery at South Georgia, South Atlantic. *CCAMLR Science* **11**: 111–126.
- R Core Team. 2012. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria.
- Rabearisoa N, Bach P, Tixier P, Guinet C. 2012. Pelagic longline fishing trials to shape a mitigation device of the depredation by toothed whales. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **432-433**: 55–63.
- Ramos-Cartelle A, Mejuto J. 2007. Interaction of the false killer whale (*Pseudorca crassidens*) and depredation on the swordfish catches of the Spanish surface longline fleet in the Atlantic, Indian and Pacific Oceans. *ICCAT Collective Volume of Scientific Papers* **62**: 1721–1738.
- Romanov E, Gaetner D, Bach P, Romanova N. 2007. Depredation on pelagic longlines in the Indian Ocean: an analysis of the Soviet historical database (1961-1989) on tuna research. In *Workshop on the depredation in the tuna longline fisheries in the Indian Ocean, 9-10 July, 2007. Victoria, Seychelles.*, IOTC (ed). Victoria, Seychelles;
- Secchi ER, Vaske T. 1998. Killer whale (*Orcinus orca*) sightings and depredation on tuna and swordfish longline catches in southern Brazil. *Aquatic Mammals* **24**: 117–122.
- Silva MA, Machete M, Reis D, Santos M, Prieto R, Dâmaso C, Pereira JG, Santos RS. 2011. A review of interactions between cetaceans and fisheries in the Azores. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **21**: 17–27.
- Sivasubramanian. 1963. On the sharks and other undesirable species caught by tuna longline. *Records oceanic works in Japan*. **7**: 73–83.
- Sivasubramanian. 1964. Predation of tuna longline catches in the Indian Ocean, by killer-whales and sharks. *Bulletin of the Fisheries Research Station, Ceylon* **17**: 221–236.

- Sivasubramanian. 1969. New evidence on the distribution of predatory pelagic sharks in the tuna grounds of the Indian Ocean. *Bulletin of the Fisheries Research Station, Ceylon* **20**: 65–72.
- Straley J, O’Connell T, Beam G, Mesnick S, Allen A, Mitchell L. 2002. Sperm whale depredation in the demersal longline fishery for sablefish in the Gulf of Alaska: research needs and approaches to mitigation. In *Report of the workshop on interactions between cetaceans and longline fisheries*, Donoghue M, Reeves RR, Stone GS (eds). New England Aquatic Forum Series: Apia, Samoa; 7–8.
- Tixier P, Gasco N, Duhamel G, Viviant M, Authier M, Guinet C. 2010. Interactions of Patagonian toothfish fisheries with killer and sperm whales in the Crozet islands Exclusive Economic Zone: an assessment of depredation levels and insights on possible mitigation strategies. *CCAMLR Science* **17**: 179–195.
- Varghese S, Varghese SP, Somvanshi VS. 2007. Depredation in the longline fishery of the Indian waters. In *Workshop on the depredation in the tuna longline fisheries in the Indian Ocean, 9-10 July, 2007. Victoria, Seychelles.*, IOTC (ed). Victoria, Seychelles;
- Ward P, Porter J m., Elscot S. 2000. Broadbill swordfish: status of established fisheries and lessons for developing fisheries. *Fish and Fisheries* **1**: 317–336.
- Zhu G, Xu L, Zhou Y, Song L, Dai X. 2010. Length-weight relationships for bigeye tuna (*Thunnus obesus*), yellowfin tuna (*Thunnus albacores*) and albacore (*Thunnus alalunga*) (perciformes: scombrinae) in the Atlantic, Indian and Eastern Oceans. *Collective Volume of Scientific Papers, ICCAT* **65**: 717–724.
- Zollett EA, Read AJ. 2006. Depredation of catch by bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Florida king mackerel (*Scomberomorus cavalla*) troll fishery. *Fishery Bulletin* **104**: 343–349.

3.2 Modelling indices of shark and toothed whale depredation impacting the Seychelles pelagic longline fishery

Article en préparation

Résumé

La déprédation est un type d'interaction négative entre les pêcheries et les prédateurs marins. Elle se définit comme le prélèvement total ou partiel de l'appât ou du poisson sur l'engin de pêche par les odontocètes, les requins, les oiseaux ou les calmars. La pêcherie palangrière pélagique basée aux Seychelles et ciblant le thon et l'espadon est affectée par la déprédation par les requins et les odontocètes. Des données de captures, de déprédation et de pratiques de pêche ont été collectées au cours de campagnes de pêche commerciale et scientifiques entre 2004 et 2006. Des analyses basées sur la régression logistique ont été implémentées pour identifier des pratiques de pêche potentielles pouvant influencer l'occurrence de la déprédation par les requins et les odontocètes. L'occurrence de la déprédation par les odontocètes est corrélée à la CPUE (Capture par Unité d'Effort) de l'espadon, la zone de pêche, le trimestre et la bathymétrie. L'occurrence de la déprédation par les requins est corrélée à la CPUE des thons, la zone de pêche et le nombre d'hameçons déployés. Les deux types de déprédation sont principalement liés à la superposition des zones de pêche et les habitats des prédateurs et des espèces cibles. Nous avons utilisé ces résultats pour prédire quelques fenêtres spatio-temporelles accroissant les probabilités de déprédation et des mesures potentielles anti-déprédation concernant les pratiques de pêche.

Mots clés : régression logistique ; pratique de pêche ; faux-orque ; globicéphale tropical ; thon ; espadon ; interactions négatives ; Océan Indien

Modelling indices of shark and toothed whale depredation impacting the Seychelles pelagic longline fishery

Rabearisoa N.^{1,*}, P. Bach², V. Lucas³ and Romanov, E.⁴

¹ Institut de Recherche pour le Développement, UMR “Ecosystèmes Marins Exploités”,

2 rue Joseph Wetzell, CS 41095, 97495 Sainte Clotilde Cedex, La Réunion

² Institut de Recherche pour le Développement, UMR 212 EME, Rue Jean Monnet, BP 171,

34203 Sète Cedex, France

³ Seychelles Fishing Authority, Fishing Port, Victoria, Mahe, Seychelles

⁴ ARDA, Port Ouest, 97420 Le Port, La Réunion

* Corresponding author: Njaratiana Rabearisoa

Tel: (+262) 55 15 63; Fax: (+262) 55 15 20

E-mail: njaratiana.rabearisoa@gmail.com

Abstract

Depredation is a negative interaction between fisheries and marine predators. It is defined as the damage or removal of bait or fish from fishing gear by toothed whales, sharks, birds or squids. Seychelles-based pelagic longline fishery targeting tuna and swordfish is impacted by shark and toothed whale depredation. Catch, depredation and fishing practices data were collected during scientific and commercial surveys between 2004 and 2006. Logistic regression analyses were implemented to identify potential fishing practices likely to influence shark and toothed whale depredation occurrence. Toothed whale depredation occurrence was found to correlate with the swordfish CPUE (catch per unit effort), the fishing area, the fishing quarter and the bathymetry. Shark depredation occurrence was correlated with the tuna CPUE, the fishing area and the number of hooks set. Both depredation types were mainly driven by the overlap between the areas where fishing vessels usually operate, and predators and target species habitats. We used those results to predict some spatiotemporal frames increasing depredation probabilities, and potential mitigation measures with regard to fishing practices.

Keywords: logistic regression; fishing practice; false killer whale; short-finned pilot whale; tuna; swordfish; negative interactions; Indian Ocean

Introduction

The world population is constantly growing, resulting in the increase in food demand and need (Gilland 2002). To meet this demand, the total world supply of fish has to grow, and fishing activities simultaneously spread in terms of exploited volume of resources and fishing areas (Beddington & Kirkwood 2005; FAO 2009). Top marine predators also feed on the same resources, leading to an overlap between fishing areas and marine megafauna distribution. Unfortunately, anthropogenic activities are known to be part of the main threats to marine biodiversity, and fishing activities are especially recognized as a major factor leading to negative interactions between large marine megafauna and fishermen (Northridge & Hofman 1999; Stevens et al. 2000; Read 2008).

Depredation belongs to those interactions and is defined as the damage or removal of fish or bait from the fishing gear by predators, such as toothed whales (Donoghue et al. 2002; IOTC 2007), sharks (Gilman et al. 2007), birds (Brothers 1991) or squids (Bozzano & Sarda 2002). It occurs worldwide and in various fisheries (Hannan et al. 1989; De Stephanis 2004; Zollett & Read 2006; Dalla Rosa & Secchi 2007; Brotons et al. 2008; Tixier et al. 2010). Pelagic longline fishery targeting tuna and swordfish operating in tropical areas is particularly affected by shark and toothed whale depredation (Secchi & Vaske 1998; Dalla Rosa & Secchi 2007; IOTC 2007; Forney et al. 2011). This opportunistic behaviour may lead to mortalities, injuries and incidental captures (bycatch) of sharks and marine mammals (Kock et al. 2006; Gilman et al. 2007; Kiszka et al. 2009). In addition, depredation also leads to an important financial loss for fishermen.

Because of the aforementioned consequences, depredation faced by fishermen needs to be mitigated. Several measures have been tested so far to reduce the impacts of this major issue in the frame of pelagic longline fisheries. Previous and on-going work include acoustic devices, such as pingers (Poisson et al. 2001; McPherson et al. 2008; Mooney et al. 2009; McPherson & Nishida 2010) or physical devices (Hamer et al. 2012; Rabearisoa et al. 2012), but their long-term efficiency are still to be proved. However, if many studies aimed to analyse the quantitative impact of depredation for demersal longline fisheries (Hucke-Gaete et al. 2004; Purves et al. 2004; Clark & Agnew 2010; Tixier et al. 2010), same studies for pelagic longline fisheries are scarce in the Indian Ocean in particular as well as worldwide.

The Seychelles pelagic longline fishery targeting swordfish and tunas has been impacted by shark and toothed whale depredation for a long time. Species involved include pelagic sharks, mainly *Carcharinus* species, short-finned pilot whale (*Globicephala macrorhynchus*) and false killer whale (*Pseudorca crassidens*), (Sivasubramanian 1963, 1964, 1969; IOTC 2007; Romanov et al. 2010).

The goal of this study is to examine within the Seychelles Economic Exclusive Zone some potential fishing practices likely to influence depredation occurrence. Our statistical analysis focused on one question: does shark and toothed whale depredation occurrence vary in respect with geographic area, season, fishing techniques parameters or dominance of target species caught? The final objective is the identification of both potential spatiotemporal frames and fishing practices that could increase the interactions between marine predators and fishing activities. We conducted analyses of data collected from scientific surveys and from self-reporting data from fishermen in Seychelles-based longline fisheries to identify potential correlates between toothed whale and shark depredation and covariates characterizing fishing practices and to propose possible mitigation measures to reduce the depredation occurrence.

Material and methods

Database implementation

An unified Access ® database was implemented in order to assess properly the depredation extent on the pelagic longline fishery of the Seychelles archipelago and the factors impacting the level of interaction and the depredation rate and occurrence. Data were collected from pre-existing databases: DEFIL (Database for Experimental Fishing using Instrumental Longline) (Gamblin et al. 2006) which aimed at studying the behaviour of the gear and the habitat of the target species, and FINSS (Fisheries INtegration Statistical System) developed by the Indian Ocean Tuna Commission (IOTC) to register commercial longline data. Those databases were completed with self-reporting data obtained from fishermen. These data reported capture of all marketable species (swordfish as target species, tunas, billfishes, dolphin fish and sharks) and all depredation events on these different species with the identification of the depredation type (shark and/or toothed whale).

Data were collected aboard fishing vessels belonging to the Seychelles Fishing Authority. As swordfish feeds at the surface layer at night and evolves at deeper waters at day (Bigelow et

al. 1999), pelagic longline fishery targeting swordfish usually practices night setting (Ward et al. 2004). Thus, only longlines deployed at night and retrieved during daytime were retained, in order to avoid biases due to the diurnal or nocturnal aspect of the fishing operation. The dataset of interest included 705 sets deployed between 2004 and 2006, and included self-reporting data from fishermen or fishing sets deployed during scientific surveys.

Determination of the depredation type

Depredation was quantified according to the number of fish damaged by sharks and/or toothed whales. However, a complete removal of the fish could not be taken into account except when the depredation event occurred while hauling the fish on board. When they were not directly observed attacking fish during the fishing operation, the attribution of depredation to shark or toothed whale was done according to both the size and the border type of the bites left on the fish carcass. Large sharks generally leave clean-cut edges and small bites while toothed whales tear the fish off and leave large bites with ragged borders, and most of the time only leave the head on the hook (Secchi & Vaske 1998).

Capture and depredation indices

Fishermen mainly target swordfish in the Seychelles EEZ, but yellowfin (*Thunnus albacares*) and bigeye tunas (*Thunnus obesus*) are also valuable marketable species conserved on board by fishermen. These species were accurately self-reported, as well as depredation events impacting them. Therefore, we performed our analysis and we calculated our indices based on those three main marketable species. The nominal CPUE (Catch Per Unit of Effort), defined as the number of fish caught (depredated and intact), per 1000 hooks set, was calculated for each set.

$$\text{CPUE} = \frac{\text{Number of fish captured}}{\text{Number of hooks set}} * 1000$$

The occurrence rate (OCR) was defined as the proportion of depredated sets among the total number of deployed sets. It was assessed per scavenger group (sharks and toothed whales), fishing area and period.

$$\text{OCR} = \frac{\text{Number of depredated sets}}{\text{Total number of deployed sets}}$$

Study area

This study concentrated on the Seychelles archipelago, in the southwestern Indian Ocean. The fishing area was divided into three strata: area #1 (east of the plateau), area #2 (north-west of the plateau) and area #3 (south-west of the plateau). Seychelles, and particularly the fishing area #1, is controlled by the southeast monsoon from May to October (a season determined by strong winds and rough climatic conditions) and the northwest monsoon from December to March (a wetter season alternating calms and squalls). April and November are considered as inter-monsoon months.

Statistical analysis

Data were analysed with R software (R Core Team 2012). Logistic regression procedure was used to assess the impacts of fishing practices on the occurrence of toothed whale and shark depredation (glm function of the library stats in R, with a binomial distribution and a logit link). The response variable was a binary data indicating whether the fishing set was impacted by depredation or not. Two models were built based on the subset of intact fishing sets and toothed whale depredated ones on one hand and sharks depredated ones on the other hand. Explanatory variables were categorized as spatiotemporal variables, fishing practices, environmental conditions and catch data. The explanatory power of each variable was firstly examined, and the remaining significant terms were included in the initial model. The initial logistic regression model included every single terms and all two-way interactions. The model selection was based on the Akaike's information criterion (Akaike 1974) and a backward stepwise procedure. The final model included the remaining significant terms based on chi-square tests (p-value < 0.05). Considered explicative variables of depredation indices taken into account in the models are summarized in Table 1. Each variable was calculated for each set, whenever it was possible.

Table 1: List of fishing practices, spatiotemporal, environment and catch variables used to perform the logistic regression analysis of the probabilities of shark or toothed whale depredation occurrence in the Seychelles pelagic longline fishery. Fishing areas were classified as east, northwest or southwest of the plateau (see Fig.1)

Type of variable	Explanatory variable	Abbreviation	Description	Type
Fishing practice	Number of hooks	Hooks_nb_cont	Number of hooks set	Continuous
Fishing practice	Number of hooks	Hooks_nb_fact	Number of hooks set	Factor, 4 levels (<550 hooks, ≥550 hooks)
Fishing practice	Setting start time	Set_start_time	Time of the beginning of the set	Continuous (in decimal)
Fishing practice	Hauling start time	Haul_start_time	Time of the beginning of the haul	Continuous (in decimal)
Fishing practice	Setting start time	Set_start_time_fact	Period of the beginning of the set (before or after the sunset)	Factors, 2 levels (before 6 p.m., after 6 p.m.)
Fishing practice	Hauling start time	Haul_start_time_fact	Period of the beginning of the haul (before or after the sunrise)	Factors, 2 levels (before 6 a.m., after 6 a.m.)
Fishing practice	Set duration	Set_duration	Number of minutes to haul the gear	Continuous (in minutes)
Fishing practice	Soaking time	Soaktime	Number of minutes the gear soaked between the end of the set and the beginning of the haul	Continuous (in minutes)
Spatiotemporal	Distance from the plateau	Dist_beg_set_plateau	Distance of the first buoy set to the edge of Mahe plateau	Continuous (in km)
Spatiotemporal	Fishing area	Area	Fishing area	Factor, 3 levels (area 1: east, area 2: north-west, area 3: south-west of Mahe plateau)
Spatiotemporal	Quarter	Quart	Quarter	Factor, 4 levels (Jan-Mar, Apr-Jun, Jul-Sep, Oct-Dec)
Spatiotemporal	Semester	Sem	Semester	Factor, 2 levels (Apr-Sept, Oct-Mar)
Spatiotemporal	Year	Year	Year	Factor, 3 levels (2004, 2005, 2006)
Environment	Bathymetry	Bathy	Water depth based on the location of the first buoy determined from a global bathymetry	Continuous (in m)
Catch	Tuna CPUE	CPUE_tuna	Tuna catch	Continuous (in number of fish/1000 hooks set)
Catch	Swordfish CPUE	CPUE_swo	Swordfish catch	Continuous (in number of fish/1000 hooks set)

Spatial analysis

Longline fishing operations were localized using Geographic Information System (Arcview 9.3). The extension Spatial Analyst, from Arcview 9.3, was used to perform a spatial analysis of the target species CPUEs and the shark and toothed whale depredation occurrence rate. A grid with a mesh size of $0.5^{\circ} \times 0.5^{\circ}$ was built by using the add-on *AnalyseParMaille.dll* (downloaded from support.esrifrance.fr), and the average CPUE and depredation occurrence rate per mesh was calculated and mapped by using the Zonal Statistics function of the Spatial Analyst Tools. Bathymetric data was extracted from the GEBCO website (<http://www.gebco.net/>), with a resolution of $1.5' \times 1.5'$.

Results

Summary of fishing effort and catch data

Fishing operations took place in the Seychelles archipelago, within a 300 km radius around the Mahe plateau (Fig. 1). A total of 705 fishing sets were considered, representing a total fishing effort of 430,576 hooks. The fishing effort per set averaged 611.6 hooks and ranged from 230 to 942 hooks.

8253 swordfish and 4577 tunas (43.8% of bigeye and 56.2% of yellowfin tuna) were captured. Swordfish CPUE ranged between 1.2 and 104.3 (mean = 19.8, SD = 15.3) and tuna CPUE ranged between 1.1 and 124.4 (mean = 12.4, SD = 13.1). The geographical distribution of swordfish and tuna CPUE was investigated per quarter.

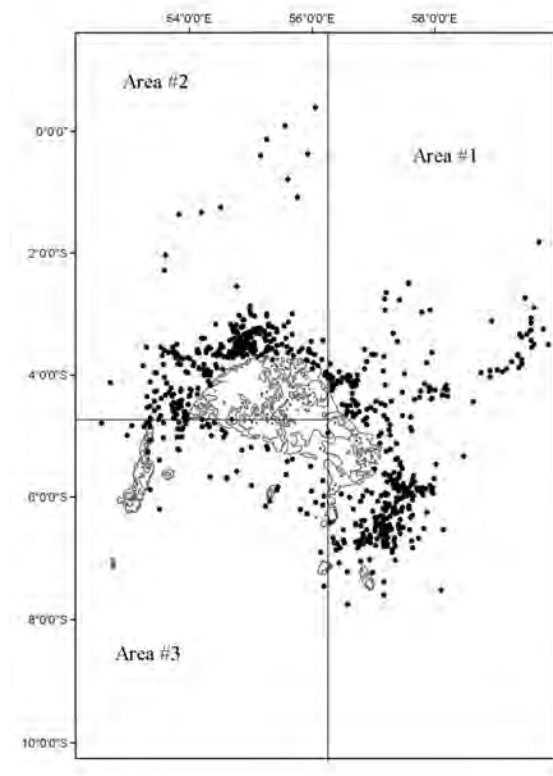


Figure 1 - Fishing area of the Seychelles-based swordfish longline fishery operating off Mahe plateau and location of the analyzed longline sets. The fishing area was divided in three zones: area #1 (east of the plateau, subject to the southeast monsoon from May to October), area #2 (north-west of the plateau) and area #3 (south-west of the plateau).

Swordfish catch

During the first quarter, swordfish was more abundant in the south-east (south of area #1) and north-west of the plateau (area #2). From April to June, swordfish CPUE displayed its highest mean values, and particularly in the north-west (area #2), but was also important in the south-east of the plateau. During the third quarter, swordfish CPUE was generally low, and increased during the last quarter (Fig. 2).

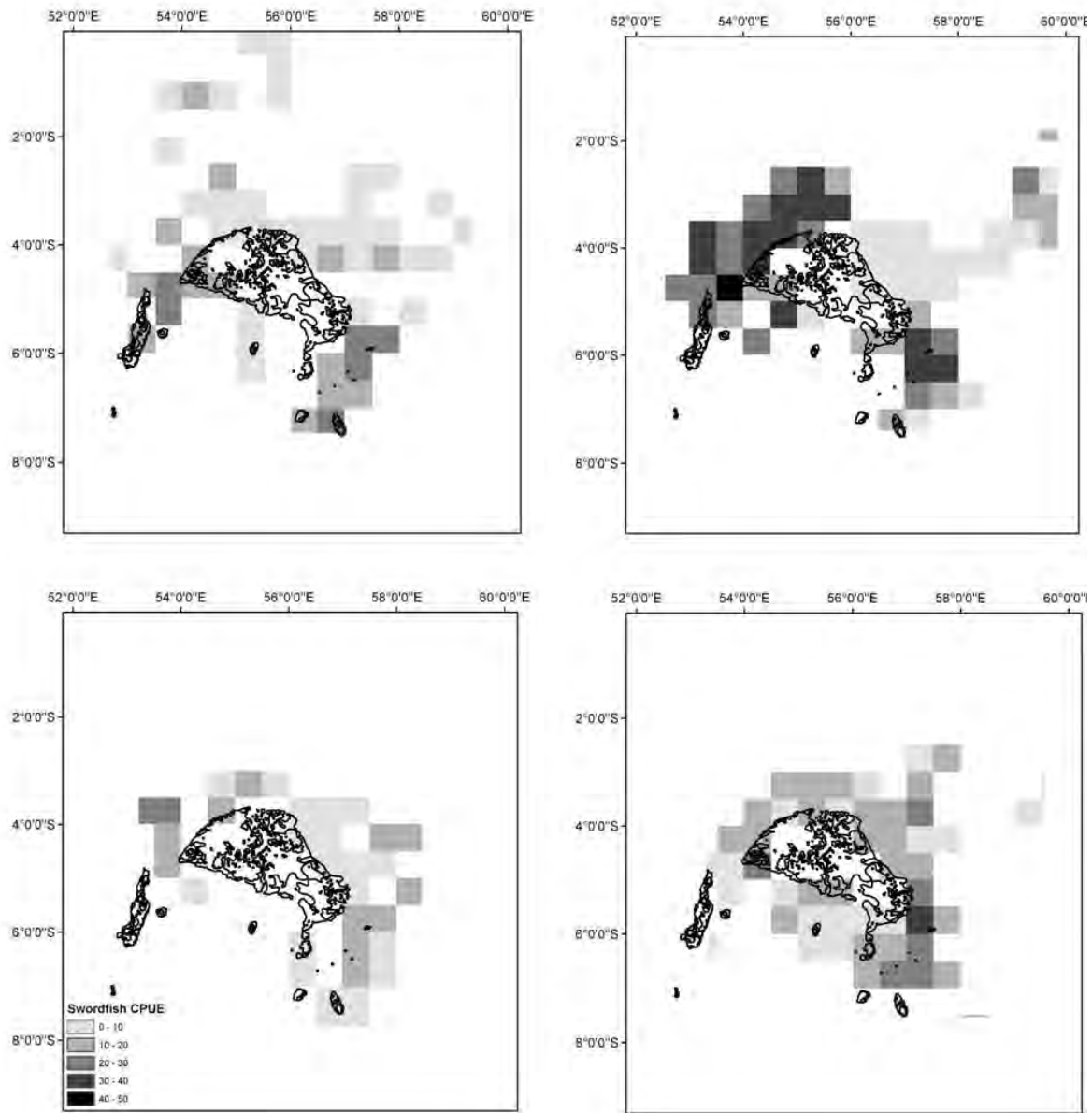


Figure 2 - Distribution of the average swordfish CPUE per quarter and per 0.5°x0.5° statistical square (top left: January to March, top right: April to June, bottom left: July to September, bottom right: October to December).

Tuna catch

Tuna CPUE was more important in the northern part of the plateau, and its distribution was more homogeneous during the second quarter. Tuna abundance was generally low from July to September, and displayed highest values from October to December, particularly in the northern part of the plateau (Fig. 3)

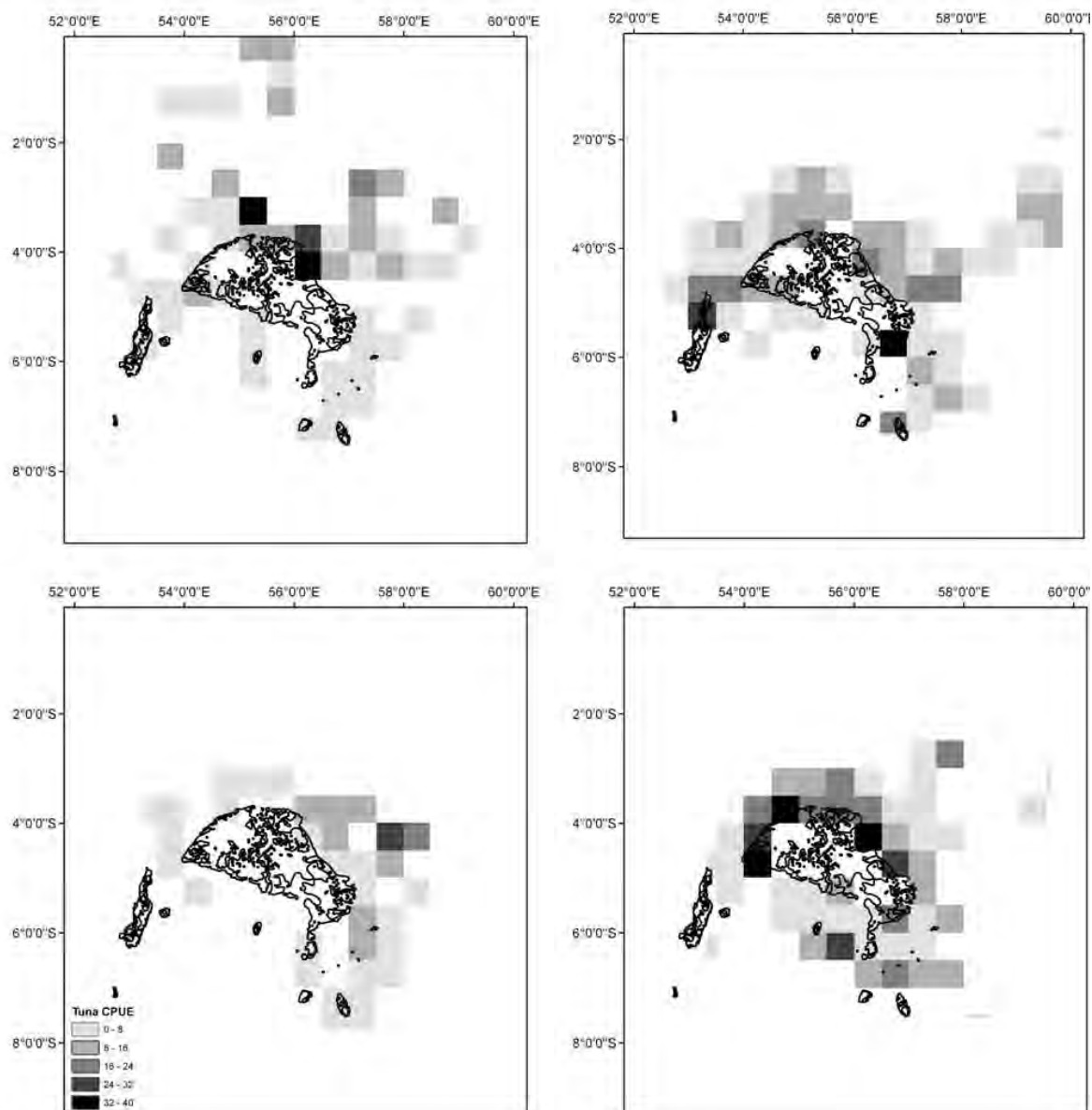


Figure 3 - Distribution of the average tuna CPUE per quarter and per 0.5°x0.5° statistical square (top left: January to March, top right: April to June, bottom left: July to September, bottom right: October to December).

Summary of depredation data

A total of 112 (respectively, 349) out of 705 fishing sets were depredated by toothed whales (respectively, sharks). 2487 individuals out of a total of 12797 fish caught were depredated, representing a global depredation rate of 19.5% (10.5% from toothed whales, 8.8% from sharks and 0.2% from both predators).

Toothed whale DPUE, calculated on the subset of fishing sets depredated by odontocetes, ranged between 1 and 76 depredated fish / 1000 hooks (mean = 18.6, SD = 14.3). Toothed whale depredation rate ranged from 0.03 to 1 (mean = 0.54, SD = 0.25). Shark DPUE ranged between 1.1 and 25.0 depredated fish / 1000 hooks (mean = 5.0, SD = 3.9). Shark depredation rate ranged from 0.01 to 1 (mean = 0.14, SD = 0.13).

Logistic regression: occurrence of toothed whale depredation

Four factors were found to be significantly correlated with the occurrence of depredation by toothed whales: bathymetry, swordfish CPUE, fishing area, the interaction between the fishing area and bathymetry and the interaction between the fishing area and quarter. The quarter effect (alone), although improving the explanatory power of the model, was not a statistically significant factor (Table 2).

Table 2 - Logistic regression results for the response variable « Toothed whale depredation occurrence ». An analysis of deviance test (ANOVA) was performed on the model to assess the significance of each factor. Results are displayed as follows: explanatory variables included in the final model, their significance (based on F tests, with p-values) and degrees of freedom. « : » indicates the interaction between two factors.

Explanatory variable	F	P	df
Area	9.44	0.0089	2
Bathy	5.94	0.0147	1
Quart	0.77	0.8564	3
CPUE_swo	21.56	< 0.001	1
Area:Bathy	6.38	0.0410	2
Area:Quart	12.72	0.0476	6

Spatiotemporal effects

An analysis of the seasonal distribution of depredated sets in each fishing area highlighted some spatiotemporal trends.

Fishing area #1

The fishing area #1 (east of Mahe plateau) was mainly exploited in March, April and October, and less during the austral winter, from May to October (a dry period controlled by the southeast monsoon and characterized by strong winds and rough seas). The number of depredated sets increased with the number of fishing sets deployed.

Higher OCR values were observed during the last quarter (especially in October and in December), in comparison with a similar number of fishing sets deployed in April and in May. Lesser fishing operations were undertaken during the austral winter, but the OCR values remained constant, and the frequency of toothed whale depredation did not appear to be particularly low during this season.

The geographic distribution of toothed whale occurrence rate provided some relevant information regarding the OCR observed in during the second quarter in this area: a small number of sets were depredated, despite an important number of fishing sets deployed. This might suggest a decrease in the abundance of toothed whale in this spatiotemporal frame, resulting in a decreased number of depredated sets. The fourth quarter seems therefore to be the most favourable period for toothed whale depredation, and the second quarter, (April in particular) seems to be most interesting period for fishermen (Fig. 4).

Fishing area #2

The fishing area #2 (north-west of Mahe plateau) was mainly exploited in May and June and the number of depredated sets increased with the number of deployed sets. Higher OCR values were observed between during the second quarter, and in November (Fig. 4).

Fishing area #3

The fishing area #3 (south-west of the plateau) was less exploited than the other areas but displayed a greater depredation frequency. Higher OCR values were observed during both the last and the first quarters (from November to March), during the austral summer (Fig. 4).

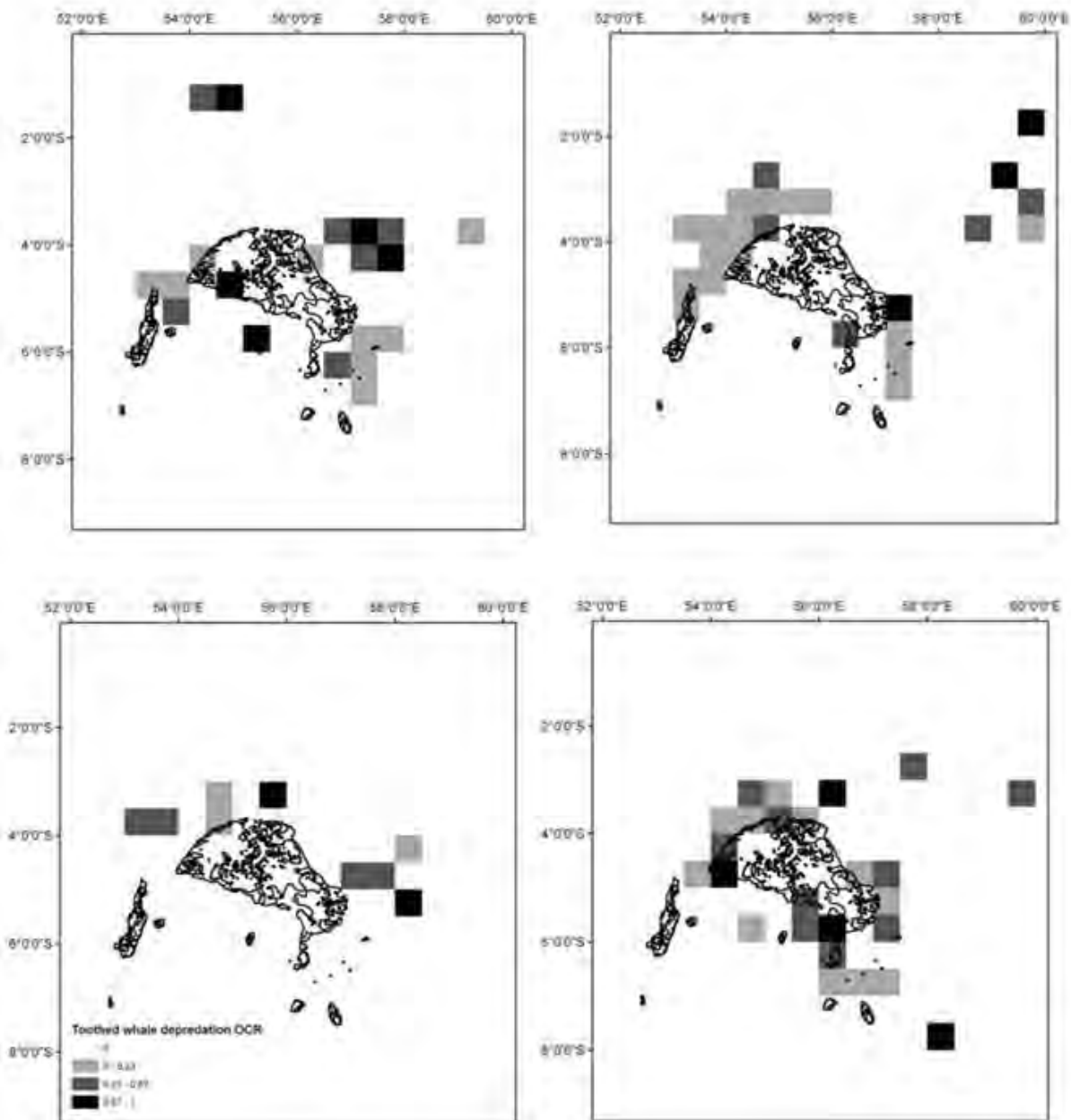


Figure 4 - Toothed whale occurrence rate OCR (proportion of depredated sets) per quarter and per 0.5°x0.5° statistical square (top left: January to March, top right: April to June, bottom left: July to September, bottom right: October to December).

To summarize, toothed whales seem to gather in the northwest of Mahe plateau, from April to July. This makes this area more subject to toothed whale depredation during this period. Depredation is then more frequent during the last quarter in the east of the plateau. On the contrary, depredation is more frequent in the southwest of the plateau between November and March, toothed whales probably migrating towards this area after the northwest monsoon.

Effect of bathymetry

The impact of bathymetry on the occurrence of toothed whale was mainly observed in the fishing area #1 (east of the plateau) and #3 (south-west of the plateau). Higher OCR values were observed on fishing areas beyond 2000 m deep in the eastern part of the plateau, while higher ones were observed near the edge of the plateau in the south-western area. In the northwest of the plateau, there was no obvious trend as for the distribution of depredation frequency regarding the bathymetry while setting the fishing gear (Fig. 5).

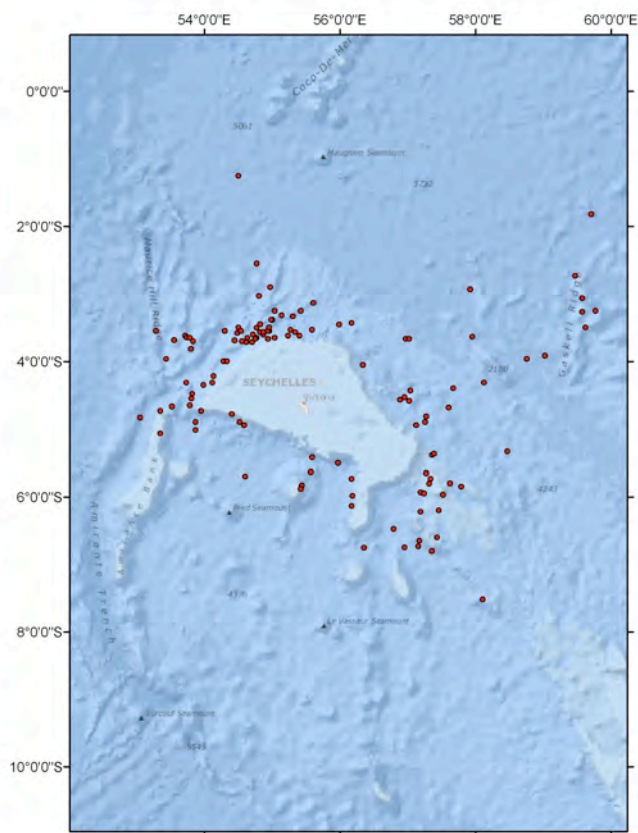


Figure 5 - Distribution of sets depredated by toothed whales in relation with the bathymetry of the fishing area.

Effect of resource abundance

The last and most significant factor affecting toothed whale depredation occurrence was the swordfish CPUE. The swordfish abundance in the fishing area significantly increased the probability of observing a depredation event by toothed whales. No interaction with fishing area and period was observed.

Logistic regression: occurrence of shark depredation

Shark depredation occurrence was found to be significantly correlated to four factors: the number of hooks set, the fishing area, the tuna CPUE and the interaction between the fishing area and the tuna CPUE (Table 3).

Table 3 - Logistic regression results for the response variable « Shark depredation occurrence ». An analysis of deviance test (ANOVA) was performed on the model to assess the significance of each factor. Results are displayed as follows: explanatory variables included in the final model, their significance (based on F tests, with p-values) and degrees of freedom. « : » indicates the interaction between two factors.

Explanatory variable	F	P	df
Hooks_nb_fact	16.11	< 0.001	1
CPUE_tuna	21.09	< 0.001	1
Area	10.27	< 0.001	2
Area:CPUE_tuna	6.28	0.0433	2

Effect of longline length

Shark OCR values were significantly higher on longer fishing sets (in terms of number of hooks set). This relationship with the mainline length displayed a step increase in occurrence rate for fishing sets longer than 550 hooks. The continuous number of hooks variable was then replaced by a binary one (number of hooks > or < 550). This new variable was highly significant and provided a greater explanatory power than the continuous variable (chi-square = 16.11, p-value < 0.001, df = 1).

Effect of resource abundance and fishing area

Unlike the toothed whale depredation model, no quarter effect (either in interaction with another factor or not) was observed regarding shark depredation occurrence. Shark OCR values were significantly higher in the eastern part of Mahe plateau than in areas farther west (chi-square=30.82, p-value < 0.001, df=2), (Fig. 6).

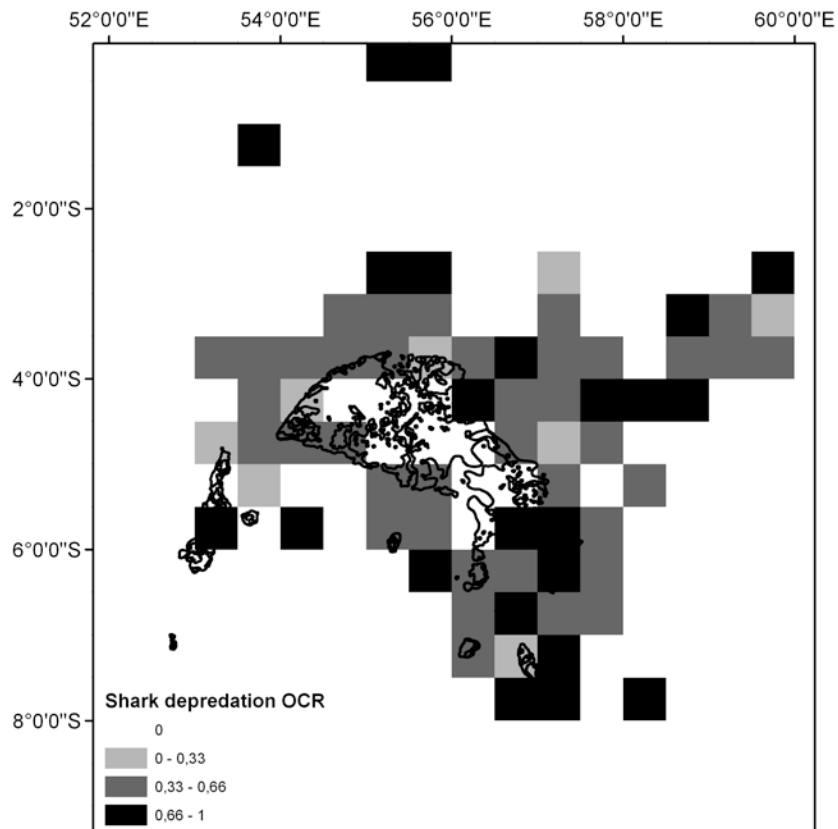


Figure 6 - Shark occurrence rate OCR (proportion of depredated sets) per quarter and per 0.5°x0.5° statistical square (top left: January to March, top right: April to June, bottom left: July to September, bottom right: October to December).

The last significant factors were the abundance of tuna (in terms of tuna CPUE) alone, and its interaction with the fishing area. The probability of shark depredation increased with the amount of tuna caught on the fishing gear, and reached a maximum value when tuna CPUE ranged between 20 and 25 fish caught per 1000 hooks set. Beyond this threshold, shark depredation occurrence decreased. This trend was more obvious in the fishing area #2 (northwest of the plateau), while less variability was observed in the fishing area #1.

Discussion

The logistic regression analysis suggests that interactions between fishing gear, sharks and toothed whales are mainly driven by the resource availability and spatial overlap of predators and fishing operations.

Depredation and spatiotemporal factors

Effects of fishing area on depredation occurrence are mainly related to changes in the distribution of fishing effort and target species throughout the year. Fishing operations mainly took place in the western part of the plateau during the austral winter (from May to October), resulting in a decreased number of depredated sets in the eastern part. But even though less fishing sets were deployed, the proportion of depredated sets did not display a significant decrease, implying that no apparent reduction in toothed whale abundance can be suggested in the eastern part of the plateau during this period, despite the rough climatic conditions and strong trade winds. However, higher proportion of depredated sets was observed during the last quarter, while lower one was displayed in April. Similarly to toothed whale depredation, shark depredation was linked to the location of the fishing set.

Those changes in depredation frequencies may be linked to the evolution of the distribution of tuna and swordfish. The average swordfish CPUE was significantly higher between April and June, a result confirmed by Wendling and Lucas (2003), and this was particularly obvious in the northwestern part of the plateau. This may explain the very low toothed whale depredation occurrence observed in April in the eastern part of the plateau, and the higher one observed in the northwestern part. On the contrary, regarding the last quarter, the highest swordfish CPUE was observed in the east of the plateau, resulting in higher depredation occurrence.

Shark depredation occurrence was relatively important and constant in the east of Mahe plateau, while it was highly variable in the northwest area, where tuna CPUE was in average higher than in the other areas, but was less frequent in the southwestern area, tuna CPUE being lower in this area.

Depredation and resource abundance

Thus, the most significant factor impacting both shark and toothed whale depredation was the CPUE (tuna CPUE for shark depredation, and swordfish CPUE for toothed whale depredation). Toothed whale and shark depredation occurrence followed the same trend and was positively correlated to the CPUE. Areas of high CPUEs change with the seasonally evolving

monsoon currents, and marine predators feeding on those resources are likely to do so. While shortcomings of the nominal CPUE to accurately reflect changes in resource abundance were frequently highlighted in the scientific literature (Harley et al. 2001), we can consider it as an indicator of the resource abundance for our limited both time period and fishing ground. Then, the spatiotemporal repartition of sharks and toothed whales species involved in depredation was, therefore, at least partially, linked to the spatiotemporal distribution of the target fish, resulting in a strong overlap between fishing effort and predators presence.

Instead of an opportunistic behaviour of both shark and toothed whales driven by the longline fleet activity, the overlap between the spatiotemporal distribution of scavengers and large pelagic fishes is likely the result of a predator-prey relationship. Preys might be easier to catch in areas of high productivity, contributing to predators gathering, and tunas, sharks and marine mammals are seasonally concentrated in biological richest areas. Indeed, based on the analysis of stomach contents, it has been showed that the target species (tuna and swordfish), pelagic sharks (such as blue sharks), pilot whales and false killer whales feed on other fish, cephalopods and crustaceans, inducing a strong overlap between their foraging areas (Alonso et al. 1999; Henderson et al. 2001; Potier et al. 2007; Ramos-Cartelle & Mejuto 2007; Mintzer et al. 2008). Nevertheless, fish species targeted by longliners are not usual preys for toothed whales, and depredation appears as the result of a shift in their feeding habits (Secchi & Vaske 1998; Gilman et al. 2006; Zollett & Read 2006). Longliners might act as a “dinner bell” allowing an easy access for feeding by reducing energy costs associated to hunting activity.

In addition, areas of high productivity enable fishermen to catch more fish. As a result, the more fish are caught, the more the hauling operation lasts, the more the catch is exposed to potential predators, and this results in higher cumulative damage and increased probabilities of both depredation occurrence and depredation rate (Romanov et al. 2007). All these arguments explain spatial and temporal synchronies between depredation occurrence and capture per unit effort (CPUE). Nevertheless, we noticed a threshold with regard to the relationship between the amount of fish caught and the proportion of damaged sets, implying that the highest depredation probabilities are not necessarily found in areas with highest prey abundance. The highest proportion of depredated sets was associated to a threshold, and beyond this value we observed lower proportions of damaged sets. High prey abundance does not actually ensure predators' high abundance and presence, and predators are likely to prefer areas with easy to catch preys, instead of areas with high prey density (Kennedy & Gray 1993; Grant et al. 2005).

Depredation and bathymetry

Toothed whale depredation was more frequent in areas less than 1000 m deep in the southwestern area, implying that predators are concentrated along the shelf break in the southwestern part of the plateau, whereas they are spread more sparsely across a larger geographic area elsewhere. Monsoon results in the upwelling of nutrient rich water along the southern edge of the plateau, giving rise to localized plankton productivity events (Rowat & Gore 2007). Plankton being at the bottom of the food chain, its abundance determines the distribution of upper components. Previous studies already underlined the high productivity found near the shelf break and supporting fish aggregations and thus influencing cetacean distribution (Kenney et al. 1997; Davis et al. 2002).

Predictions on toothed whale movements around the plateau

A low number of fishing operations are undertaken in January, August and September, making no conclusion possible regarding depredation frequency. Nevertheless, based on the depredation patterns previously underlined, it can be predicted that toothed whales seasonally move around the plateau according to the area productivity. From April to July, toothed whales seem to gather in the northwest of the plateau, where resource abundance is high. A low number of fishing operations are undertaken in August and September because of the climatic conditions induced by the southwest monsoon, but it is logical to suggest that toothed whales move towards the eastern part of the plateau and stay in this area until the end of the southwest monsoon, in October. Indeed, this area is subject to strong trade winds from the southeast from June to October, resulting in the upwelling of cold, nutrient rich water. This gives rise to generally decreased water clarity and localized plankton productivity events (Rowat & Gore 2007), gathering preys for predators, including toothed whales. In November, after the upwelling, productivity decreases, and toothed whales move along the southwestern edge of the plateau (area #3) until March to seek out some other productive areas, and then, move towards the northwest part of the plateau in April (Fig. 7).

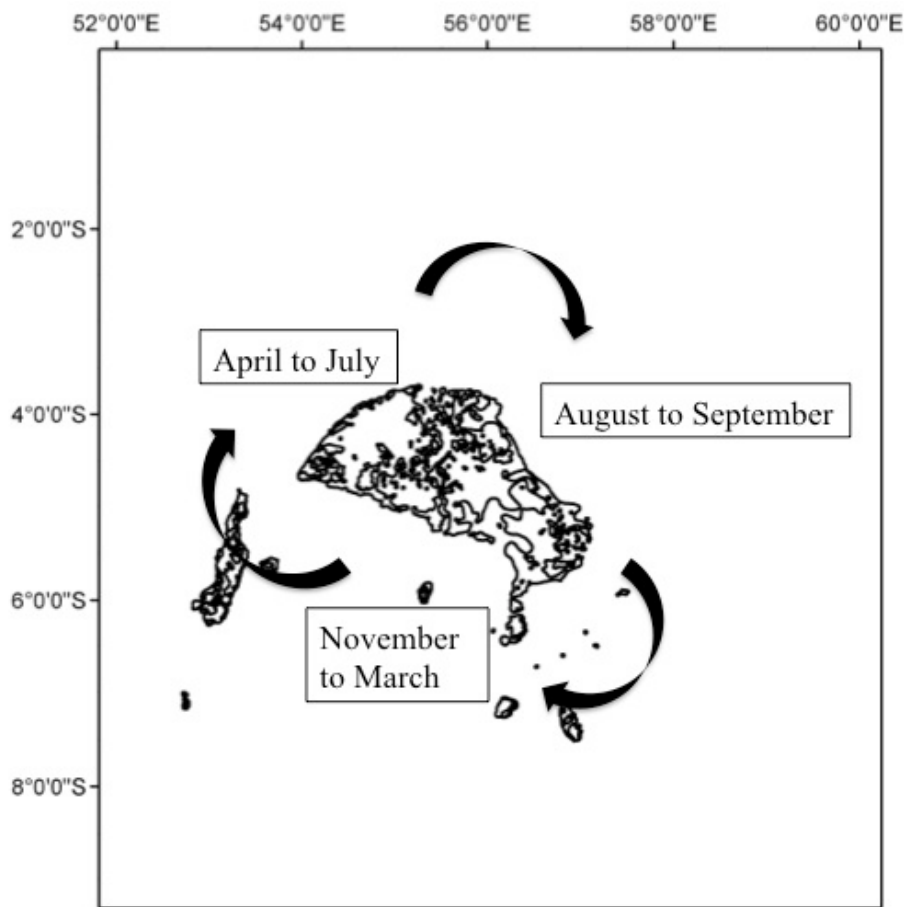


Figure 7 - Prediction map of the seasonal movements of toothed whales around the Mahe plateau.

Potential spatiotemporal migrations of sharks are difficult to predict, since several species of pelagic sharks are involved in depredation events (but the species identification is never possible), and each may have its own migration pattern. This may explain the fact that no seasonal pattern was highlighted by the logistic regression analysis of shark depredation occurrence.

Depredation mitigation measures based on modified fishing practices?

A relevant result of the present study was that the number of hooks set (a measure of the duration of operations) correlated with shark depredation occurrence. Longer lines increased the probabilities for shark of finding the fishing gear (30% of the fishing sets with less than 550 hooks were depredated, versus 57% of those with more than 550 hooks). Surprisingly, the number of hooks set had no impact on toothed whale depredation occurrence. Tixier et al. (2010) suggested that shorter lines reduce the ratio of depredated fish as they require less time to be

hauled. This result might be explained by the fishing practice used by Seychelles fishermen: from experience, they have learnt to truncate their mainline in several independent segments to reduce depredation impact (E. Hoarau, fisherman, pers. comm.) Shark depredation is sporadic and causes low damages on the catch, and setting more hooks enables to catch more fish and reduces the impact of this depredation type. On the contrary, toothed whale depredation is methodical (i.e. when they find a segment, they will be likely to depredate a major part of the catch on the longline). Therefore, when fishermen cut their mainline in several segments, predators are unlikely to find the whole line. When depredation occurs, setting multiple segments gives the opportunity to keep some segments out of the predators' reach, and then, getting lower depredation rate. Setting more hooks will thus increase the probabilities for predators to find the fishing gear (explaining the relationship between shark depredation occurrence and line length), but segmenting it will allow to reduce the amount of fish lost among the whole catch. Moreover, longer lines catch more fish, increasing the hauling duration and the odds for predators to find the fishing gear. This alternative fishing method is along the lines of what Donoghue et al. (2002) previously suggested in the frame of demersal longlining: the use of "decoy" fishing tactics (such as the use of other methods of line settings instead of a single straight line) will help reducing depredation impacts.

Toothed whale depredation is the biggest issue faced by fishermen in Seychelles. According to our results, there is little hope, if any, in reducing significantly depredation rate by modifying the fishing practice. Our study highlighted some spatiotemporal trends for toothed whale depredation, but those trends mainly relied on the resource availability. Depredated sets were most of the time associated to higher CPUEs. Based on the statistical analysis, the additional fishing practice which could have an impact on depredation mitigation would be the setting of multiple short line segments instead of an unique long one. Fishermen should also avoid the areas near the shelf break in the southwest of the plateau after the northeast monsoon (from November to March). April seems to be the most favourable period for vessels operating in the eastern part of the plateau (high swordfish CPUE but low toothed whale depredation occurrence, suggesting that toothed may probably find easier prey to catch naturally in that area, and show less interest in longliners operating around them), while fishing in that area during the last quarter should be avoided. The northwest of the plateau is prone to high depredation occurrence during the second quarter, but this spatiotemporal frame is also the most interesting period for fishermen, in terms of catch CPUE.

Quite similar results were obtained by Garrison (2007), who used logistic regression to show that warm water temperatures, proximity to the shelf break, mainline length greater than 20 nm and damage to swordfish catch correlated with interaction rates between pelagic longlines and pilot whales (*Globicephala* spp.), while geographic location, proximity to the shelf break, mainline length and bait type correlated with interaction rates between pelagic longlines and Risso's dolphins (*Grampus griseus*) in the U.S. East Coast pelagic longline fishery. Although, a study investigating options to reduce depredation between the Hawaii-based deep-set longline fishery and false killer whales with the use of GAM methods reached to a more drastic conclusion: no spatiotemporal gear or set factors could significantly reduce depredation rate, apart from moving at least 100 km following a depredation event (Forney et al. 2011).

Several mitigations measures have been tested so far to reduce depredation faced by both demersal and pelagic longline fisheries, including operational measures. In Alaska, the use of dummy buoys, long-distance movements, cessation of fishing activities, the use of blank sets, changing the time of fishing or changing the target species did not proved to be successful in reducing killer whale depredation on sablefish (*Anoplopoma fimbria*) targeted by demersal longlines (Dalheim 1988). Gilman et al. (2006) reviewed a range of changes in fishing gear and methods to reduce cetaceans interactions with longlines. They include the avoidance of areas and periods with peak cetacean abundance. Authors also suggested that fishermen refrain from chumming during the set and to discard bait and offal during the haul. Toothed whales also proved to be attracted by acoustic cues produced by fishing vessels (Thode et al. 2007). The use of underwater acoustic masking devices might thus be effective, but was not trialled yet. The easiest solution which could be proposed to cope with this issue would be to reduce the acoustic signals associated to fishing operations, by avoiding abruptly engaging and disengaging the ship's propeller during the haul. However, changing fishing practices may be difficult to implement in a fishery if the economic benefits are not immediately apparent (Hamer et al. 2012).

Demersal longliners targeting toothfish (*Dissostichus eleginoides*) travel long distances if they are confronted to a pod of toothed whales, and this proved to be rather efficient in reducing the impact of depredation (Tixier et al. 2010). However, domestic pelagic longliners based in Seychelles are generally some small boats (< 25 meters long), carrying out fishing trips lasting less than three weeks, and store their catch in ice (limiting the duration of their fishing trips).

Moreover, cetaceans are able to travel long distances. Therefore, small-scale fisheries, such as the one we studied, do not have sufficient means to travel long distance to avoid predators.

Biases of the study

Some factors may bias our results regarding depredation rates and factors influencing depredation. First, no information was reported when the whole line was depredated. When it happened, as no catch was conserved on board to be commercialized, fishing operations were not reported on the logbook most of the time. These incomplete reported data lead to the underestimation of the level of the depredation occurrence for both time periods and fishing area where the depredation is intense.

We were not able to investigate the impacts of some potentially relevant factors. For instance, the amount of captured sharks among the catch might affect the probabilities of shark depredation. Sivasubramanian (1963, 1964, 1969) underlined the positive relationship between the number of depredated tunas and the number pelagic sharks captured on a given longline set. Unfortunately, catch data related to sharks were not regularly reported. We faced the same issue with the total soaking time, since the hauling end time was not always reported. This variable might play a role in the probability of depredation occurrence and could have allowed us to verify the assumption that fishing sets soaking for a longer time in the water may be more exposed to predators and may therefore be depredated more frequently.

Conclusions

We demonstrated through our analysis that i) shark and toothed whale depredation is mainly driven by a spatiotemporal overlap between fishing operations and predators distribution ii) some spatiotemporal frames should be avoided to reduce the probabilities of interactions between longlines and scavengers iii) no major changes regarding fishing practices can be suggested to significantly reduce depredation occurrence iv) the use of alternative fishing methods, such as the setting of multiple segments is likely an efficient depredation mitigation measure, but its efficiency should be investigated more carefully by the collection of more precise data related to this practice.

Acknowledgements

We would like to thank Elvis Hoarau and Patrick Hoarau, captains of Albacore and Pisces, who provided us the major part of our data and who kindly answered our questions. Beatty Hoarau, gave us relevant information about pelagic longlining and helped us to complete our data. Many thanks to Florian Giroux, Riaz Aumeeruddy, Juliette Dorizo and the Seychelles Fishing Authority for their support during the development of this work. Special thanks are due to Michel Vely without which this work could not have been accomplished. Thanks to the CEBC CNRS and the LBBE (Laboratoire de Biométrie et Biologie Evolutive) for their warm welcome. Transportation to Seychelles was financially supported by the Rhone-Alpes Council. This study was achieved in the framework of the South West Indian Ocean Fisheries Project “SWIOFP” supported by the World Bank, the Global Environmental Facility (GEF) and the “Fonds Français pour l’Environnement Mondial” (FFEM). The first author was financially supported by the Reunion Council.

References

- Akaike, H. 1974. A New Look at the Statistical Model Identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19: 716–723.
- Alonso, M.K., Pedraza, S.N., Schiavini, A.C.M., Goodall, R.N.P. and Crespo, E.A. 1999. Stomach contents of false killer whales (*Pseudorca crassidens*) stranded on the coasts of the Strait of Magellan, Tierra del Fuego. *Marine Mammal Science*, 15: 712–724.
- Beddington, J. and Kirkwood, G. 2005. Introduction: fisheries, past, present and future. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360: 3–4.
- Bigelow, K.A., Boggs, C.H. and He, X. 1999. Environmental effects on swordfish and blue shark catch rates in the US North Pacific longline fishery. *Fisheries Oceanography*, 8: 178–198.
- Bozzano, A. and Sarda, F. 2002. Fishery discard consumption rate and scavenging activity in the northwestern Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 15–28.
- Brothers, N. 1991. Albatross mortality and associated bait loss in the Japanese longline fishery in the Southern Ocean. *Biological Conservation*, 55: 255–268.
- Brotons, J.M., Grau, A.M. and Rendell, L. 2008. Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands. *Marine Mammal Science*, 24: 112–127.
- Clark, J.M. and Agnew, D.J. 2010. Estimating the impact of depredation by killer whales and sperm whales on longline fishing for toothfish (*Dissostichus eleginoides*) around South Georgia. *CCAMLR Science*, 17: CCAMLR Science.
- Dalheim, M.E. 1988. Killer Whale (*Orcinus orca*) depredation on longline catches of sablefish (*Anoplopoma fimbria*) in Alaskan waters. NWAFC Processed Report, National Marine Fisheries Service, Seattle.
- Dalla Rosa, L. and Secchi, E.R. 2007. Killer whale (*Orcinus orca*) interactions with the tuna and swordfish longline fishery off southern and south-eastern Brazil: a comparison with shark interactions. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87: 135–140.

- Davis, R.W., Ortega-Ortiz, J.G., Ribic, C.A., Evans, W.E., Biggs, D.C., Ressler, P.H., et al. 2002. Cetacean habitat in the northern oceanic Gulf of Mexico. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 49: 121–142.
- Donoghue, M., Reeves, R.R. and Stone, G.S. 2002. *Report of the workshop on interactions between cetaceans and longline fisheries*. New England Aquatic Forum Series, Apia, Samoa.
- FAO. 2009. *The state of world fisheries and aquaculture 2008*. United Nations (UN) Food and Agriculture Organization (FAO), United Nations (UN) Food and Agriculture Organization (FAO), 196 pp.
- Forney, K.A., Kobayashi, D.R., Johnston, D.W., Marchetti, J.A. and Marsik, M.G. 2011. What's the catch? Patterns of cetacean bycatch and depredation in Hawaii-based pelagic longline fisheries. *Marine Ecology*, 1–12.
- Gamblin, C., Lucas, V., Dorizo, J. and Bach, P. 2006. CAPturabilité des grands PELagiques exploités à la palangre dérivante dans la Zone Economique Exclusive des Seychelles. IOTC Proceedings. IOTC-2006-SC-INF04.
- Garrison, L.P. 2007. Interactions between marine mammals and pelagic longline fishing gear in the U.S. Atlantic Ocean between 1992 and 2004. *Fishery Bulletin*, 105: 408–417.
- Gilland, B. 2002. World population and food supply: can food production keep pace with population growth in the next half-century? *Food Policy*, 27: 47–63.
- Gilman, E., Brothers, N., McPherson, G. and Dalzell, P. 2006. A review of cetacean interactions with longline gear. *Journal of Cetacean Research and Management*, 8: 215–223.
- Gilman, E., Clarke, S., Brothers, N., Alfaro-Shigueto, J., Mandelman, J., Mangel, J., et al. 2007. *Shark Depredation and Unwanted Bycatch in Pelagic Longline Fisheries: Industry Practices and Attitudes, and Shark Avoidance Strategies*. Western Pacific Regional Fishery Management Council, Honolulu, USA.
- Grant, J., Hopcraft, C., Sinclair, A.R.E. and Packer, C. 2005. Planning for success: Serengeti lions seek prey accessibility rather than abundance. *Journal of Animal Ecology*, 74: 559–566.

- Hamer, D.J., Childerhouse, S.J. and Gales, N.J. 2012. Odontocete bycatch and depredation in longline fisheries: A review of available literature and of potential solutions. *Marine Mammal Science*, no–no.
- Hannan, D., Jones, L. and Read, R. 1989. California sea lion interaction and depredation rates with the commercial passenger fishing vessel fleet near San Diego. *CalCOFI Rep.*, 30: 122–126.
- Harley, S.J., Myers, R.A. and Dunn, A. 2001. Is catch-per-unit-effort proportional to abundance? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 1760–1772.
- Henderson, A.C., Flannery, K. and Dunne, J. 2001. Observations on the biology and ecology of the blue shark in the North-east Atlantic. *Journal of Fish Biology*, 58: 1347–1358.
- Hucke-Gaete, R., Moreno, C.A. and Arata, J. 2004. Operational interactions of sperm whales and killer whales with the patagonian toothfish industrial fishery off southern Chile. *CCAMLR Science*, 11: 127–140.
- IOTC. 2007. Report of the workshop on the depredation in the tuna longline fisheries in the Indian Ocean. Indian Ocean Tuna Commission (IOTC), Victoria, Seychelles.
- Kennedy, M. and Gray, R.D. 1993. Can Ecological Theory Predict the Distribution of Foraging Animals? A Critical Analysis of Experiments on the Ideal Free Distribution. *Oikos*, 68: 158.
- Kenney, R.D., Scott, G.P., Thompson, T.J. and Winn, H.E. 1997. Estimates of prey consumption and trophic impacts of cetaceans in the USA northeast continental shelf ecosystem. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 22: 155–171.
- Kiszka, J., Pelourdeau, D. and Ridoux, V. 2009. Body scars and dorsal fin disfigurements as indicators of interaction between small cetaceans and fisheries around the Mozambique Channel island of Mayotte. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science*, 7: 185–193.
- Kock, K.-H., Purves, M. and Duhamel, G. 2006. Interactions between Cetacean and Fisheries in the Southern Ocean. *Polar Biology*, 29: 379–388.

- McPherson, G., Clague, C., McPherson, C.R., Madry, A., Bedwell, I., Turner, P., et al. 2008. Reduction of interactions by toothed whales with fishing gear. Phase 1. Development and assessment of depredation mitigation devices around longlines. Final Report to Fisheries Research and Development Corporation Report Number 2003/016. Department of Primary Industries and Fisheries, Cairns, Queensland, Australia.
- McPherson, G. and Nishida, T. 2010. An overview of toothed whale depredation mitigation efforts in the Indo-Pacific region. SPC Fisheries Newsletter #132, 31–36.
- Mintzer, V.J., Gannon, D.P., Barros, N.B. and Read, A.J. 2008. Stomach contents of mass-stranded short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) from North Carolina. *Marine Mammal Science*, 24: 290–302.
- Mooney, T.A., Pacini, A.P. and Nachtigall, P.E. 2009. False killer whale (*Pseudorca crassidens*) echolocation and acoustic disruption: Implications for long-line bycatch and depredation. *Canadian Journal of Zoology*, 87: 726–733.
- Northridge, S. and Hofman, R. 1999. Marine Mammal Interactions with Fisheries. *In Conservation and Management of Marine Mammals*, pp. 99–119. Ed by. by J. Twiss, and R.R. Reeves. Washington, pp. 99–119.
- Poisson, F., Marjolet, C., Mété, K. and Vanpouille, M. 2001. Évaluation du phénomène de déprédation dû aux mammifères marins. *In L'espadon : de la recherche à l'exploitation durable. Programme Palangre Réunionnais, Rapport final*, pp. 231–247. Ed by. by F. Poisson, and M. Taquet. pp. 231–247.
- Potier, M., Marsac, F., Cherel, Y., Lucas, V., Sabatié, R., Maury, O., et al. 2007. Forage fauna in the diet of three large pelagic fishes (lancetfish, swordfish and yellowfin tuna) in the western equatorial Indian Ocean. *Fisheries Research*, 83: 60–72.
- Purves, M., Agnew, D.J., Balguerías, E., Moreno, C.A. and Watkins, B. 2004. Killer whale (*Orcinus orca*) and sperm whale (*Physeter macrocephalus*) interactions with longline vessels in the Patagonian toothfish fishery at South Georgia, South Atlantic. *CCAMLR Science*, 11: 111–126.
- R Core Team. 2012. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

- Rabearisoa, N., Bach, P., Tixier, P. and Guinet, C. 2012. Pelagic longline fishing trials to shape a mitigation device of the depredation by toothed whales. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 432–433: 55–63.
- Ramos-Cartelle, A. and Mejuto, J. 2007. Interaction of the false killer whale (*Pseudorca crassidens*) and depredation on the swordfish catches of the Spanish surface longline fleet in the Atlantic, Indian and Pacific Oceans. *ICCAT Collective Volume of Scientific Papers*, 62: 1721–1738.
- Read, A.J. 2008. The looming crisis: interactions between marine mammals and fisheries. *Journal of Mammalogy*, 89: 541–548.
- Romanov, E., Bach, P., Rabearisoa, N., Rabehagaso, N., Filippi, T. and Romanova, N. 2010. Pelagic elasmobranch diversity and abundance in the western Indian Ocean: an analysis of long-term trends from research and fisheries longline data (No. IOTC-2010-WPEB-16).
- Romanov, E., Gaetner, D., Bach, P. and Romanova, N. 2007. Depredation on pelagic longlines in the Indian Ocean: an analysis of the Soviet historical database (1961-1989) on tuna research. *In* Workshop on the depredation in the tuna longline fisheries in the Indian Ocean, 9-10 July, 2007. Victoria, Seychelles., Ed by. by IOTC. Presented at the Workshop on the depredation in the tuna longline fisheries in the Indian Ocean, 9-10 July, 2007. Victoria, Seychelles., Victoria, Seychelles.
- Rowat, D. and Gore, M. 2007. Regional scale horizontal and local scale vertical movements of whale sharks in the indian Ocean off Seychelles.
- Secchi, E.R. and Vaske, T. 1998. Killer whale (*Orcinus orca*) sightings and depredation on tuna and swordfish longline catches in southern Brazil. *Aquatic Mammals*, 24: 117–122.
- Sivasubramanian. 1963. On the sharks and other undesirable species caught by tuna longline. *Records oceanic works in Japan*. 7: 73–83.
- Sivasubramanian. 1964. Predation of tuna longline catches in the Indian Ocean, by killer-whales and sharks. *Bulletin of the Fisheries Research Station, Ceylon*, 17: 221–236.

- Sivasubramanian. 1969. New evidence on the distribution of predatory pelagic sharks in the tuna grounds of the Indian Ocean. *Bulletin of the Fisheries Research Station, Ceylon*, 20: 65–72.
- De Stephanis, R. 2004. Interactions between killer whales and the bluefin tuna fisher in the Strait of Gibraltar. *FINS, the Newsletter of ACCOBAMS*, 1: 6–7.
- Stevens, J.D., Bonfil, R., Dulvy, N.K. and Walker, P.A. 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES. Journal of Marine Science*, 57: 476–494.
- Thode, A., Straley, J., Tiemann, C.O., Folkert, K. and O’Connell, V. 2007. Observations of potential acoustic cues that attract sperm whales to longline fishing in the Gulf of Alaska. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 122: 1265–1277.
- Tixier, P., Gasco, N., Duhamel, G., Viviant, M., Authier, M. and Guinet, C. 2010. Interactions of Patagonian toothfish fisheries with killer and sperm whales in the Crozet islands Exclusive Economic Zone: an assessment of depredation levels and insights on possible mitigation strategies. *CCAMLR Science*, 17: 179–195.
- Ward, P., Myers, R.A. and Blanchard, W. 2004. Fish lost at sea: the effect of soak time on pelagic longline catches. *Fishery Bulletin*, 102: 179–195.
- Wendling, B. and Lucas, V. 2003. Evolution of swordfish longline fishery (*Xiphias gladius*) operating in the west Indian Ocean from Seychelles. *IOTC Proceedings*. IOTC-03-05.
- Zollett, E.A. and Read, A.J. 2006. Depredation of catch by bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Florida king mackerel (*Scomberomorus cavalla*) troll fishery. *Fishery Bulletin*, 104: 343–349.

CHAPITRE 4
MESURES TECHNIQUES
DE RÉDUCTION
DE LA DÉPRÉDATION

4.1 Pelagic longline fishing trials to shape a mitigation device of the depredation by toothed whales

Publié dans *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 432-433: 55–63.

Résumé

La déprédation est définie comme le prélèvement total ou partiel des poissons sur les engins de pêche par les prédateurs, et est un problème crucial conduisant à des conséquences négatives impactant à la fois les espèces impliquées et les pêcheries. La déprédation qui s'exerce sur les pêcheries palangrières pélagiques ciblant l'espadon (*Xiphias gladius*) et le thon (*Tuna* spp.) implique le globicéphale tropical (*Globicephala macrorhynchus*), le faux-orque (*Pseudorca crassidens*) et certaines espèces de requins pélagiques. Puisqu'aucune solution à long terme n'a encore été trouvée à ce jour, nous avons examiné la modification des engins de pêche en déployant une technologie conçue pour protéger physiquement le poisson capturé en le dissimulant des prédateurs: le DMD (Depredation Mitigation Device). Deux types de DMDs ont été conçus : les "araignées" et les "manches". L'efficacité des "araignées" a été testée en Novembre 2007 pendant une campagne au cours de laquelle 26 opérations de pêche ont été menées, alors que 12480 hameçons et 1970 dispositifs ont été posés. L'efficacité des "manches" a été testée en Novembre 2008 pendant une campagne au cours de laquelle 32 opérations de pêche ont été menées, alors que 13220 hameçons et 339 dispositifs ont été posés. 117 et 24 poissons ont été respectivement capturés sur des bas de ligne équipés d'araignées ou de manches, et parmi ces dispositifs, 87,3% contre 69,2% ont été correctement déclenchés, et 80% contre 15% des poissons ont été correctement protégés. On a observé un faible taux d'emmêlement des araignées (3,6%), alors que 17,8% des manches se sont emmêlées. Les contraintes opérationnelles liées au déploiement routinier des araignées ont été examinées. Le nombre de palangres impactées par la déprédation par les requins a été significativement supérieur au nombre de celles impactées par la déprédation par les odontocètes. Cependant, lorsque la déprédation a lieu, la proportion de poissons endommagés par les odontocètes était significativement plus grande. Même si un nombre plus important d'essais doit être mené, nous

restons convaincus que les considérations des technologies de pêche pourraient être activement examinées dans le but de proposer des mesures innovantes pour réduire la déprédation par les odontocètes impactant la pêcherie à la palangre pélagique. Pour ce type d'engin de pêche, une technologie innovante est constituée un axe de recherche important dans le cadre d'une approche écosystémique des pêches (EAF).

Mots clés : interactions avec les pêcheries ; protection physique ; araignée ; manche ; *Pseudorca crassidens* ; *Globicephala macrorhynchus*



Contents lists available at SciVerse ScienceDirect

Journal of Experimental Marine Biology and Ecology

journal homepage: www.elsevier.com/locate/jembe

Pelagic longline fishing trials to shape a mitigation device of the depredation by toothed whales

Njaratiana Rabearisoa^{a,*}, Pascal Bach^a, Paul Tixier^b, Christophe Guinet^b

^a Institut de Recherche pour le Développement, UMR 212 « Ecosystèmes Marins Exploités », 16 rue Claude Chappe, 97420 Le Port, La Réunion, France

^b Centre d'Etudes Biologiques de Chizé, Villiers en Bois, 79360 Beauvoir sur Niort, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 20 April 2012

Received in revised form 22 June 2012

Accepted 8 July 2012

Available online xxx

Keywords:

Fishery interaction

Globicephala macrorhynchus

Physical protection

Pseudorca crassidens

Sock design

Spider design

ABSTRACT

Depredation is defined as the damage or removal of fish from fishing gear by predators, and is a crucial issue leading to negative impacts on both animals involved in depredation and fisheries. Depredation in longline pelagic fisheries targeting swordfish (*Xiphias gladius*) and tuna (*Thunnus* spp.) involves short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*), false killer whales (*Pseudorca crassidens*) and some pelagic sharks. Since no long-term solution could be found to date, we investigated fishing gear improvement by deploying a technology designed to physically protect the hooked fish by hiding it to predators: the DMD (depredation mitigation device). Two types of DMDs were designed: "spiders" and "socks". The efficiency of "spiders" was tested in November 2007 during a fishing trial of 26 longline fishing operations when 12,480 hooks and 1970 devices were set. The efficiency of "socks" was tested in October 2008 during a fishing trial of 32 longline fishing operations when 13,220 hooks and 339 devices were set. 117 and 24 fish were hooked on branchlines equipped with spiders and socks, respectively and among those devices, 87.3% versus 69.2% were correctly triggered and 80% versus 15% of the fish were correctly protected. A low entanglement rate of the spiders with the fishing gear was found (3.6%), but a higher one was associated to the socks (17.8%). Operational constraints to routinely deploy "spiders" were examined. The number of sets impacted by shark depredation was significantly greater than the number of sets involving toothed whale depredation. However, when depredation occurred, the proportion of fish damaged by toothed whales was significantly greater. While more trials should be carried out to deeply verify the efficiency of DMDs, we remain convinced that considerations of fishing gear technologies might be more actively investigated to propose innovative measures to mitigate toothed whale depredation in pelagic longlining. For this type of gear, innovative technology is an important issue of the ecosystem approach to fisheries (EAF) framework.

© 2012 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Negative interactions between marine mammals and fisheries are known to occur worldwide, affecting many species and many fisheries (Northridge, 1991). Depredation is part of those interactions and is defined as the removal or damage of fish from fishing gear by large marine predators, mostly toothed whales and sharks (Donoghue et al., 2002; Gilman et al., 2008). Over the past decades, the scale of interactions between toothed whales and pelagic longline fisheries in particular has expanded, altogether with an increase of the fishing effort. Depredation damage evolved in time from a few capture among the whole catch in the first years up to the entire catch of longliners currently (Nishida and Tanio, 2001). In pelagic longline fisheries targeting tuna (*Thunnus* spp.) and swordfish (*Xiphias gladius*), depredation on

catch involves false-killer whales (*Pseudorca crassidens*), short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*), killer whales (*Orcinus orca*) and pelagic sharks (Dalla Rosa and Secchi, 2007; IOTC, 2007; Mandelman et al., 2008; Nishida and Tanio, 2001; Secchi and Vaske, 1998; Sivasubramanian, 1964).

The monitoring of the extent and magnitude of toothed whale depredation is of a great importance since it leads to many negative consequences affecting assessment, biological, ecological and commercial aspects (Gilman et al., 2006; Perrin, 1991). As an impact on assessment, fish loss due to depredation is not taken into account in stock assessment analysis (Donoghue et al., 2002). As an impact on biology and ecology, toothed whales hunting behaviour is changing as they will get used to search after boats to get easy-to-catch preys instead of hunting their common feeding preys (McPherson et al., 2003; Ramos-Cartelle and Mejuto, 2007; Secchi and Vaske, 1998). Moreover increased risks of injury or mortality of cetaceans occur, firstly in a deliberate way from fishermen (retaliation) and second in an accidental way due to negative interactions with the fishing gear (bycatch). For instance, previous photo-identification studies

* Corresponding author. Tel.: +33 262 55 15 63; fax: +33 262 55 15 20.
E-mail address: njaratiana.rabearisoa@ird.fr (N. Rabearisoa).

of false-killer whales evolving around Hawaii and short-finned pilot whales around Mayotte Island exhibited obvious signs of their interactions with longline fisheries (Baird and Gorgone, 2005; Kiszka et al., 2009). As an impact on commercial aspects, depredation represents an economic loss as fishermen spend extra money when fixing fishing gears damaged by predators, altogether with an increased fuel expenditure when they move away to avoid areas of high depredation rate (Secchi and Vaske, 1998). However the main loss of profits is related to fish damage.

In the Indian Ocean, toothed whale depredation on pelagic longliners is characterised by a data-limited situation. Few scientific papers or grey literature deal with this issue (Nishida and Shiba, 2007; Nishida and Tanio, 2001; Rabearisoa et al., 2007; Romanov et al., 2007; Sivasubramanian, 1964). In Seychelles, the toothed whale depredation rate for swordfish was estimated at 10.3% (Rabearisoa et al., 2007). Therefore, professional longliners are in an urgent need of mitigation devices which could help them to significantly reduce the financial impact of depredation. Moreover they might produce beneficial effects for the conservation of toothed whales and the management of pelagic target species.

In the US, first depredation mitigation measures consisted in the promulgation of permits by the NMFS (National Marine Fisheries Service) allowing fishermen to do whatever may be necessary to protect their gear and their catch from damage by toothed whales (including killing and harassing), which meant that a significant number of them may have been killed (Mate, 1980). Over the last decades, non-lethal control actions (conservation strategy) progressively replaced those lethal ones (eradication strategy) (Breitenmoser et al., 2005). Most research, less radical, are currently focusing on the use of active acoustic means to deter depredation from cetaceans. ADD (Acoustic Deterrent Device), or pingers, and AHD (Acoustic Harassment Device) acoustically bother toothed whales and aim at preventing them from approaching the fishing gear to steal the fish and/or the bait and from being incidentally captured (McPherson et al., 2008). If active acoustic can be efficient at short term it generates opposite effect at medium term as pingers end up at being used as an acoustic attractor by cetaceans (Brotons et al., 2008; Jefferson and Curry, 1995).

There is good evidence that cetaceans use their hearing to locate the gear and/or the boat (Thode et al., 2007). In response, some mitigation measures regarding noise reduction onboard fishing vessels were also proposed (Purves et al., 2004), but despite those advices, depredation still leads to important fish loss. Other depredation mitigation methods have been tested so far, such as using explosives, chemical deterrents, flare guns or predators sounds, but none of them were proved to be successful (Gilman et al., 2006; Jefferson and Curry, 1995; Werner et al., 2006). This lack of success may be due to the behavioural adaptability of toothed whales to new stimuli, and this adaptability is the main difficulty met by researchers dealing with depredation mitigation (Nitta and Henderson, 1993). Changing fishing strategies, such as setting shorter lines or travelling long distances to avoid predators, was somewhat efficient in reducing depredation by killer whales (*O. orca*) (Tixier et al., 2010).

As depredation deterrence by using acoustic devices or other preventive methods did not prove to be efficient so far, we suggest acting on the end of the depredation process, i.e. once toothed whales have located the fishing gear, get close to it and prepare for attacking the captured fish. Therefore, we propose to develop devices shaped to produce a physical protection of capture to mitigate depredation events and to test them on field. It must be noted that fishing trials to assess the impact of a device developed to mitigate the depredation in pelagic longlining were very rare so far. For the first time, our study presents results dedicated to the physical protection of capture to deter predators in pelagic longlining. This depredation mitigation principle is also currently in the development phase in both Tropical South Pacific and Indian oceans, but has not been already trialled (Hamer et al., 2012).

In this context, a first trip was conducted off the Seychelles archipelago onboard a commercial longliner in November 2006. It allowed us to study the fishing operations in order to design appropriate depredation mitigation devices (DMD) to be deployed on the fishing gear. Two types of DMD, named "spider" and "sock", were designed and tested at sea during commercial fishing operations respectively in November 2007 and November 2008. Both surveys aimed at checking the efficiency of each DMD regarding toothed whale depredation and assessing whether they fit the fishing gear and fishing technique parameters and constraints.

2. Materials and methods

2.1. The "spider"

The first depredation mitigation device (DMD) was named "spider" after its eight strands (Fig 1). We opted for a dissuasive device made up of a 100 mm diameter plastic disc with sixteen holes in its outer range and a 37 mm diameter central hole. Four polyester strands were inserted in those outer holes, forming eight 1200 mm long hanging legs. Theoretically, the whole system can only be triggered by a biting fish. The triggering system was made up of a beta pin and an elastic ring. The branchline was inserted in the pin, and this latter was tightened by the ring. The device was designed so that the hooked



Fig. 1. A baited tuna covered by spider. The spider is a device made up of eight polyester legs. The legs are maintained by using a 100 mm diameter plastic disc, with 16 holes in its outer range and a 37 mm diameter central hole through which the hooked branchline is inserted. The triggering system consists of a beta pin through which the line was inserted and was tightened by an elastic ring. The whole system could only be released by a pulling of the hooked fish on the branchline.

fish was covered by the eight strands, with the disc placed at the level of its bill or its mouth.

2.2. The "sock"

The configuration of the second DMD named "sock" was based on results obtained during the previous trials. In comparison to the spider, the sock was designed to totally cover the fish and to better hide it from predators. We set up two kinds of devices: one conical net made up of fibreglass mosquito netting and a second one made up of propylene fibre net (Fig. 2). A metallic or plastic hoop was set at its base in order to keep it open. The hook was inserted through the upper opening of the device and the device was then fold-up by pulling on the branchline and inserting it in the beta pin. We added lead weights to increase the diving speed of the device. The same previous triggering system consisting in a beta pin and an elastic ring was used. As for the spider, the sock was fixed above the hook, and the triggering system was released when the fish pulled on the line when biting the bait. Then, the sock slid down, covered the captured fish and hid it from predators.

2.3. Experimental procedure and data collection

With regard to the first survey (November 2007), the experimental protocol initially consisted in setting up a device every two hooks. Unfortunately, as the deployment of spiders was a time consuming operation, only a feasible deployment frequency of one device every four hooks was tested on field.

As for the second survey (November 2008), given the low number of devices available onboard (50), the socks were concentrated in the middle of a single longline section, every two hooks, to increase opportunities of obtaining interactions between socks and predators on aggregated catches on the longline.

The DMDs were set up on the branchline during the line setting, simultaneously with hook baiting. An observer stood nearby the fishermen in charge of this activity and collected data about the speed and easiness of their task when setting the device up.

As the line was being hauled, detailed data related to both each individual caught (species, weight, depredation type if any) and the behaviour of each DMDs retrieved (release status with or without catch, entanglement, deployment quality on the fish caught) were collected.

Five indices were considered to quantify both the mitigation depredation efficiency of devices and the feasibility of the deployment and the retrieve of each DMD design:

- the trigger rate = number of correctly triggered DMDs/total number of DMDs associated with a capture (a DMD being correctly triggered if activated when a hooked fish pulled on the branchline),



Fig. 2. A baited tuna covered by a sock. The sock is a conical net made up of fibreglass mosquito netting or propylene fibre net. The hook was inserted through the upper opening of the device and the device was then fold-up by pulling on the line. The same triggering system was used: the beta pin and the elastic ring.

- the untimely triggered rate = number of DMDs triggered without capture/total number of triggered DMDs,
- the protection rate = number of DMDs correctly covering the catch/number of correctly triggered DMDs,
- the efficiency = proportion of undepredated fish protected by DMDs/ proportion of undepredated fish unprotected by DMDs. This index was calculated only for sets affected by depredation, and the efficiency was considered as satisfying if the ratio was greater than 1.

It was assessed by considering fishing sets affected by shark and/or toothed whale depredation for which DMDs were deployed (all longline sections of the first survey and half part of longline sections for the second survey).

- the entanglement rate = proportion of entangled DMDs.

2.4. Fishing trials

First fishing trials carried out to test the "spider" device took place in the northeast of Mahe plateau for a 13 days-long trip (Fig. 3). Between 60 and 222 spiders were set up among 960 hooks each day, and 26 fishing sets (two longline sections per day) were set during the whole survey. The distance between the two sections was about 4 nautical miles (nm). A total number of 12,480 branchlines with hook were set and among them 1970 were equipped with the "spider" device (Table 1).

The second fishing survey to test the "sock" device was carried out on the same fishing ground (Fig. 3) and lasted 17 days. As they were hand-made, less than 50 socks were ready to be set up among the 850 branchlines deployed daily. A total of 13,220 hooks was deployed for 32 longline settings (two longline sections set per day), but devices were set during the first thirteen fishing days (Table 2). The distance between the two longline sections was about 4 nm. In total, 339

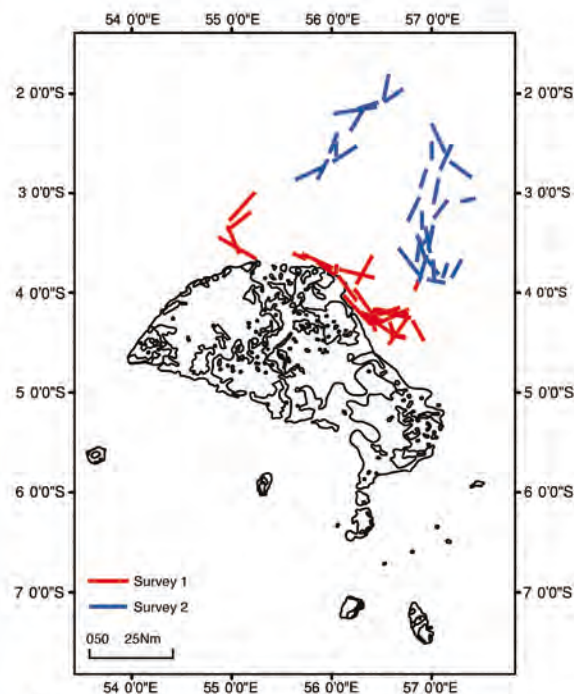


Fig. 3. Location of the fishing operations obtained with Arcview 9.3. In red, fishing sets deployed during the survey 1. In blue, fishing sets deployed during the survey 2. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

Table 1
Summary of data of fishing operations, catch and technical results of the "spider" depredation mitigation device (DMD) collected during the first fishing survey, (Nb = Number, Dep = Depredated).

Fishing operations characteristics			Catch					Technical parameters of the DMDs					
Date of the fishing operation	Fishing set number	Nb hooks	Nb DMDs	Nb fish caught	Nb Dep toothed whales	Nb Dep sharks	Total depredation rate (%)	Nb entangled DMDs ⁽¹⁾	Nb untimely triggered DMDs ⁽²⁾	Nb fish with DMDs ⁽³⁾	Nb correctly triggered DMDs ⁽⁴⁾	Nb correctly covered fish ⁽⁵⁾	Nb covered and depredated fish ⁽⁶⁾
21/11/2007	1	480	110	20	0	2	10	51	9	8	6	3	0
21/11/2007	2	480	27	15	0	3	20	15	3	3	3	3	0
22/11/2007	3	480	30	5	5	0	100	11	10	0	0	0	0
22/11/2007	4	480	30	12	0	2	17	1	7	2	2	2	0
23/11/2007	5	480	75	1	1	0	100	1	19	1	1	1	0
23/11/2007	6	480	75	2	0	0	0	2	21	2	2	0	0
24/11/2007	7	480	89	19	5	0	26	6	7	9	8	8	0
24/11/2007	8	480	52	16	0	0	0	0	6	3	3	2	0
25/11/2007	9	480	90	30	0	2	7	2	5	5	5	3	0
25/11/2007	10	480	60	25	0	2	8	3	7	4	3	2	0
26/11/2007	11	480	97	29	0	0	0	5	4	9	5	5	0
26/11/2007	12	480	91	36	0	0	0	3	4	10	8	6	0
27/11/2007	13	480	107	13	0	1	8	3	12	3	3	2	0
27/11/2007	14	480	101	10	0	0	0	4	7	1	1	1	0
28/11/2007	15	480	104	12	0	0	0	4	2	4	3	3	0
28/11/2007	16	480	114	5	0	0	0	3	7	3	3	3	0
29/11/2007	17	480	100	26	0	3	12	1	2	17	13	11	0
29/11/2007	18	480	113	5	0	0	0	5	4	3	2	2	0
30/11/2007	19	480	95	11	4	0	36	2	9	2	2	2	2
30/11/2007	20	480	126	9	8	0	89	2	14	6	4	4	2
01/12/2007	21	480	62	20	0	1	5	5	2	8	6	6	0
01/12/2007	22	480	58	13	0	0	0	1	2	4	4	3	0
02/12/2007	23	480	50	20	0	6	30	4	2	5	3	3	0
02/12/2007	24	480	54	10	0	0	0	3	1	4	4	3	0
03/12/2007	25	480	30	8	0	0	0	1	1	0	0	0	0
03/12/2007	26	480	30	5	0	0	0	1	1	1	1	0	0

¹ Entangled devices with the fishing gear.
² Triggered devices in absence of catch.
³ Captured fish on a branchline equipped with a device.
⁴ Triggered devices in presence of catch.
⁵ Accurately covered capture by devices.
⁶ Totally covered capture but nevertheless depredated.

branchlines with hook were equipped with the "sock" during this second survey. For this second survey, the longline section without DMD will be considered as a check sample to compare depredation indices between longlines DMD-equipped and not equipped.

2.5. Predator identification

Distinction between toothed whale and shark depredations was done based on the damages left on the fish. Toothed whales' attacks lead to ragged wounds and torn flesh, leaving conical tooth marks on the fish. Only the head (or maxillary parts) generally remains on the hook. Toothed whale depredation can sometimes be directly observed from aboard the fishing boat, when it occurs during the setting or hauling operation. As for sharks, they leave several visible and clear bites on the fish body (Chapman et al., 2006; Dalla Rosa and Secchi, 2007).

Statistical analysis of data was performed with R 2.12.2.

3. Results

3.1. Catch and depredation events

Results related to catch and depredation events were summarised in Table 3. For both surveys, more fishing sets were affected by shark depredation but the average depredation rate was higher when toothed whale depredation occurred. A Kruskal–Wallis test showed that the presence of socks did not affect the catch per unit effort (CPUE) during the second survey ($H=1.87$, $p=0.17$). There was no significant difference between shark or toothed whale depredation rates observed for sets equipped or not with socks ($H=0.12$, $p=0.73$). In comparison with sets not affected by depredation, the

mean yield (i.e. the number of intact and marketable fish) was higher when shark depredation occurred, but it was lower when toothed whale depredation did. In other words, shark damage was common but affects fewer fish on the line whereas toothed whale depredation is sporadic but affects almost the whole catch.

3.2. Observations of toothed whale species involved in catch depredation

During the first survey, false-killer whales were seen twice as they were depredating the hauled line. They showed a hunting behaviour near the fishing gear, and some damaged fish were caught. Some pilot whales were also observed once while the vessel was moving towards a fishing area.

During the second survey, two unidentified cetaceans (presumably short-finned pilot whales or false-killer whales) were briefly seen once in front of the boat. They were possibly depredating since the whole catch was totally damaged on the longline (unequipped with DMDs).

3.3. Technical results (efficiency of the DMDs)

To assess the effectiveness of the DMDs, we calculated different indices. 117 and 24 fish were hooked on branchlines equipped with spiders and socks respectively and among those devices, the average trigger rate (number of correctly triggered DMDs/total number of DMDs associated with fish) reached 87.3% and 69.2% for spiders and socks, respectively. The average untimely triggered rate (number of DMDs triggered without capture/total number of DMDs deployed) reached 9.5% for spiders and 26.0% for socks. The protection rate, estimated for DMDs that were correctly deployed on the catches,

Table 2
Summary of data of fishing operations, catch and technical results of the “sock” depredation mitigation device (DMD) collected during the second fishing survey, (Nb = Number, Dep = Depredated).

Fishing operations characteristics				Catch				Technical parameters of the DMDs					
Date of the fishing operation	Fishing set number	Nb Hooks	Nb DMDs	Nb fish caught	Nb Dep toothed whales	Nb Dep sharks	Total depredation rate (%)	Nb entangled DMDs ^a	Nb untimely triggered DMDs ^b	Nb fish with DMD ^c	Nb correctly triggered DMDs ^d	Nb correctly covered fish ^e	Nb covered and depredated fish ^f
01/11/2008	1	425	12	10	0	0	0	9	0	3	2	0	0
01/11/2008	2	425	11	13	0	0	0	9	3	0	0	0	0
02/11/2008	3	425	15	18	0	0	0	10	1	3	1	1	0
02/11/2008	4	425	16	13	0	0	0	15	5	2	2	0	0
03/11/2008	5	425	12	9	0	0	0	15	5	1	0	0	0
03/11/2008	6	425	15	2	1	0	50	16	2	0	0	0	0
04/11/2008	7	425	12	19	0	3	16	13	0	0	0	0	0
04/11/2008	8	425	8	16	0	1	6	6	3	2	2	0	0
05/11/2008	9	425	11	2	2	0	100	11	8	0	0	0	0
05/11/2008	10	425	15	7	0	0	0	15	3	1	1	0	0
06/11/2008	11	425	0	9	0	0	0						
06/11/2008	12	425	30	10	0	2	20	29	17	1	1	0	0
07/11/2008	13	425	0	12	0	2	17						
07/11/2008	14	425	26	13	0	0	0	25	4	1	1	0	0
08/11/2008	15	425	26	6	0	0	0	20	1	2	1	0	0
08/11/2008	16	425	1	10	0	0	0	1	1	0	0	0	0
09/11/2008	17	425	26	9	0	0	0	24	2	2	2	0	0
09/11/2008	18	425	0	10	0	0	0						
10/11/2008	19	425	24	19	0	2	11	22	2	1	0	0	0
10/11/2008	20	425	0	11	0	0	0						
11/11/2008	21	425	24	14	0	1	7	23	6	3	3	2	0
11/11/2008	22	425	0	10	0	1	10						
12/11/2008	23	425	21	15	0	0	0	16	2	2	1	0	0
12/11/2008	24	425	0	12	0	1	8						
13/11/2008	25	425	22	10	0	0	0	22	4	0	0	0	0
13/11/2008	26	425	0	6	0	0	0						
14/11/2008	27	425	0	4	0	1	25						
14/11/2008	28	425	0	5	0	0	0						
15/11/2008	29	425	0	4	0	0	0						
15/11/2008	30	425	0	13	0	0	0						
16/11/2008	31	425	0	14	0	1	7						
16/11/2008	32	425	0	7	0	1	14						

^a Entangled devices with the fishing gear.
^b Triggered devices in absence of catch.
^c Captured fish on a branchline equipped with a device.
^d Triggered devices in presence of catch.
^e Accurately covered capture by devices.
^f Totally covered capture but nevertheless depredated.

reached 80% for spiders but only 15.5% for socks. For both devices, swordfish were generally less protected than tunas because of their bill, making the device stuck on the top of their head. Those devices, as they were designed, were not adapted for billfish.

The efficiency of DMDs represents the ratio between the proportion of undepredated fish while protected by DMDs and the proportion of undepredated and unprotected fish. Based on the two longline sets deployed a same day and affected by toothed whale depredation,

8 unprotected fish out of 15 and 4 spider-protected fish out of 6 were damaged (Fig. 4A), letting 2 protected fish out of 6 and 7 unprotected fish out of 15 undepredated. Those results represented a spider efficiency index of 0.72. However no differences can be found in the proportion of fish depredated between spider-protected hooks and unprotected ones, but sample size remains small. Socks' efficiency towards toothed whale depredation could not be tested as it occurred twice during the survey, on branchlines without device (Table 2). Finally, regarding the

Table 3
Summary of data of capture and depredation events during both surveys investigating depredation mitigation devices (DMDs) efficiency, (Nb = Number, Dep = Depredated).

	Survey 1			Survey 2					
	No depredation	Shark depredation	Toothed whale depredation	No depredation	Shark depredation	Toothed whale depredation	No depredation	Shark depredation	Toothed whale depredation
Nb of sets	26*			19*			13*		
Nb of target fish caught	377*			215*			117*		
CPUE (number of fish captured per 100 hooks)	3.02*			2.66*			2.12*		
Nb of depredated sets	–	9	5	–	5	2	–	6	–
Depredation rate (%) (all sets)	–	4	14	–	3	8	–	6	–
Depredation rate (%) (depredated sets)	–	13	70	–	12	75	–	14	–
Mean yield (number of marketable fish per 100 hooks)	2.86	3.68	0.92	2.61	3.25	0.12	1.95	2.04	–

* Those numbers refer to the whole data set (fishing sets without depredation and impacted by shark or toothed whale depredation).

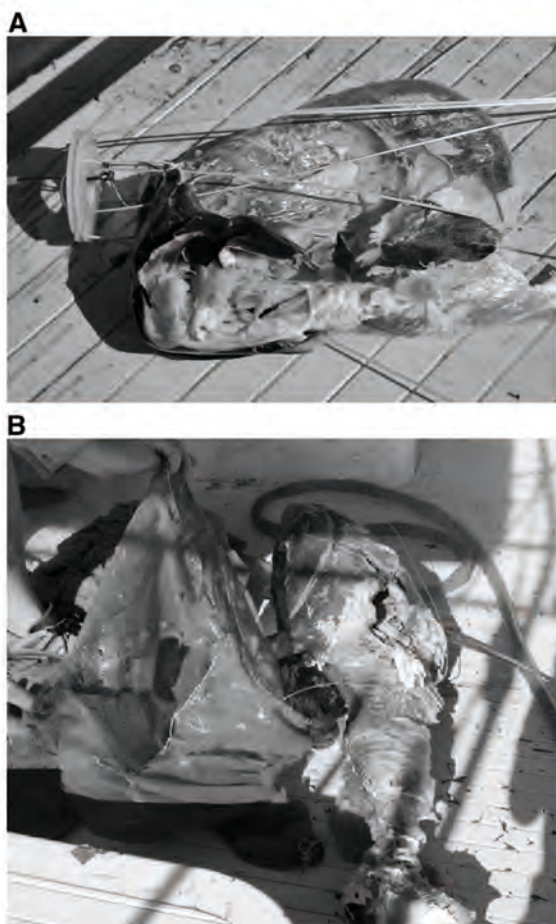


Fig. 4. A depredated hooked tuna covered by a spider (A) and by a sock (B).

socks devices, the material used to design them did not withstand shark attacks: one bigeye tuna was nevertheless depredated, despite the fact that it was partially covered by a sock. The sock was strongly damaged and unusable for the continuation of experiments (Fig. 4B).

3.4. Operational results

In general, the manipulation of either the spider design or the sock design was easy during the setting of the longline. The major constraint concerned the time necessary to attach the device on the branchline. Branchlines were attached at a frequency of about 10 s while the time to deploy a branchline equipped with a spider was about 40 s and reached 120 s for the sock. However, the DMD did not either modified the sinking of the branchline or provoked entanglements on the branchline or around the mainline (Table 4). Moreover any untimely triggering of DMDs was observed during this fishing sequence.

On the contrary, issues due to the deployment of DMDs occurred during the hauling, bringing the fishing operation to slow down and dramatically increasing the hauling time. The spider, and especially the sock, displayed a strong resistance in the water, producing many entanglements of the branchline or around the mainline (Fig. 5). The entanglement rate on branchlines equipped with DMD either with

Table 4
Evaluation of the satisfaction level regarding the behaviour of depredation mitigation devices (DMDs) during the fishing operation and their efficiency towards depredation. Level 1 is considered as not satisfying. Level 2 is considered as moderately satisfying. Level 3 is considered as satisfying.

	Satisfaction level (ascending)	Spider			Sock		
		1	2	3	1	2	3
Setting	Attachment on the branchline ⁽¹⁾						
	Sinking of the branchline ⁽²⁾						
	Deployment at sea ⁽³⁾						
	Triggerring ⁽⁴⁾						
Hauling	Traction on the branchline ⁽⁵⁾						
	Triggerring ⁽⁶⁾						
	Entanglement ⁽⁷⁾						
Mitigation	Physical coverage of tuna ⁽⁸⁾						
	Physical coverage of swordfish ⁽⁹⁾						
	Mitigation efficiency for tuna ⁽¹⁰⁾						Not available
	Mitigation efficiency for swordfish ⁽¹¹⁾						Not available
	Storage on board ⁽¹²⁾						

⁽¹⁾ DMD deployment easiness on the branchline. ⁽²⁾ Sinking skill of the branchline when the device is set. ⁽³⁾ DMD deployment once set on the branchline. ⁽⁴⁾ Untimely triggered DMDs once deployed at sea. ⁽⁵⁾ Intensity of the manual traction needed when retrieving the DMD. ⁽⁶⁾ Untimely triggered DMDs observed during the hauling operation. ⁽⁷⁾ Entangled DMDs with the fishing gear. ^{(8), (9)} Quality of the fish coverage. ^{(10), (11)} Efficiency of the DMD towards depredation. ⁽¹²⁾ Easiness of the DMD storage on board.



Fig. 5. An entangled device while hauling.

capture or not was about 3.6% for spiders (calculated from the fourth set, when we successfully found the optimal way to attach the device on the branchline, and then drastically reduced the number of entangled devices) and 17.8% for socks. Branchlines with socks not twisted were triggered in general. Finally, the storage of devices on board was not optimal because of the length of legs for the spider and the volume of socks.

To sum-up those results, we determined the satisfaction level regarding various factors related to the behaviour of both devices during both setting and hauling operations (Table 4).

4. Discussion

Acoustic device (ADD = Acoustic Deterrent Device named also pingers and AHD = Acoustic Harassment Device) is the mostly used measure to mitigate toothed whale depredation occurring in various fisheries, from longlines to gillnets (Bordino et al., 2002; Buscaïno et al., 2009; López and Mariño, 2011; Mooney et al., 2009; Reeves et al., 1996). Longlines due to their length are almost impossible to protect efficiently with AHD. Furthermore the long-term effect and cetacean habituation to such acoustic device remain poorly investigated. Our study aims to test the efficiency of an innovative approach: the physical protection of a capture on a pelagic longline. Our hypothesis was based on the fact that toothed whales use their sight to locate and attack the fish, and that setting a barrier between them and their target could be efficient. This principle was inspired by observations that a captured tuna entangled with fishing gear was less likely to be depredated (McPherson et al., 2003; Nishida and Tanio, 2001). Moreover, the physical protection of fish caught is currently used on demersal longliners targeting Patagonian toothfish (*Dissostichus eleginoides*) also affected by the depredation by both sperm whales (*Physeter macrocephalus*) and killer whales (*O. orca*) (Purves et al., 2004; Sigler et al., 2008; Straley et al., 2002; Visser, 2000; Yano and Dahlheim, 1995). The use of net sleeves as a DMD in this fishery was based on previous experiments carried out in 2005 in Chile and aiming at testing a knotted line hiding the hooks and the captured fish. However, the current strength and the movements of the vessel made this device flap and did not hide the fish correctly (Moreno et al., 2008). Net sleeves protecting toothfish catches were therefore designed in Chile (Moreno et al., 2007, 2008), in Ukraine (Pshenichnov and Zaitsev, 2007), and in the South-western Atlantic (Goetz et al., 2011; Pin and Rojas, 2007). Those devices were triggered by the friction with the water while the line was being hauled, and covered the clusters of hooked fish. It has been proved that the physical protection of catches with these sleeves significantly reduced depredation by sperm whales at a short-term. However, recent observations highlighted this system's limits in terms of catch injuries (Mitchell et al., 2008). As depredation on demersal longline fishery mainly occurs during the hauling period (Gilman et al., 2006), fish caught were correctly protected. This differs from pelagic longline fishery by the fact that the line is exposed to depredation during all the fishing time (Moreno et al., 2008) and why in ideal conditions the deployment of the DMD occurs when the fish is biting the baited hook. As far as we know our fishing trials were the first carried out in 2007 and in 2008 to test DMD on field for pelagic longline fisheries, while some are currently ongoing (Hamer et al., 2012). Obviously our results show that socks and spiders are not yet ready to be deployed during commercial longline operations to mitigate toothed whale depredation. However, even if our devices clearly need many improvements regarding their design, our results gave us valuable insights on the operational aspects to go further. Primary results obtained during the first survey with spiders permitted to underline the weakness of the design regarding its ability to mitigate the depredation when the capture was well covered. Socks were designed based on the results obtained with spiders and were inspired from devices successfully deployed in demersal fisheries (Moreno et al., 2007, 2008). Unfortunately, better results were obtained with the spider, particularly with regard to

technical results and the easiness of their deployment. More socks were untimely triggered in absence of catch, and less were triggered when a fish was caught. However, without devices on branchlines allowing to quantify hooking contacts, such as hook timers (Somerton et al., 1988), the estimation of this parameter may be biased. Moreover, the entanglement problem could not be solved during the second trial. The entanglement rate was even higher for socks than for spiders and this issue dramatically increased the time for hauling. But even if their efficiency regarding toothed whale depredation could not be assessed and still needs to be proved, those trials (surveys 1 and 2) allowed us to check whether the devices fitted both the fishing gear and its manipulation. Both socks and spiders were still too bulky, and their triggering systems required a strong manual tension from the fishermen while setting. Furthermore, the level of the entanglement rate slowed down fishing operations. Smaller and easier to handle devices are required if we want to keep in mind our idea of physical protection of the catch and if we want to set them up on all hooks in the line.

The weak number of devices deployed during each trial did not allow us to obtain accurate results on DMDs efficiency. Indeed, whereas from 800 to 950 hooks were set each day, only 327 spiders and less than 50 socks were tested daily. Therefore, even if some catches were depredated despite their net protection, no definitive conclusions can be made. Moreover, the insignificant result obtained when comparing the depredation rate on sets equipped or not with socks by using a Kruskal–Wallis test implies that our DMDs did not significantly reduce depredation. Situations with a higher encounter rate between toothed whales and the fishing gear must be experimented. However, the fact that depredation both by cetaceans and sharks occurred while the fish was either covered by a spider (cetaceans) or a sock (sharks) suggests that this system is unlikely to be sufficient to fully protect the fish on line, and depredation rate is likely to raise again once the cetaceans have habituated to this new system.

In Florida, physical protection of fish has also been investigated in the frame of troll fisheries targeting Florida king mackerel (*Scomberomorus cavalla*), which are affected by depredation by bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). A mechanical depredation mitigation device consisting in a metal wire was trialled. The pressure applied by the fish while it was fighting against the hook triggered the outrigger clip releasing a metal wire around the fish. Its principle was based on the assumption that dolphins would avoid physical injury or any risk of entanglement. This device successfully discouraged dolphins and no depredation events on catch were observed (Zollett and Read, 2006). Metal wire deployed in the frame of troll fisheries is related to depredation deterrence by using both passive acoustic and mechanical methods. Passive acoustic systems do not generate sounds by themselves and depend on the noise produced by an echolocation click of a toothed whale. They enable to change the backscattered echolocation clicks and return a modified target image. Mechanical depredation mitigation devices are made up of entangling streamers posing no danger to fishing crews, toothed whales and fish quality (McPherson et al., 2008). Nevertheless, this study was a short-term one and to date, no further research was done about its possible long-term efficiency.

Toothed whales use both their visual and echolocation abilities to detect their prey and discriminate its size, thickness and material composition (Au, 1993). Since depredation can occur either at day or at night, when visibility is low (McPherson et al., 2008; Read, 2007; Romanov et al., 2007), this suggests that echolocation is a main part of the depredation process. McPherson et al. (2004) confirmed this hypothesis by recording a broad range of echolocation clicks generated by toothed whales around longline gear. Longliner captains suggested adapting mechanical depredation mitigation devices by dropping a metal wire alongside the bait that would wrap around the catch as it spins on the line (TEC Inc., 2009). Metal is known as highly acoustically reflective and interferes with the backscatter reflection to an echolocating whale, confusing the acoustic picture of its target (McPherson et al., 2008). Some trials of a

mitigation device undertaken by a firm in San Diego have proved that fish entangled in fishing gear containing metal (such as iron) may not suffer depredation, whereas fish entangled in nylon alone may (Nishida, 2007; Nishida and Tanio, 2001), but no T-POD or C-POD hydrophones were deployed to confirm if the deterrent effect of the metal was due to acoustic properties of the material.

Depredation and bycatch (accidental capture) are both negative interactions between fisheries and toothed whales, and can occur simultaneously, bycatch sometimes coinciding with fish damage (Hernandez-Milian et al., 2008). Similar measures are therefore used to mitigate both of them, and most research are currently focusing on the use of active acoustic deterrents (McPherson and Nishida, 2010; McPherson et al., 2007, 2008).

The depredation occurrence during both fishing trials was not representative of the usual depredation. Previous studies evaluated the swordfish global depredation rate by sharks and toothed whales in Seychelles at 21% of the number of fish caught (Rabearisoa et al., 2007), whereas lower average depredation rates were observed during surveys 1 and 2 (18% and 9%, respectively). However the depredation pattern observed is consistent with the previous one usually described: toothed whale depredation is rare but leads to high catch damage, whereas shark depredation is more frequent but leads to sporadic damage on the fishing set (Rabearisoa et al., 2007; Secchi and Vaske, 1998). Toothed whale depredation is consequently the biggest issue faced by fishermen.

Few preconditions must be considered when designing depredation mitigation devices (Rowe, 2007). The first point is that the CPUE of target species must be maintained at its current level when DMDs are deployed. In other words, DMDs must not prevent target species from approaching the gear. The comparison of CPUE on sets equipped or not with socks during the second survey showed that our DMDs meet this first precondition ($H=1.87$, $p=0.17$). Second, the investment to deploy DMDs at a commercial operational level should neither increase operating costs and their price should not exceed the financial loss induced by depredation. Moreover, the reusable property of DMDs is a way to reduce the economic investment of their deployment from small to large scales. Third, fishermen should not risk being hurt when setting them on the longline, so the safer they are, the better they will be. Fourth, the DMD needs to be simple to deploy and to retrieve and must require minimum time consumption during both setting and hauling operations. Fifth, DMDs must be easily kept on board, requiring minimum storage space. Indeed, on fishing vessels such as longliners, the available volume on board is limited and the storage of devices such as DMDs involved to reduce negative impacts with the fishing activity is an important issue to consider. Sixth, in the frame of the ecosystem approach to fisheries, an environmental issue was also raised during both trials due to the loss of several devices at sea. Then, in addition to the adjustment of a prototype taking into account technical specifications aforementioned, the next prototype should be designed with a large amount of biodegradable materials to reduce its environmental impact. Seventh and finally, the DMD must not degrade the fish quality for marketable issues and the welfare of toothed whales for conservation purposes.

While limited in terms of data collected to estimate the efficiency of the physical protection of capture to mitigate the depredation in pelagic longlining, these first fishing trials carried out in the open ocean for this fishery gave us valuable insights to go further for the development of a new prototype. The negative consequences of interactions between toothed whales and pelagic longlines in terms of economy, stock assessment, ecology and conservation of marine mammals are worth thinking on long term solutions to mitigate them. However, we are facing a multidisciplinary question that must gather competences in fishery economy, fishery management, fishing gear technology, material engineering and marine mammal ecology. Jennings and Reville (2007) highlighted the major role of

gear technologists in supporting a sustainable approach to environmentally responsible fishing, by developing win-win solutions, where fishermen profits meet conservation concerns. The continuation of our work is then fully consistent with this ecosystem approach to fisheries, given the negative consequences aforementioned.

Acknowledgements

This study was achieved in the frame of an action plan produced in Seychelles in 2006 by the Seychelles Fishing Authority and the French Embassy and aiming at reducing toothed whale depredation on longline-caught swordfish and tunas in the southwestern of Indian Ocean.

Many thanks are due to the crew of Albacore which invested a lot in helping us carrying out experiments at sea during both surveys, and especially to Elvis and Beatty Hoarau who warmly welcomed us on board their boat and gave us relevant advices to improve our devices. We would like to thank Florian Giroux who carried out the logistical organisation of both surveys. Special thanks for Michel Vély who was totally involved ashore as well as at sea. We are also very grateful to Bruno Roquier who conceived the sock and was involved in the first survey. Authors thank the two reviewers for their relevant comments which improved their manuscript.

This project was possible with the financial support of the French Embassy in Seychelles. The first author was financially supported by the Reunion Region and the SWIOFP "South-West Indian Ocean fisheries project". The funding sources had no involvement in the study design, in the collection, analysis and interpretation of data, in the writing of this manuscript and in the decision to submit it for publication. [ST]

References

- Au, W.W.L., 1993. The Sonar of Dolphins. Springer Verlag, New York.
- Baird, R.W., Gorgone, A.M., 2005. False killer whale dorsal fin disfigurements as a possible indicator of long-line fishery interactions in Hawaiian waters. *Pac. Sci.* 59, 593–601.
- Bordino, P., Kraus, S., Albareda, D., Fazio, A., Palmerio, A., Mendez, M., Botta, S., 2002. Reducing incidental mortality of Franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) with acoustic warning devices attached to fishing nets. *Mar. Mamm. Sci.* 18, 833–842.
- Breitenmoser, U., Angst, C., Landry, J.-C., Breitenmoser-Würsten, C., Linnell, J.D.C., Weber, J.-M., 2005. Non-lethal techniques for reducing depredation. In: Woodroffe, R., Thirgood, S.J., Rabinowitz, A. (Eds.), *People And Wildlife: Conflict Or Co-existence?* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, pp. 49–71.
- Brotans, J.M., Grau, A.M., Rendell, L., 2008. Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands. *Mar. Mamm. Sci.* 24, 112–127.
- Buscaino, G., Buffa, G., Sarà, G., Bellante, A., Tonello, A., Hardt, F., Cremer, M., Bonanno, A., Cuttitta, A., Mazzola, S., 2009. Pinger affects fish catch efficiency and damage to bottom gill nets related to bottlenose dolphins. *Fish. Sci.* 75, 537–544.
- Chapman, L., Sharples, P., Brogan, D., Desurmont, A., Beverly, S., Sokimi, W., 2006. *Marine Species Identification Manual for Horizontal Longline Fishermen*. Secretariat of the Pacific Community, Noumea, New Caledonia.
- Dalla Rosa, L., Secchi, E.R., 2007. Killer whale (*Orcinus orca*) interactions with the tuna and swordfish longline fishery off southern and south-eastern Brazil: a comparison with shark interactions. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 87, 135–140.
- Donoghue, M., Reeves, R.R., Stone, G.S., 2002. Report of the workshop on interactions between cetaceans and longline fisheries. *New England Aquatic Forum Series*, Apia, Samoa.
- Gilman, E., Brothers, N., McPherson, G., Dalzell, P., 2006. A review of cetacean interactions with longline gear. *J. Cetacean Res. Manage.* 8, 215–223.
- Gilman, E., Clarke, S., Brothers, N., Alfaro-Shigueto, J., Mandelman, J., Mangel, J., Petersen, S., Piovano, S., Thomson, N., Dalzell, P., et al., 2008. Shark interactions in pelagic longline fisheries. *Mar. Policy* 32, 1–18.
- Goetz, S., Laporta, M., Martínez Portela, J., Santos, M.B., Pierce, G.J., 2011. Experimental fishing with an "umbrella-and-stones" system to reduce interactions of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) and seabirds with bottom-set longlines for Patagonian toothfish (*Dissostichus eleginoides*) in the Southwest Atlantic. *ICES J. Mar. Sci.* 68, 228–238.
- Hamer, D.J., Childerhouse, S.J., Gales, N.J., 2012. Odontocete bycatch and depredation in longline fisheries: a review of available literature and of potential solutions. *Mar. Mamm. Sci.*, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1748-7692.2011.00544.x>.
- Hernandez-Milian, G., Goetz, S., Varela-Dopico, C., Rodríguez-Gutiérrez, J., Romón-Olea, J., Fuentes-Gamundi, J., Ulloa-Alonso, E., Tregenza, N., Smerdon, A., Otero, M., et al., 2008. Results of a short study of interactions of cetaceans and longline fisheries in Atlantic waters: environmental correlates of catches and depredation events. *Hydrobiologia* 612, 251–268.

- IOTC, 2007. Report of the Workshop on the Depredation in the Tuna Longline Fisheries in the Indian Ocean. Indian Ocean Tuna Commission (IOTC), Victoria, Seychelles.
- Jefferson, T.A., Curry, B.E., 1995. Acoustic methods of reducing or eliminating marine mammal–fishery interactions: do they work? *Ocean Coast. Manage.* 31, 41–70.
- Jennings, S., Revill, A.S., 2007. The role of gear technologists in supporting an ecosystem approach to fisheries. *ICES J. Mar. Sci.* 64, 1525–1534.
- Kiszka, J., Pelourdeau, D., Ridoux, V., 2009. Body scars and dorsal fin disfigurements as indicators of interaction between small cetaceans and fisheries around the Mozambique Channel island of Mayotte. *WIOJMS* 7, 185–193.
- López, B.D., Mariño, F., 2011. A trial of acoustic harassment device efficacy on free-ranging bottlenose dolphins in Sardinia, Italy. *Mar. Freshwater Behav. Physiol.* 1–12.
- Mandelman, J., Cooper, P., Werner, T., Lagueux, K., 2008. Shark bycatch and depredation in the U.S. Atlantic pelagic longline fishery. *Rev. Fish Biol. Fish.* 18, 427–442.
- Mate, B., 1980. Workshop on Marine Mammal–fisheries Interactions in the Northeastern Pacific. Final Report. Oregon State University, Newport, Oregon.
- McPherson, G., Nishida, T., 2010. An overview of toothed whale depredation mitigation efforts in the Indo-Pacific region. *SPC Fisheries Newsletter* #132, pp. 31–36.
- McPherson, G., Turner, P., McPherson, C., Cato, D.H., 2003. Testing of acoustic tracking system for toothed whales around longline and gillnet fishing gear, and preliminary trials of depredation mitigation devices for longline fisheries. Project report (R02/0923). Report to Eastern Tuna Management Advisory Committee, Southern and Western Tuna and Billfish Management Advisory Committee and Australian Fisheries Management Authority, Department of Primary Industries, Brisbane.
- McPherson, G., Clague, C., Turner, P., McPherson, C.R., Madry, A., Bedwell, I., Cato, D.H., 2004. Development of passive acoustic tracking systems to investigate tooth whale interactions with fishing gear. Proceedings of the 2004 Annual Conference of the Australian Acoustical Society. Gold Coast, QLD, Australia.
- McPherson, G., McPherson, C., Turner, P., Kenny, O., Madry, A., Bedwell, I., Clarke, G., Kreutz, D., 2007. Approaches to mitigation of toothed whale depredation on the longline fishery in the eastern Australian Fishing Zone. In: Western Pacific Regional Fishery Management Council (Ed.), Proceedings of the Fourth International Fishers Forum, 12–14 November, 2007. Puntarenas, Costa Rica. Honolulu, Hawaii, pp. 84–85.
- McPherson, G., Clague, C., McPherson, C.R., Madry, A., Bedwell, I., Turner, P., Cato, D.H., Kreutz, D., 2008. Reduction of interactions by toothed whales with fishing gear. Phase 1. Development and assessment of depredation mitigation devices around longlines. Final Report to Fisheries Research and Development Corporation Report Number 2003/016. Department of Primary Industries and Fisheries, Cairns, Queensland, Australia.
- Mitchell, R.E., Clark, J., Reyes, P., Jones, L., Pearce, J., Edwards, C.E., Agnew, D.J., 2008. Preliminary results of trials testing modified longline gear “trotlines” in presence of cetaceans in Subarea 48.3. WG-FSA-08/44. CCAMLR Working Group on Fish Stock Assessment. United Kingdom, p. 66.
- Mooney, T.A., Pacini, A.P., Nachtigall, P.E., 2009. False killer whale (*Pseudorca crassidens*) echolocation and acoustic disruption: implications for long-line bycatch and depredation. *Can. J. Zool.* 87, 726–733.
- Moreno, C.A., Castro, R., Mujica, L., 2007. Modification of fishing gear in the Chilean Patagonian toothfish fishery to minimise interactions with seabirds and toothed whales. Workshop on the Depredation in the Tuna Longline Fisheries in the Indian Ocean, 9–10 July, 2007. Victoria, Seychelles, p. 12.
- Moreno, C.A., Castro, R., Mujica, L., Reyes, P., 2008. Significant conservation benefits obtained from the use of a new fishing gear in the Chilean Patagonian toothfish fishery. *CCAMLR Sci.* 15, 79–91.
- Nishida, T., 2007. Review of the mitigation methods (MM). In: IOTC (Ed.), Workshop on the Depredation in the Tuna Longline Fisheries in the Indian Ocean, 9–10 July, 2007. Victoria, Seychelles, p. 43.
- Nishida, T., Shiba, Y., 2007. Report on the predation survey by the Japanese commercial tuna longline fisheries (2000–2005). In: IOTC (Ed.), Workshop on the Depredation in the Tuna Longline Fisheries in the Indian Ocean, 9–10 July, 2007. Victoria, Seychelles, p. 6.
- Nishida, T., Tanio, M., 2001. Summary of the predation surveys for the tuna longline catch in the Indian and the Pacific Ocean based on the Japanese investigation cruises (1954, 1958 and 1966–81). Indian Ocean Tuna Commission, Working Paper on Tropical Tunas, pp. 442–460.
- Nitta, E.T., Henderson, J.R., 1993. A review of interactions between Hawaii's fisheries and protected species. *Mar. Fish. Rev.* 55, 83–92.
- Northridge, S.P., 1991. An Updated World Review of Interactions Between Marine Mammals and Fisheries. Food & Agriculture Organization, Rome.
- Perrin, W.F., 1991. What can be done about conflicts between marine mammals and fisheries? Proceedings of Symposium on Present Status of Marine Mammals in Taiwan. Taiwan National Ocean University, Keelung, pp. 21–35.
- Pin, O., Rojas, E., 2007. Interaction of sperm whales with bottom longlines and the Mammal and Bird Excluding Device (MBED) operation in the Patagonian toothfish (*Disostichus eleginoides*) fishery in the southwestern Atlantic. WG-FSA-07 CCAMLR Working Group on Fish Stock Assessment. Hobart, Australia, pp. 23–43.
- Pshenichnov, L.K., Zaitsev, A.K., 2007. On the invention of effective and perspective device (protective net) for the mitigation of depredation of fishes in longline fisheries. Workshop on the Depredation in the Tuna Longline Fisheries in the Indian Ocean, 9–10 July, 2007. Victoria, Seychelles, p. 13.
- Purves, M., Agnew, D.J., Balguerías, E., Moreno, C.A., Watkins, B., 2004. Killer whale (*Orcinus orca*) and sperm whale (*Physeter macrocephalus*) interactions with longline vessels in the Patagonian toothfish fishery at South Georgia, South Atlantic. *CCAMLR Sci.* 11, 111–126.
- Rabearisoa, N., Aumeeruddy, R., Dorizo, J., Vely, M., Giroux, F., Adam, O., Guinet, C., 2007. Depredation by sharks and cetaceans on semi-industrial pelagic longliners targeting swordfish in the Seychelles. In: IOTC (Ed.), Workshop on the Depredation in the Tuna Longline Fisheries in the Indian Ocean, 9–10 July, 2007. Seychelles, July 2007, p. 6.
- Ramos-Cartelle, A., Mejuto, J., 2007. Interaction of the false killer whale (*Pseudorca crassidens*) and depredation on the swordfish catches of the Spanish surface longline fleet in the Atlantic, Indian and Pacific Oceans. *ICCAT Collect. Vol. Sci. Pap.* 62, 1721–1738.
- Read, A.J., 2007. Reducing Conflicts Between Fisheries & Protected Species in North Carolina – Year 2. Final Report. Duke University Marine Laboratory, Beaufort, North Carolina.
- Reeves, R.R., Hofman, R.J., Silber, G., Wilkinson, D., 1996. Acoustic deterrence of harmful marine mammal–fishery interactions. NOAA Tech. Memo, Seattle, Washington.
- Romanov, E., Gaetner, D., Bach, P., Romanova, N., 2007. Depredation on pelagic longlines in the Indian Ocean: an analysis of the Soviet historical database (1961–1989) on tuna research. In: IOTC (Ed.), Workshop on the Depredation in the Tuna Longline Fisheries in the Indian Ocean, 9–10 July, 2007. Victoria, Seychelles, p. 7.
- Rowe, S.J., 2007. A review of methodologies for mitigating incidental catch of protected marine mammals. DOC Research & Development Series, 283. Department of Conservation, Wellington, New Zealand.
- Secchi, E.R., Vaske, T., 1998. Killer whale (*Orcinus orca*) sightings and depredation on tuna and swordfish longline catches in southern Brazil. *Aquat. Mamm.* 24, 117–122.
- Sigler, M.F., Lunsford, C.R., Straley, J.M., Liddle, J.B., 2008. Sperm whale depredation of sablefish longline gear in the northeast Pacific Ocean. *Mar. Mamm. Sci.* 24, 16–27.
- Sivasubramanian, 1964. Predation of tuna longline catches in the Indian Ocean, by killer-whales and sharks. *Bull. Fish. Res. Stn. Ceylan* 17, 221–236.
- Somerton, D.A., Kikkawa, B., Wilson, C.D., 1988. Hook timers to measure the capture time of individual fish. *Mar. Fish. Rev.* 50, 1–5.
- Straley, J., O'Connell, T., Beam, G., Mesnick, S., Allen, A., Mitchell, L., 2002. Sperm whale depredation in the demersal longline fishery for sablefish in the Gulf of Alaska: research needs and approaches to mitigation. In: Donoghue, M., Reeves, R.R., Stone, G.S. (Eds.), Report of the Workshop on Interactions Between Cetaceans and Longline Fisheries. New England Aquatic Forum Series, Apia, Samoa, pp. 7–8.
- TEC Inc., 2009. Cetacean Depredation in the Hawaii Longline Fishery: Interviews of Longline Vessel Owners and Captains. Pacific Islands Regional Office, National Marine Fisheries Service, Honolulu, HI.
- Thode, A., Straley, J., Tiemann, C.O., Folkert, K., O'Connell, V., 2007. Observations of potential acoustic cues that attract sperm whales to longline fishing in the Gulf of Alaska. *J. Acoust. Soc. Am.* 122, 1265–1277.
- Tixier, P., Gasco, N., Duhamel, G., Viviant, M., Authier, M., Guinet, C., 2010. Interactions of Patagonian toothfish fisheries with killer and sperm whales in the Crozet islands Exclusive Economic Zone: an assessment of depredation levels and insights on possible mitigation strategies. *CCAMLR Sci.* 17, 179–195.
- Visser, I.N., 2000. Killer whale (*Orcinus orca*) interactions with longline fisheries in New Zealand waters. *Aquat. Mamm.* 26, 241–252.
- Werner, T., Kraus, S., Read, A., Zollett, E., 2006. Fishing techniques to reduce the bycatch of threatened marine animals. *Mar. Technol. Soc. J.* 40, 50–68.
- Yano, K., Dahlheim, M.E., 1995. Killer whale, *Orcinus orca*, depredation on longline catches of bottomfish in the south-eastern Bering Sea and adjacent waters. *Fish. Bull.* 93, 355–372.
- Zollett, E.A., Read, A.J., 2006. Depredation of catch by bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Florida king mackerel (*Scomberomorus cavalla*) troll fishery. *Fish. Bull.* 104, 343–349.

4.2 Testing harmless devices in the interaction between baits and dolphins to mitigate toothed whale depredation in pelagic longlining

Soumis dans Journal of Experimental Marine Biology and Ecology

Résumé

La déprédation par les odontocètes (y compris par les dauphins) impactant la pêche à la palangre pélagique est une problématique conduisant à des conséquences négatives sur les ressources, les mammifères marins et les pêcheries. Nous avons examiné l'efficacité d'un dispositif anti-déprédation, le DEPRED (DEPREDAtion mitigation device by preventing predator attacks and protecting capture) dans le cadre de l'interaction entre les grands dauphins (*Tursiops aduncus*), les dauphins à long bec (*Stenella longirostris*) et les appâts à La Réunion. Dans notre étude, cette interaction est considérée comme un modèle à l'échelle de celle impliquant les odontocètes et les captures des palangriers en haute mer. Ce dispositif avait pour objectifs d'effrayer le prédateur et de protéger l'appât. Des résultats prometteurs ont été obtenus, le DEPRED montrant une certaine efficacité pour atteindre ces deux objectifs. Cependant, un comportement d'habituation a été observé pour le groupe résident de *Tursiops aduncus* impliqué régulièrement dans les interactions pendant nos expérimentations. Compte tenu des résultats intéressants que nous avons pu obtenir durant ces expérimentations, le DEPRED devrait être testé dans le contexte des interactions entre les odontocètes et les pêcheries palangrières pélagiques.

Mots clés : grand dauphin, statistique de Cramer, mesure anti-déprédation, protection physique, effet d'effarouchement, dauphin à long bec

Testing harmless devices in the interaction between baits and dolphins to mitigate toothed whale depredation in pelagic longlining

Rabearisoa Njaratiana^{a, *}, Bach Pascal^b, Marsac Francis^c

^a *Institut de Recherche pour le Développement, Représentation de la Réunion, 2 rue Joseph Wetzell, CS 41095, 97495 Ste Clotilde CEDEX, La Réunion, France*

^b *Institut de Recherche pour le Développement, UMR 212 EME, Rue Jean Monnet, BP 171, 34203 Sète Cedex, France*

^c *Institut de Recherche pour le Développement, UMR 212 EME, University of Cape Town - Department of Oceanography, Private Bag X3, Rondebosch 7701, South Africa*

* Corresponding author:

njaratiana.rabearisoa@gmail.com

Phone: +262 55 15 63 / Fax: +262 55 15 20

Abstract

Depredation by false killer whales (*Pseudorca crassidens*) and short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) in pelagic longlining is an issue leading to negative impacts on exploited resources, marine mammals and fisheries. We investigated the efficiency of a depredation mitigation device, the DEPRED (DEPREDAtion mitigation device by preventing predator attacks and protecting capture), in the interaction between bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*), spinner dolphins (*Stenella longirostris*) and small pelagic fishes used as bait. In our study this interaction is considered as a scale model of those staging toothed whales and pelagic longline capture in the open ocean. This device aimed at two goals, preventing dolphin attacks and protecting the bait. Positive results were obtained as the DEPRED proved to be quite efficient in reaching these two goals at least at short term. Indeed a habituation behavior was observed for a group of *Tursiops aduncus* which interacted regularly during fishing experiments. Cashing in on the valuable insights obtained during the field tests, the DEPRED design should be tested in the context of interactions between both false killer whales and short-finned pilot whales and pelagic longline fisheries.

Key words: Bottlenose dolphin, Cramer's V statistic, Mitigation measures, Physical protection, Preventing effect, Spinner dolphin.

1. Introduction

Depredation is defined as the removal of captured fish or baits from fishing gears by large marine predators (Donoghue et al., 2002), mostly odontocetes and sharks. In pelagic longline fishery targeting tuna (*Thunnus* spp) and swordfish (*Xiphias gladius*), depredation on catch due to toothed whales involves false-killer whales (*Pseudorca crassidens*), short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) (Gilman et al., 2006). In Seychelles (South West Indian Ocean) the proportion of depredated longlines by toothed whales reached 16% (estimation for the 2004 – 2006 period) and the depredation volume for pelagic longline fisheries would reach 33 mt in 2009 (Rabearisoa, 2013). In Reunion Island, the total depredation volume due to toothed whales and pelagic sharks was about 200 mt in 2008 (Rabearisoa, 2013). Unlike depredation by toothed whales impacting demersal longline fisheries, few scientific papers deal with this interaction for pelagic longline fisheries (IOTC, 2007). The depredation process in pelagic longlining remains an enigma, and the mechanism by which the fishing gear is detected by toothed whales is still unknown.

Monitoring the extent and magnitude of this issue is of prime importance since it leads to several negative impacts affecting commercial, biological, ecological and stock assessment aspects (Gilman et al., 2006). Several mitigation measures, mostly active acoustic ones, have been tested so far: ADD (Acoustic Deterrent Device), or pingers, and AHD (Acoustic Harassment Device) acoustically bother marine mammals and aim at preventing them from approaching the fishing gear to steal the fish caught and also from being incidentally injured. However, none of them proved to be efficient on the long term (Jefferson and Curry, 1995). McPherson et al. (2008) and Hamer et al. (2012) provided an exhaustive review of the existing acoustic and physical mitigation devices which could be deployed on pelagic longlines.

To mitigate depredation in demersal longline fishery the deterrent effect of a physical protection of fish caught was successfully applied (Moreno et al., 2007; Pin and Rojas, 2007; Pshenichnov and Zaitsev, 2007; Moreno et al., 2008). The same deterrent effect could be efficient as well in pelagic longlining because a tuna caught and entangled with fishing gear would be less prone to depredation (Nishida and Tanio, 2001; McPherson et al., 2003).

Then, two depredation mitigation devices, named “spider” and “sock”, protecting capture after triggering were tested at an operational level during pelagic longline fishing experiments (Rabearisoa et al., 2012). Based on our first insights obtained for “spider” and “sock”, we propose to test a new device called “DEPRED” (DEPREdation mitigation device by preventing predator attacks and protecting capture). As small delphinids, such as bottlenose dolphins (*Tursiops* spp), common dolphins (*Delphinus* spp), striped and spinner dolphins (*Stenella* spp) are involved in depredation on pelagic longline bait (Zollett and Read, 2006; Bach, unpubl. data), we consider this interaction as a scale model of the depredation of fish by large toothed whales. The goal of this study is to assess the DEPRED efficiency by analyzing responses of bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) and spinner dolphins (*Stenella longirostris*) towards bait during two trials of experiments carried out in Reunion Island (Southwest Indian Ocean).

2. Material and methods

DEPRED device proposes to both protect capture and scare predators. Its protection design is based on results of our previous experiments in Seychelles (Rabearisoa et al., 2012). Its design to prevent attack on prey is based on the principle of tori lines. Tori lines or bird scaring lines towed behind longliners aim at scaring foraging seabirds in order to prevent attacks on the baited hooks and to mitigate their incidental capture by longlines (Keith, 1999; Løkkeborg, 2011).

DEPRED prototype consists of eight streamers of one meter long made of tarpaulin material and fixed on a PVC tube of 2cm diameter (Fig. 1). These eight streamers were separated in two parts. The superior one of four streamers is designed to prevent the attack of fish by predators, streamers freely moving underwater thanks to the current speed. The inferior one of four weighted streamers was designed to physically protect the bait. A branchline was inserted into the tube carrying the eight streamers, and the fish used as bait (a frozen mackerel) was fixed at its end by a knot as no hook was used to avoid risks of injury on dolphins.

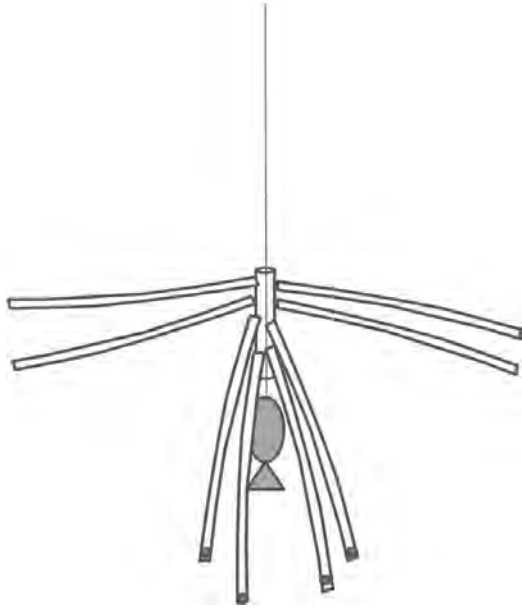


Figure 1 - The DEPRED (DEPREDAtion mitigation device by preventing predator attacks and protecting capture) is a depredation mitigation device made up of eight streamers. Upper ones freely move around the bait (preventing affect) and lower ones are weighted, surrounding the bait (protecting effect).

Before testing DEPRED at an operational level of a longline fishing set in the open ocean, we undertook experiments at a small scale with dolphins (bottlenose and spinner dolphins) assuming that their behavior towards the bait might be similar to that of toothed whales towards a fish caught.

DEPRED tests were carried out in Reunion Island and particularly in Baie Saint Paul (Fig. 2) where two resident delphinids groups, the bottlenose dolphin and the spinner dolphin, occur frequently (Dulau-Drouot et al., 2008). The study area was restricted to coastal waters (up to 60 meters deep).



Figure 2 - The support was maintained at the sea surface by four buoys, and equipped with four branchlines at each corner, and a camcorder at its centre (interaction tests with platforms)

In August 2010, we conducted the first step of DEPRED experiments. During those surveys, two similar PVC frames of one meter side (platforms) were set and maintained at the sea surface by four buoys at each corner and equipped with four baited branchlines of five meters long (Fig. 3). Both platforms were equipped with a video camcorder, enclosed in a waterproof housing and fixed at the center of the frame, recording the behavior of predators interacting with baits and DEPRED. Tests were carried out with baited branchlines and results obtained with and without DEPRED were compared.

As a second step of our experiments carried out between March and June 2011, devices were deployed along a longline of 500 m long equipped with 80 branchlines (40 ones were protected by devices, 40 others were not) with a fish bait at their extremity. Each branchline was set every five meters and a buoy was set every four branchlines to maintain the line at the surface. The prototype was modified by adding some plastic hollow balls at the end of the upper streamers to increase their buoyancy, and some brass solid balls as weights at the end of the lower streamers to pull them down.

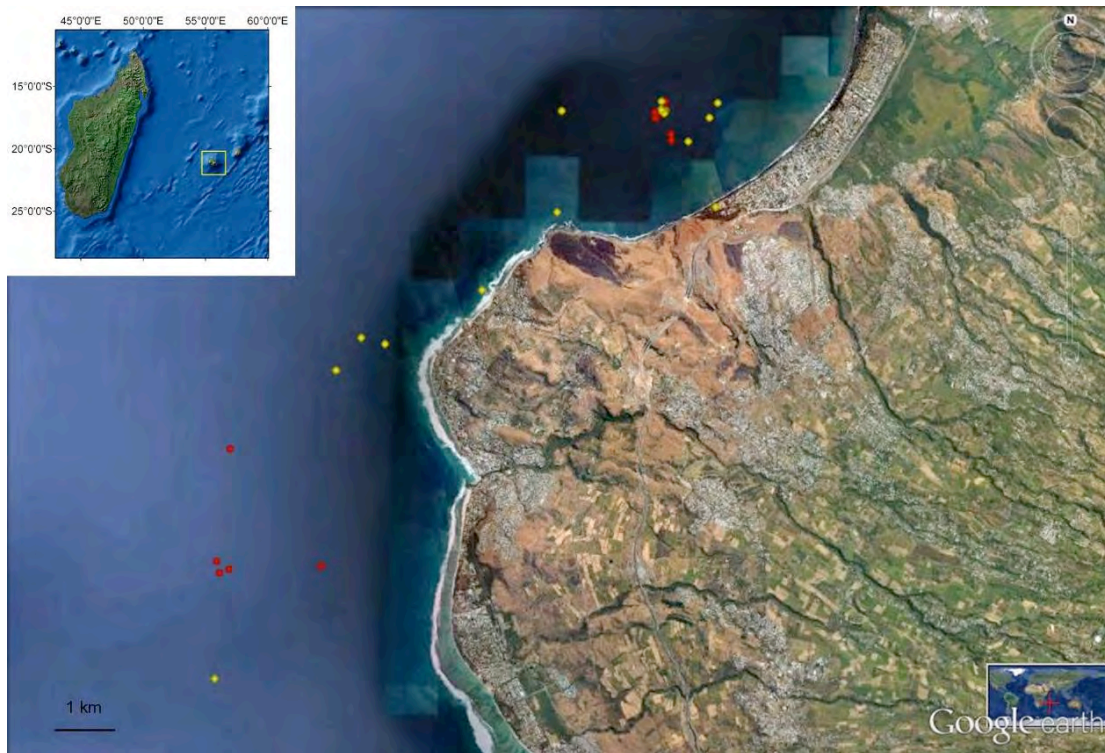


Figure 3 - The survey area extended from St-Gilles les Bains harbour to Saint-Paul (map obtained with Google Earth[®]). Yellow dots represent device setting without dolphin interaction. Red dots represent device setting with dolphin interaction.

For the first experiments, data collection consisted in recording the position of the platforms in the bay, the characteristics of the dolphin pods (size, species and physical particularities of some individuals...), the current speed, and the bait status (intact, partially removed, totally removed) after dolphin interactions with branchlines either equipped or not with DEPRED. Interactions camcorder movies of about 1:30 hour were analyzed at the end of each experiment. Data analysis consisted in three stages: (i) assessing whether the general configuration of our platforms might induce a modified behavior of dolphins encountering them and then preventing further observations of interactions between dolphins and DEPRED, (ii) assessing the efficiency of DEPRED by comparing the dolphins' behavior towards platforms with branchlines equipped or not with devices and (iii) comparing the depredation rate (proportion of depredated baits) for the protected and unprotected branchlines.

For the second experiments, data collection consisted in recording the bait status (intact, partially removed, totally removed) after dolphin interactions with branchlines either equipped or

not with DEPRED. Data collected were organized under the form of contingency tables of 2 rows and 2 columns (one contingency table for each interaction tested between bait and dolphin) considering the number of baits attacked or remaining intact for each part of the longline, with or without DEPRED. For each contingency table the Pearson Chi's-squared test was calculated to test the hypothesis of the similarity of interactions between dolphin species and bait whatever the configuration of the bait, protected or not. Moreover, the Cramer's V coefficient (Cramér, 1980) was calculated for the successive cumulated results of experiments for each dolphin species. This index, based on χ^2 , is a common measure of the association between nominal variables with values ranging from 0 (no association) to 1 (perfect correlation between variables). In our context, Cramér's V index will describe the trend of the association between bait attacks and the bait protection along the experiments for each species. Statistical analysis was performed by using the lsr package in R (lsr V 0.1.1, 2012 – R Core Team, version 2.12.2).

3. Results

Interaction tests with platforms (July-August 2010)

Interaction tests with platforms took place from July 19th, 2010 to August 18th, 2010. The 14 experiments resulted in 16 observations of pods of bottlenose dolphins and three observations of spinner dolphins. Platforms with branchlines equipped or not with DEPRED were deployed 13 times (Tab. 1).

Table 1 - Summary of device settings and interactions between dolphins (bottlenose dolphins) and baits, regarding the configuration of the bait (protected or not) for the first set of experiments (with platforms).

Experiment #	Number of platforms set	Species	Without DEPRED		With DEPRED		Comments
			Number of bait set	Number of bait depredated	Number of bait set	Number of bait depredated	
2	4	<i>Tursiops aduncus</i>	15	7	0	0	Dolphins interacted with the unprotected baits
4	4	<i>Tursiops aduncus</i>	3	2	12	0	Dolphins interacted with the unprotected baits, and let the protected ones intact
7	2	<i>Tursiops aduncus</i>	4	0	4	0	No bait attacked but dolphins interacted with both the unprotected and protected baits

The first observation (experiment #2) occurred with a group of four bottlenose dolphins. Two platforms with branchlines were set into the water without DEPRED. During the first half

hour, dolphins were clearly observed swimming and diving around the platforms. They interacted with only one platform, biting two baits out of four. After replacing damaged baits by intact ones, both platforms were set back into the water with a total of seven baits. Forty-five minutes later, five baits out of seven were totally removed, one partially damaged, and one intact.

In experiment #4, two platforms were deployed, with all branchlines equipped with the DEPRED. A pod of 12 bottlenose dolphins interacted with them. Underwater video footages clearly showed dolphins turning around DEPRED at a distance of about one meter and emitting clicks. After one hour, the bait status was examined and no bait was attacked. In a second time, DEPREDs were removed from one platform which was then redeployed with three unprotected branchlines. Forty minutes later, two out of three unprotected baits were removed (Fig. 4A) while none of bait on branchlines equipped with DEPRED was attacked.

In experiment #7, one platform was deployed with four branchlines equipped with DEPRED whereas the second one held unprotected branchlines. A pod of 10 bottlenose dolphins interacted with these two platforms. One hour and half later, no bait was attacked. Based on the recorded images, only one individual in the group was observed turning around the protected branchlines and attempting to attack one of the baits. Actually, after control of records, we observed that this individual tried to attack the only bait not correctly protected by DEPRED, as the bait was clearly out of the weighted streamers (Fig 4B).



Figure 4 - A bottlenose dolphin attacking an unprotected bait (Fig. 4A, left). A bottlenose dolphin attempting to attack a bait protected by DEPREL (Fig. 4B, right).

No interactions were observed with spinner dolphins. During some sightings of them they displayed a fast moving behavior not allowing us to record both underwater images and interaction observations at the surface.

Interaction tests with the experimental longline (March-June 2011)

From March 2nd, 2011 to June 1st, 2011, twenty surveys with an experimental longline were carried out. The longline was equipped with 80 baited branchlines with one half of consecutive branchlines equipped with DEPREL and the other half without devices. The longline was set at 7:00 a.m. on average and was retrieved in the mid afternoon. Three and six interactions between the longline and spinner dolphins and bottlenose dolphins were recorded, respectively. It must be noted that for bottlenose dolphins interactions were observed for the same group of individuals. Damages on baits were attributed to dolphins when they were observed evolving in the vicinity of the line and stopping near it for a while. Another particularity of damages by dolphins was the successive nature of those attacks on the set (as opposed to the random nature of other fish attacks). In the area of experiments the abundance of large pelagic predators other than dolphins which can attack the bait is low enough to exclude any bias in the comparative quantitative analysis of bait attacks. Nevertheless, tooth marks on attacked bait were always observed in order to recognize the responsible of the depredation.

For these nine sets impacted by dolphin depredation a total of 339 protected and 330 unprotected baits were set (Tab. 2). Forty-seven protected baits and 103 unprotected ones were partially or fully damaged, 42 and 72 by bottlenose dolphins and 5 and 29 by spinner dolphins, respectively (Tab. 2). For the whole experiments, the proportion of baits attacked by bottlenose dolphins averaged 17.6% (ranging from 7.5% to 40%) for the protected branchlines and 31.6% (ranging from 10.3% to 67.5 %) for the unprotected ones. The proportion of baits attacked by spinner dolphins averaged 6.7% (ranging from 2.5% to 15%) for the protected branchlines and 35.5% (ranging from 17.9% to 65%) for the unprotected ones. For eight experiments out of nine, the number of damaged unprotected baits was higher than protected ones (Tab. 2).

Table 2 - Summary of the count of interactions with dolphins (bottlenose and spinner dolphins) regarding the configuration of the bait (protected by DEPRED or not) for the second experimental trials (with experimental longline).

Date	Experiment #	With DESAP			Without DESAP			Species in interaction
		Attacked (A)	Intact (I)	A/(A+I) (%)	Attacked (A)	Intact (I)	A/(A+I) (%)	
07/03/11	4	6	34	15	19	19	50	<i>Tursiops aduncus</i>
11/03/11	7	10	29	25.6	27	13	67.5	<i>Tursiops aduncus</i>
19/05/11	12	3	37	7.5	9	29	23.7	<i>Tursiops aduncus</i>
23/05/11	13	3	37	7.5	4	35	10.3	<i>Tursiops aduncus</i>
26/05/11	16	4	36	10	7	32	17.9	<i>Tursiops aduncus</i>
31/05/11	19	16	24	40	8	31	20.5	<i>Tursiops aduncus</i>
24/05/11	14	3	17	15	13	7	65	<i>Stenella longirostris</i>
30/05/11	18	1	39	2.5	9	29	23.7	<i>Stenella longirostris</i>
01/06/11	20	1	39	2.5	7	32	17.9	<i>Stenella longirostris</i>
Total <i>Tursiops aduncus</i>		42	197	17.6	74	159	31.8	
Total <i>Stenella longirostris</i>		5	95	5	29	68	29.9	

The Pearson's Chi-squared test showed that the null hypothesis (i.e. similarity of interactions between dolphins and bait whatever the bait configuration, protected or not) is rejected for two experiments either for bottlenose or spinner dolphins (Tab. 3). For each species, the rejection probability (P value) of the null hypothesis is higher during the first days of experiments. It must be noted that for the third interaction of the time series for both species, the P value is close to a significant value (10% for the bottlenose dolphin and 5% for the spinner dolphin). Now, for the interaction trial #19, the P value also reached 10% but in this case, surprisingly, it corresponds to a higher proportion of attacked bait on protected branchlines. The trend of the Cramer's V value estimated for the cumulated responses of depredation events on equipped and non equipped branchlines expressed the decline of the depredation mitigation

effect of the DEPRED after the second longline set for *Tursiops aduncus* while this mitigation effect remained stable after the third longline set for *Stenella longirostris* (Fig. 5).

Table 3 - Pearson's Chi-squared test values for individual experiments and Cramer's V value for cumulated results with respect to their chronology for each dolphin species.

Interaction trial	By interaction trial		Cumulated	Species in interaction
	Chi ²	P value	Cramer's V	
4	9.41	2.1e-03	0.347	<i>Tursiops aduncus</i>
7	12.26	4.6e-04	0.383	<i>Tursiops aduncus</i>
12	2.78	0.1	0.329	<i>Tursiops aduncus</i>
13	1.2e-3	0.97	0.27	<i>Tursiops aduncus</i>
16	0.48	0.49	0.24	<i>Tursiops aduncus</i>
19	2.68	0.1	0.16	<i>Tursiops aduncus</i>
14	8.44	3.7e-03	0.459	<i>Stenella longirostris</i>
18	6.04	1.0e-02	0.357	<i>Stenella longirostris</i>
20	3.62	5.7e-02	0.45	<i>Stenella longirostris</i>

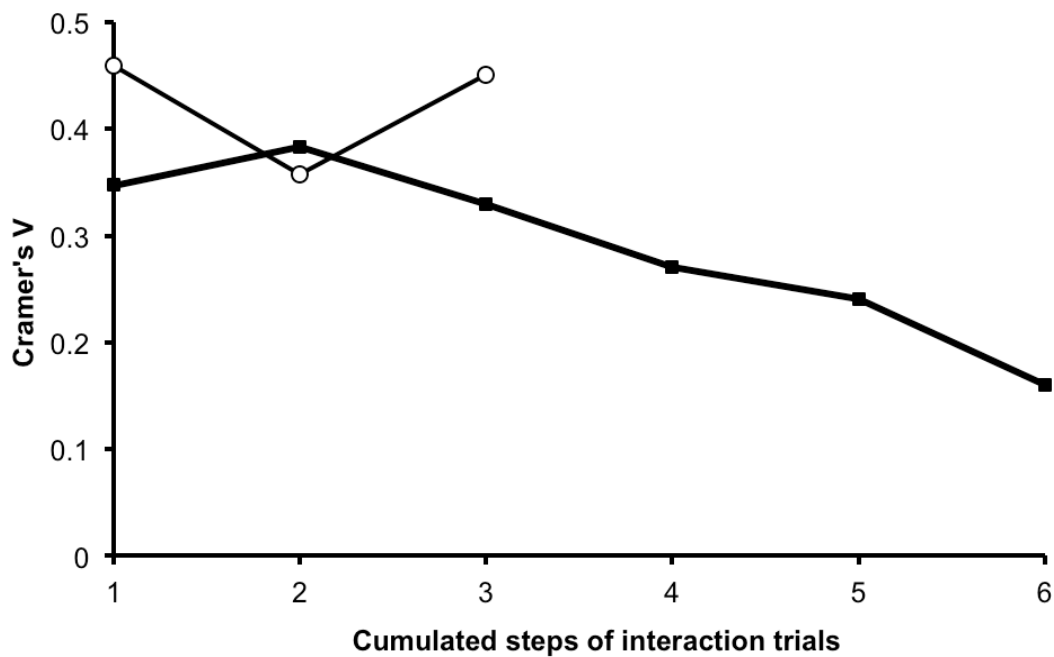


Figure 5 - Trend of the Cramer's V calculated for cumulated steps of interaction trials between experimental longlines and dolphin species (black square: *Tursiops aduncus*; white circle: *Stenella longirostris*)

4. Discussion

Several devices to mitigate depredation in pelagic longlining have been tested so far, either acoustic (McPherson et al., 2008), or physical protecting (Rabearisoa et al., 2012; Hamer et al., 2012). As far as we know, only physical protecting mitigation devices have been tested (Rabearisoa et al., 2012) or are being tested (Hamer et al., 2012) at an operational level with reserved but promising results. The two depredation mitigation devices, the “Streamer Pod” and the “Octopus”, currently tested in Australia (Hamer et al., 2012), as well as the “sock” and the “spider” devices (Rabearisoa et al., 2012), are based on a same principle of the deterring physical protection of the capture from toothed whales.

This work is the continuation of depredation mitigation devices we developed since 2007 aiming at designing innovative device called “the sock” and the “spider”. Compared to both the “sock” and the “spider”, the DEPRED device presented in this study adds a hypothetical scaring effect similar to the effect of bird scaring lines deployed by longliners to avoid seabirds incidental capture. Then, DEPRED is a device involving two depredation mitigation effects: (i) preventing attack on fish by maintaining a distance between the predator and the capture as potential prey and (ii) physically protecting the capture.

In this study, we took advantage of the presence of dolphins around Reunion Island to test the efficiency of DEPRED for the scale model “dolphin – fish bait” of the depredation occurring in pelagic longline fisheries.

As observed during our experiments with platforms the hypothetical scaring effect was shown as effective at least at the beginning of the survey. Dolphins which encountered the device for the first time stayed and turned around the support at a given distance while they attacked the bait on unprotected branchlines. Experiments with the experimental longline carried out eight months later with the same groups of dolphins (at least for the bottlenose dolphin) aimed at confirming, at least for the first operations, a similar behavior at a larger scale. For interactions observed with the nine platforms deployed and the nine experimental longline sets the depredation mitigation effect of DEPRED on bait was partially proved. Indeed, for all

experiments the number of damaged unprotected baits was more than twice higher than the number of protected ones. However, the DEPRED efficiency was higher for the first encounters of devices by dolphins. Then, for bottlenose dolphins which were only concerned by the first interactions with platforms, the DEPRED efficiency observed for longline experiments was lower than the one observed for spinner dolphin. This result suggests that after a period of exposure to the deterrent effect of preventing attacks and/or protecting streamers, bottlenose dolphins stopped responding to this stimulus. This behaviour known as habituation (Rose and Rankin, 2001) confirms the learning skills of marine mammals to accept a stimulus when its harmfulness is only a lure. These learning abilities explain their fast habituation to new depredation mitigation measures, such as acoustic ones (Jefferson and Curry, 1995). Now, environmental conditions might impact both preventing attacks and protecting effects. The absence of water currents might reduce the effect of DEPRED superior streamers to maintain predator at distance to prevent bait attacks. Inversely, strong currents might push the bait out of the protecting DEPRED inferior streamers. Without detailed observations of the DEPRED disposition underwater we cannot discriminate to which stimulus bottlenose dolphins expressed a habituation: preventing, protecting or both. For spinner dolphins, the exposure time to DEPRED was not longer enough to appreciate such a habituation behavior, not allowing us to make any assumptions regarding their behavior towards the device at least, at medium term. From these experiments, we remain convinced that the average depredation mitigation rate of 50% obtained is satisfying and it can still be improved by exploring deeper our work. In depredation phenomena, marine mammals associate the acoustic cues of fishing vessels to the opportunity of getting easy-to-catch fish (Visser, 2000; Thode et al., 2007; Matkin, 1986). This perceived easiness of access to prey might be mitigated by increasing the number of deterrent stimulus to reduce their habituation abilities.

The development of this DEPRED prototype is ongoing. It cumulates three depredation mitigation effects: passive acoustic lure, physical protection and attack prevention. The DEPRED device would be easily set up at the top of the branchline and automatically triggered

by the capture after its biting¹. This type of triggering system was already used for the sock and spider devices (Rabearisoa et al., 2012), and the streamer pod (Hamer et al., 2012). Unlike the physical protection device named “cachalotera”, deployed on demersal longlines and triggered by the simple friction of the water on the device during the hauling operation (Moreno et al., 2008), our trigger system must be mechanical and still needs further investigations to avoid dysfunctions identified during previous experimental trials of “spider” and “sock” depredation mitigation devices (Rabearisoa et al., 2012).

Depredation has sufficient negative impacts on the ecology and conservation of odontocetes, on stock management of depredated resources and on the economy of pelagic longline fisheries to be considered as a key issue in the ecosystem approach to fishery (EAF) framework. However, we are facing a multidisciplinary question that must gather competences in fishery economy, fishery management, fishing gear technology, material engineering and marine mammal ecology. Jennings and Revill (2007) highlighted the major role of gear technologists in supporting a sustainable approach to environmentally responsible fishing, by developing win-win solutions, where spin-offs for fishermen meet conservation concerns.

5. Acknowledgements:

This study was achieved in the framework of the South West Indian Ocean Fisheries Project “SWIOFP” supported by the Global Environmental Facility (GEF) and the “Fonds Français pour l’Environnement Mondial” (FFEM). The first author was financially supported by the Reunion Council. Many thanks for the team which was invested to carry out experiments at sea: Jean-Pierre Lamoureux, Pascal Cotel, Théo Filippi, Victor Martin-Baillet, Evgeny Romanov and Pascal Enilorac, captain of Le Rapace. Authors are very grateful to Geoff Mc Pherson who kindly gave us relevant advices and improved the manuscript. Special thanks are addressed to Tom Nishida who always encouraged our work.

* The patent deposit no. FR 11 61640 has been acted by the Institut de Recherche pour le Développement for this depredation mitigation system (Bach et al., 2011).

6. References

- Bach, P., Rabearisoa, N., Cotel, P. and Lamoureux, J.-P., 2011. “DEPRED” - Dispositif de protection pour protéger un poisson capturé sur un hameçon et système de pêche comprenant un tel dispositif. Patent n° FR 11 61640.
- Cramér, H., 1980. *Mathematical methods of statistics*. Princeton University Press. Princeton, NJ, USA.
- Donoghue, M., Reeves, R. R. and Stone, G. S., 2002. Report of the workshop on interactions between cetaceans and longline fisheries. New England Aquatic Forum Series, Apia, Samoa.
- Dulau-Drouot, V., Boucaud, V. and Rota, B., 2008. Cetacean Diversity Off La Réunion Island (France). *J. Mar. Biol. Ass. U. K.* 88, 1263–1272.
- Gilman, E., Brothers, N., McPherson, G. and Dalzell, P., 2006. A review of cetacean interactions with longline gear. *J. Cetacean Res. Manage.* 8, 215–223.
- Hamer, D. J., Childerhouse, S. J. and Gales, N. J., 2012. Odontocete bycatch and depredation in longline fisheries: A review of available literature and of potential solutions. *Mar. Mamm. Sci.* doi: 10.1111/j.1748-7692.2011.00544.x.
- IOTC, 2007. Report of the workshop on the depredation in the tuna longline fisheries in the Indian Ocean. Indian Ocean Tuna Commission (IOTC), Victoria, Seychelles.
- Jefferson, T. A. and Curry, B. E., 1995. Acoustic methods of reducing or eliminating marine mammal-fishery interactions: do they work? *Ocean Coast. Manage.* 31, 41–70.
- Jennings, S. and Revill, A. S., 2007. The role of gear technologists in supporting an ecosystem approach to fisheries. *ICES J. Mar. Sci.* 64, 1525–1534.
- Keith, C., 1999. Tori line designs for New Zealand domestic pelagic longliners. Department of Conservation, Wellington.

- Løkkeborg, S., 2011. Best practices to mitigate seabird bycatch in longline, trawl and gillnet fisheries—efficiency and practical applicability. *Mar Ecol Prog Ser* 435, 285–303.
- Matkin, C., 1986. Killer whale interactions with the sablefish longline fishery in Prince William Sound, Alaska 1985 with comments on the Bering sea. Unpublished report. National Marine Fisheries Service, Marine Mammal Division, Juneau.
- McPherson, G., Turner, P., McPherson, C. and Cato, D. H., 2003. Testing of acoustic tracking system for toothed whales around longline and gillnet fishing gear, and preliminary trials of depredation mitigation devices for longline fisheries. Project report (R02/0923). Report to Eastern Tuna Management Advisory Committee, Southern and Western Tuna and Billfish Management Advisory Committee and Australian Fisheries Management Authority. Department of Primary Industries, Brisbane.
- McPherson, G., Clague, C., McPherson, C. R., Madry, A., Bedwell, I., Turner, P., Cato, D. H. and Kreutz, D., 2008. Reduction of interactions by toothed whales with fishing gear. Phase 1. Development and assessment of depredation mitigation devices around longlines. Final Report to Fisheries Research and Development Corporation Report Number 2003/016. Department of Primary Industries and Fisheries, Cairns, Queensland, Australia.
- Moreno, C. A., Castro, R. and Mujica, L., 2007. Modification of fishing gear in the Chilean Patagonian toothfish fishery to minimise interactions with seabirds and toothed whales. in: Workshop on the depredation in the tuna longline fisheries in the Indian Ocean, 9-10 July, 2007. Victoria, Seychelles, p.12.
- Moreno, C. A., Castro, R., Mujica, L. and Reyes, P., 2008. Significant conservation benefits obtained from the use of a new fishing gear in the Chilean Patagonian toothfish fishery. *CCAMLR Sci.* 15, 79–91.
- Nishida, T. and Tanio, M., 2001. Summary of the predation surveys for the tuna longline catch in the Indian and the Pacific Ocean based on the Japanese investigation cruises (1954, 1958 and 1966-81). in: Indian Ocean Tuna Commission, Working Paper on Tropical Tunas. , pp.442 –460.

- Pin, O. and Rojas, E., 2007. Interaction of sperm whales with bottom longlines and the Mammal and Bird Excluding Device (MBED) operation in the Patagonian toothfish (*Dissostichus eleginoides*) fishery in the southwestern Atlantic. WG-FSA-07. in: CCAMLR Working Group on Fish Stock Assessment. Hobart, Australia, pp.23–43.
- Pshenichnov, L. K. and Zaitsev, A. K., 2007. On the invention of effective and perspective device (protective net) for the mitigation of depredation of fishes in longline fisheries. in: Workshop on the depredation in the tuna longline fisheries in the Indian Ocean, 9-10 July, 2007. Victoria, Seychelles, p.13.
- Rabearisoa, N., 2013. Etude d'un mode d'interaction entre les odontocètes, les requins et la pêche à la palangre dérivante dans la région sud-ouest de l'Océan Indien: la déprédation. PhD thesis. Université de La Réunion. Saint-Denis, Reunion Island. 241 pp.
- Rabearisoa, N., Bach, P., Tixier, P. and Guinet, C., 2012. Pelagic longline fishing trials to shape a mitigation device of the depredation by toothed whales. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 432-433, 55–63.
- Rose, J. K. and Rankin, C. H., 2001. Analyses of Habituation in *Caenorhabditis elegans*. *Learn. Mem.* 8, 63–69.
- Thode, A., Straley, J., Tiemann, C. O., Folkert, K. and O'Connell, V., 2007. Observations of potential acoustic cues that attract sperm whales to longline fishing in the Gulf of Alaska. *J. Acoust. Soc. Am.* 122, 1265–1277.
- Visser, I. N., 2000. Killer whale (*Orcinus orca*) interactions with longline fisheries in New Zealand waters. *Aquat. Mamm.* 26, 241–252.
- Zollett, E. A. and Read, A. J., 2006. Depredation of catch by bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Florida king mackerel (*Scomberomorus cavalla*) troll fishery. *Fish. Bull.* 104, 343–349.

CHAPITRE 5
DÉPRÉDATION
ET CONSERVATION
DES ODONTOCÈTES

5.1 Indirect group size estimation for toothed whales inferred from their interactions with pelagic longline fisheries

Article en préparation

Résumé

La distribution et l'abondance des globicéphales tropicaux (*Globicephala macrorhynchus*) and false killer whales (*Pseudorca crassidens*) restent encore peu étudiées, et les données concernant l'Océan Indien sont particulièrement limitées. Les deux espèces sont connues pour être négativement affectées par les activités humaines. Néanmoins, l'impact des ces menaces sur leurs populations reste inconnu.

Les deux espèces sont régulièrement impliquées dans des évènements de déprédation affectant les pêcheries palangrières pélagiques ciblant le thon (*Tuna* spp.) et l'espadon (*Xiphias gladius*). Des données relatives à la déprédation ont été collectées entre 2002 et 2010. Par analogie avec la relation entre les prédateurs, les charognards et l'abondance des carcasses observée dans les écosystèmes terrestres, ainsi que l'indice de taux de consommation, nous avons utilisé les données de déprédation pour estimer la taille des groupes d'odontocètes interagissant avec les palangres.

Nous avons estimé une taille moyenne des groupes d'odontocètes à 14,3 individus, une valeur cohérente avec les estimations faites dans d'autres régions pour les deux espèces au moyen de méthodes d'observations directes. Les odontocètes impliqués dans la déprédation sont probablement des groupes de chasse stables. Des tailles de groupe plus importantes sont trouvées aux Seychelles, concordant avec une abondance de proies plus importante. Nous avons observé une synchronie spatiale entre l'abondance de la ressource et la taille de groupe des odontocètes.

Nous avons développé une approche innovante, prometteuse et abordable qui pourrait permettre de fournir des nouvelles perspectives sur l'estimation des tailles de groupe relative des globicéphales tropicaux et des faux-orques dans le sud-ouest de l'Océan Indien. Notre méthode, combinée avec des observations directes, pourrait permettre d'améliorer nos connaissances sur

l'écologie de ces deux espèces et de comprendre leurs interactions avec les palangriers pélagiques.

Mots clés : déprédation ; ingestion de biomasse ; faux-orque ; globicéphale tropical ; espadon ; thon ; écologie trophique ; sud-ouest de l'Océan Indien

Indirect group size estimation for toothed whales inferred from their interactions with pelagic longline fisheries

Rabearisoa N. ^{1,*} (njaratiana.rabearisoa@gmail.com)

Bach P. ² (pascal.bach@ird.fr)

Ternon J-F. ¹ (jean-francois.ternon@ird.fr)

Bazin A-J. ¹ (annejuliebazin@hotmail.fr)

¹ Institut de Recherche pour le Développement, UMR “Ecosystèmes Marins Exploités”,

2 rue Joseph Wetzell, CS 41095, 97495 Sainte Clotilde Cedex, La Réunion

² Institut de Recherche pour le Développement, UMR 212 EME, Rue Jean Monnet, BP 171,

34203 Sète Cedex, France

*Corresponding author: Njaratiana Rabearisoa

njaratiana.rabearisoa@gmail.com

Abstract

Short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) and false killer whales (*Pseudorca crassidens*) distribution and abundance remain poorly studied, and the Indian Ocean is particularly data-scarce. Both species are known to be negatively impacted by anthropogenic activities. Nevertheless, the impact of those threats on their populations remains unknown.

Both species are regularly involved in depredation events on pelagic longline fisheries targeting tuna (*Thunnus* spp.) and swordfish (*Xiphias gladius*). Depredation data were collected in the southwestern Indian Ocean during commercial and scientific longline surveys between 2002 and 2010. By analogy with the relationship between predators, scavengers and carcasses abundance observed in terrestrial ecosystems and consumption rate index, we used depredation data to assess the group size of odontocetes interacting with longlines.

Toothed whales group size assessment averaged 14.3 individuals and was within the group size range found in other areas for both species by using direct observation methods. Toothed whales groups involved in depredation are presumably some stable hunting groups. Seychelles waters display a significantly higher group sizes and higher prey abundance attracting large marine fauna. We observed a spatial synchrony between the pelagic resource abundance and toothed whales group size.

We developed an innovative, promising and affordable method aiming at giving new insights in short-finned pilot whales and false killer whales relative group size estimation in the southwestern Indian Ocean. Our method, combined with direct observations, will allow to improve our knowledge about the ecology of two poorly known odontocetes species and to understand their interactions with pelagic longliners.

Key words: depredation; biomass ingestion; false killer whale; short-finned pilot whale; swordfish; tuna; feeding ecology; South-west Indian Ocean

Introduction

False killer whales (*Pseudorca crassidens*) and short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) sightings are known to occur worldwide (Baird 2008, Olson 2008, Weir 2010). Research studies for both species remain scarce in the oceanic realm, and the east coast of Africa is particularly data-poor. Most studies are predominantly based on stranded (Alonso et al. 1999, Mintzer et al. 2008) or captive animals (Caldwell et al. 1966, Clark & Odell 1999, Kastelein et al. 2000). To date, little is known about their distribution and abundance in the open ocean. Due to this data scarcity, false killer whales and short-finned pilot whales are classified as “Data Deficient” in the IUCN Red List of “Threatened Species” (Taylor et al. 2008a, b).

Both species are potentially affected by negative impacts of anthropogenic activities: noise pollution - an issue presumably behind some events of mass stranding (Piantadosi & Thalmann 2004, Parsons et al. 2008, Jensen et al. 2009), injuries due to interactions with fishing activities (Baird & Gorgone 2005, Kiszka et al. 2009, Danil et al. 2010), collisions with vessels (Carillo & Ritter 2010), bycatch (Van Waerebeek et al. 2010), whale hunting, and particularly, drive-hunting of short-finned pilot whales (Kasuya & Marsh 1984, Brownell et al. 2008). As long as the trends in population abundance will remain unclear or unknown, the impacts of those threats on these species will remain difficult to assess. This is a more worrisome issue for small and/or isolated populations, particularly island-associated ones (Baird et al. 2010).

Depredation is a type of negative interaction between top predators and fisheries and is defined as the damage or the removal of catch from fishing gears (Donoghue et al. 2002). It is a worldwide encountered issue, and it leads to several negative impacts affecting commercial, biological, ecological and exploited marine resource assessments aspects (Perrin 1991, Gilman et al. 2006). Depredation by killer whales (*Orcinus orca*), false killer whales and short-finned pilot whales affects pelagic longline fisheries targeting large pelagic fish such as tunas (*Thunnus* spp.) and swordfish (*Xiphias gladius*) (Secchi & Vaske 1998, IOTC 2007). While both killer whales and depredation are known to occur in the southwest Indian Ocean, for longtime no depredation data by this species was reported in this area (Poisson et al. 2001).

Both geographic distribution and abundance estimation methods of marine mammals usually consist of photo-identification (Würsig & Jefferson 1990), bio-acoustic (Broughton 1963) and line-transect surveys (Buckland et al. 2001). Bio-acoustic method and photo-

identification, together coupled with capture-recapture methods (Jolly 1965), aim at long-term monitoring of population abundance. Linear transect surveys, either monitored by boat or by plane, cover larger areas and allow short-term estimates of population abundance and density using distance sampling methods (Buckland et al. 2001). However, the paucity of false killer whales and short-finned pilot whales sightings in the open ocean makes the implementation of these methods particularly costly and time-consuming.

In terrestrial environment, studies of the relationships between large predators, carrion and scavengers have been conducted. Wilmers et al. (2003) assumed that carrions left by wolves provide a predictable and reliable food intake for scavengers. In his model, carcass abundance was determined by wolves' abundance, and scavengers' abundance was dependent on carrion availability.

In our work, we used this approach to assess group size of toothed whales involved in depredation events. Our model integrates fishing gear as predator, depredated catch as carrion and toothed whale as scavenger similar to wolves, elk carcass and eagles, ravens, magpies or coyotes in Wilmer's model, respectively. Depredation being mostly identified and quantified based on the fish remains left on the longline, we can consider that the amount of depredated fish on the gear depends on toothed whales group size in the fishing area. An indirect estimate of toothed whales group size can therefore be investigated using a depredation index.

We combined this predator-prey model with the consumption rate index. Consumption rate was successfully used to describe the relationship between preys and predators (Abrams & Ginzburg 2000), to model cetaceans' prey consumption (Kenney et al. 1997), and to deal with ecological issues such as the control of unwanted species (Hackney 1966, Swingle 1967, Bamberg 1975, Crowell 1976, Gosch & Pope 2011) or the estimated number of killer whales responsible for the decline of a population of sea otters (Estes et al. 1998). We applied this concept to our study and used the average energetic requirements of toothed whales to estimate the number of individuals involved in depredation events at the scale of a longline set.

Our study was conducted with fishery-dependent data collected during both commercial and scientific surveys carried out in the southwest Indian Ocean between 2002 and 2010. While direct methods estimate the geographic distribution and abundance of an entire population, our indirect approach intended to estimate the size of false killer whales and short-finned pilot

whales groups together involved in depredation events. To our knowledge, this is the first attempt to estimate the size of a group within a population based on the interactions between predators and preys in the marine environment. Moreover, we propose the first indirect estimation of group size of false killer whales and short-finned pilot whales in the Indian Ocean, in parallel to direct estimations obtained from recent aerial surveys undertaken in this area in 2009 (Van Canneyt et al. 2010).

Materials and methods

Study area and data collection

Pelagic longline fishery data were collected between 2002 and 2010 in the southwest Indian Ocean in three distinct areas: the Mozambique Channel, the east of Madagascar and the Seychelles EEZ (Fig. 1). The geographic coverage of the depredated fishing sets varied between areas, being mostly concentrated around the Seychelles waters (85% of sets). Data came from scientific cruises (Gamblin et al. 2006), fishermen logbooks (Dorizo et al. 2006), or sea-going observers on board commercial fishing vessels (Bach et al. 2008).

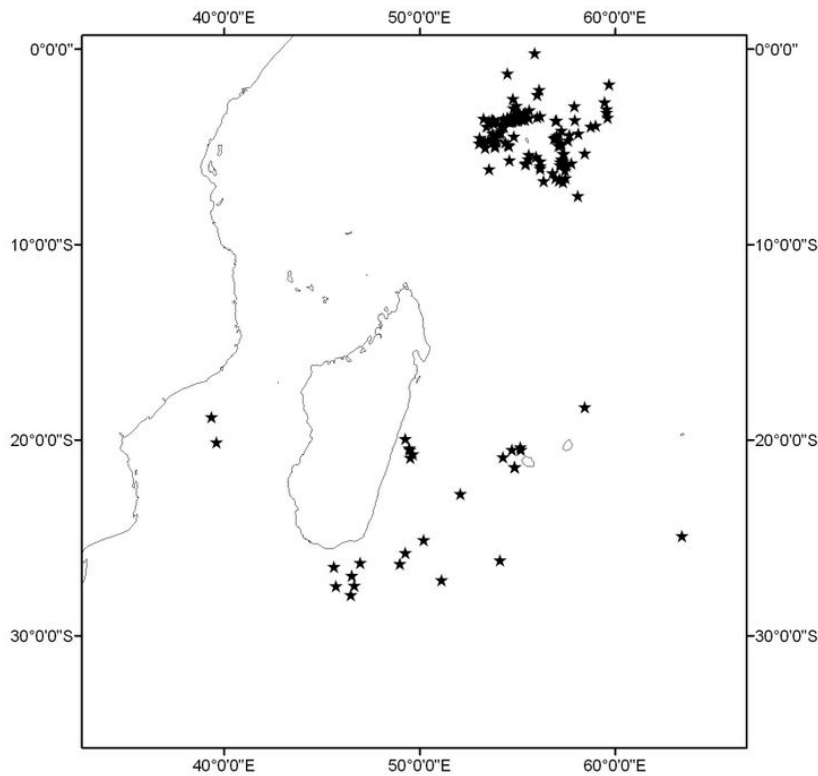


Figure 1 - Location of the fishing sets impacted by toothed whale depredation

In this study, we considered yellowfin tuna (*Thunnus albacares*), bigeye tuna (*Thunnus obesus*), albacore tuna (*Thunnus alalunga*) and swordfish as target species. All other species were considered as bycatch, either marketable or not.

Indices used

We defined the catch per unit effort (CPUE) as the number of total fish caught (intact and depredated) per 1000 hooks set. This index was usually considered as an indicator of the resource abundance. Similarly, the depredation per unit effort (DPUE) was defined as the number of depredated fish per 1000 hooks set and reflected the depredation intensity.

Estimation of the mean weight of the target fish caught

Previous studies determined a specific allometric relationship between length and body mass for each target species (IOTC 2010, Zhu et al. 2010). Fish lengths data were collected during both scientific cruises and sea-going observer trips. Based on specific allometric

equations, we estimated the weight of each measured fish, then the average weight for each species.

Sampling variability was estimated using a bootstrap resampling method (Efron 1982). The use of a bootstrap procedure requires the equality of variances for the estimated weights, either regarding the fishing area or the fishing period. ANOVAs were computed to test that hypothesis, and revealed that fish weights were not constant either spatially or temporally. As a result, we estimated a bootstrapped and averaged weight for each target species according to the fishing area (North, i.e. Seychelles, and South, i.e. Mozambique Channel and eastern Madagascar) and the fishing period (October to March and April to September). A bootstrap sample was generated from the original data by randomly selecting data, with replacement. The re-sampling unit was one individual fish and the re-sampling procedure was repeated 10,000 times, a number of replications regularly used when computing bootstrap analysis (Table 1).

Table 1 - *Thunnus alalunga*, *Thunnus obsesus*, *Thunnus albacares* and *Xiphias gladius*. Estimation of the average weight per target species, per period and per area. For each fish, a specific allometric relation was used to estimate the fish weight from its length. W stands for the weight (in kg), LF is the fork length for tunas (in cm), and LJFL is the law jaw fork length for swordfish (in cm). The mean weight and the standard deviation (SD) were estimated by bootstrapping (10,000 repetitions)

Species	Allometric relationship	Mean weight (SD) (kg)			
		October - March		April - September	
		North	South	North	South
Albacore tuna	$W = 4,335 \times 10^{-4} LF^{2,3428}$	24.1 (0.1)		22.4 (0.1)	
Bigeye tuna	$W = 2,471 \times 10^{-5} LF^{2,9258}$	37.4 (4.4)	22.1 (0.9)	40.0 (4.4)	28.0 (0.5)
Swordfish	$W = 9,133 \times 10^{-6} LJFL^{3,012}$	8.3 (1.7)	28.5 (0.8)	14.9 (0.7)	26.8 (0.5)
Yellowfin tuna	$W = 1,629 \times 10^{-5} LF^{2,9851}$	13.1 (0.8)	28.4 (1.2)	19.9 (1.3)	31.9 (1.0)

Validation of the use of logbooks data and estimation of the depredated mass

As a preliminary step, we selected fishing operations for which exhaustive data related to target and non-target catches (observers' data and scientific cruises) were available.

The significant correlation between target species and whole catch CPUEs ($R^2 = 0.81$, $p < 0.001$) and DPUEs ($R^2 = 0.99$, $p < 0.001$) means that (i) target species CPUE can be considered as an index of the large pelagic resource abundance and (ii) the impact of depredation was not significant on non-target species. Therefore, depredated target species only were considered when estimating toothed whales group size. Moreover, logbooks data accurately reported both target species capture and depredation events.

The mass loss per target species was estimated as the product between the number of depredated individuals and the mean weight of the considered species. The depredated mass per fishing operation was estimated as the sum of the mass loss per species.

Estimation of the mean body mass of toothed whales species

Trites & Pauly (1998) estimated the population size for each age-class for short-finned pilot whales, based on data related to survival rates. The body length per age-class was converted to body mass using a growth curve and the length-mass relation determined by Kasuya & Matsui (1984). Finally, the mean body mass was calculated as the total biomass of all age-classes divided by the total population size. It was estimated at 467 kg for females and 819 kg for males. Trites & Pauly (1998) applied this process for 30 marine mammal species with known growth curves and maximal length. The allometric relationship between mean body mass and maximum body length adjusted could be applied to other marine mammal species, in particular to odontocetes:

$$\log(W_{\text{mean}}) = -8.702 + 2.382 \log(L_{\text{max}}) \text{ for male}$$

$$\log(W_{\text{mean}}) = -9.003 + 2.432 \log(L_{\text{max}}) \text{ for female}$$

where W_{mean} is the mean weight (in kg) and L_{max} is the maximum length (in cm).

Based on those equations and on the maximum length recorded for false killer whales (Jefferson et al. 1993), the mean body mass for our second species of concern was estimated at 464 kg for females and 692 kg for males.

The mean body mass, regardless of the sex was derived from those values: 643 kg for short-finned pilot whales and 578 kg for false killer whales.

Estimation of the daily biomass ingested by toothed whales species

The rate of biomass ingestion BI (in kg.d⁻¹) consumed by odontocetes can be expressed as an allometric function of their body mass W (in kg):

$$BI=0.258*W^{0.69} \text{ (Innes et al. 1987)}$$

Based on the mean body mass previously calculated, we estimated the rate of biomass ingestion at 20.76 kg.d⁻¹ for false killer whales and 22.35 kg.d⁻¹ for short-finned pilot whales.

Because of the difficulty to identify the toothed whale species involved in depredation events, the average biomass ingestion of both species estimated at 21.55 kg.d⁻¹ was considered to infer toothed whales group size estimations without species distinction.

Estimation of the odontocetes group size involved in depredation events

Since no co-occurrence of depredation by sharks and toothed whales occurred in our dataset, we considered that toothed whales were the only responsible of all depredation events recorded. For each fishing operation, the number of toothed whales interacting with the fishing gear was estimated as the sum of the mass of depredated fish divided by the mean toothed whale biomass ingestion.

$$GS = \frac{\sum(W_x * n_x)}{BI} \quad (1)$$

where GS is considered as the toothed whales group size index and represents the group size rounded up to the nearest integer (in number of individuals), W_x is the mean weight of capture for target species x (in kg), n_x the number of depredated fish for the species x and BI the previously estimated daily biomass ingestion (in kg.d⁻¹).

Spatial analysis

The Spatial Analyst extension, from Arcview 9.3, was used to perform a spatial analysis of the assessed toothed whales group size. A grid with a mesh size of 1°x1° was built by using

the add-on AnalyseParMaille.dll (downloaded from support.esrfrance.fr), and the average toothed whales group size per mesh was calculated and mapped by using the Zonal Statistics function of the Spatial Analyst Tools.

Results

Depredation extent and fish loss due to depredation

The dataset totalized 144 fishing sets impacted by toothed whale depredation totalizing 111,662 hooks deployed. 1194 tunas and 2020 swordfish were caught, and among them, 369 tunas and 1062 swordfish were depredated, representing a depredation rate (proportion of fish lost per set) of 30.9% for tunas and 52.6% for swordfish. The average depredation rate, calculated as the mean of depredation rates per fishing set, reached 50% and ranged from 0.012 to 1. The mass of depredated fish per fishing operation averaged 264.8 kg (ranging from 26.0 kg to 1275.0 kg).

Estimation of toothed whales group size involved in depredation

Based on equation (1), the number of toothed whales involved in depredation events per fishing set was derived from the total mass of fish lost and the average daily consumption previously estimated for both species ($BI = 22.68 \text{ kg.d}^{-1}$). The estimated toothed whales group size averaged 14.3 individuals ($SD = 12.0$) and ranged from 2 to 57.

The averaged bootstrapped group size value was estimated at 16 individuals ($SD = 11$) in Seychelles, and 6.5 individuals ($SD = 11.7$) in the southern part of the study area (including Mozambique Channel and east Madagascar) (Fig. 2). A Wilcoxon test displayed a significant higher mean group size in Seychelles waters ($W = 2152, p < 0.001$).

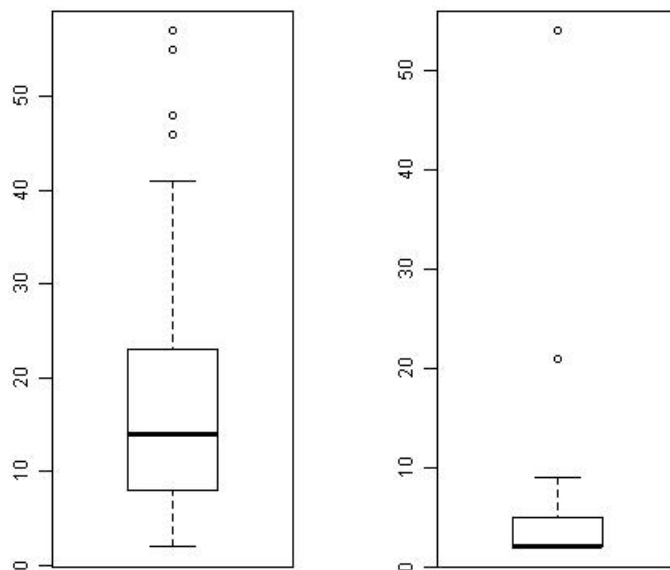


Figure 2 - Boxplot of the estimated toothed whales group size involved in depredation events (left: Seychelles, right: Mozambique Channel and Madagascar)

Spatial analysis

The estimated group sizes were mapped according to the geographic location of the fishing sets. A grid with a mesh size of $1^{\circ} \times 1^{\circ}$ was built, and the average group size within each 1° square was calculated. The resulted map highlighted the fact that larger group sizes were actually observed around the Seychelles waters (Fig. 3).

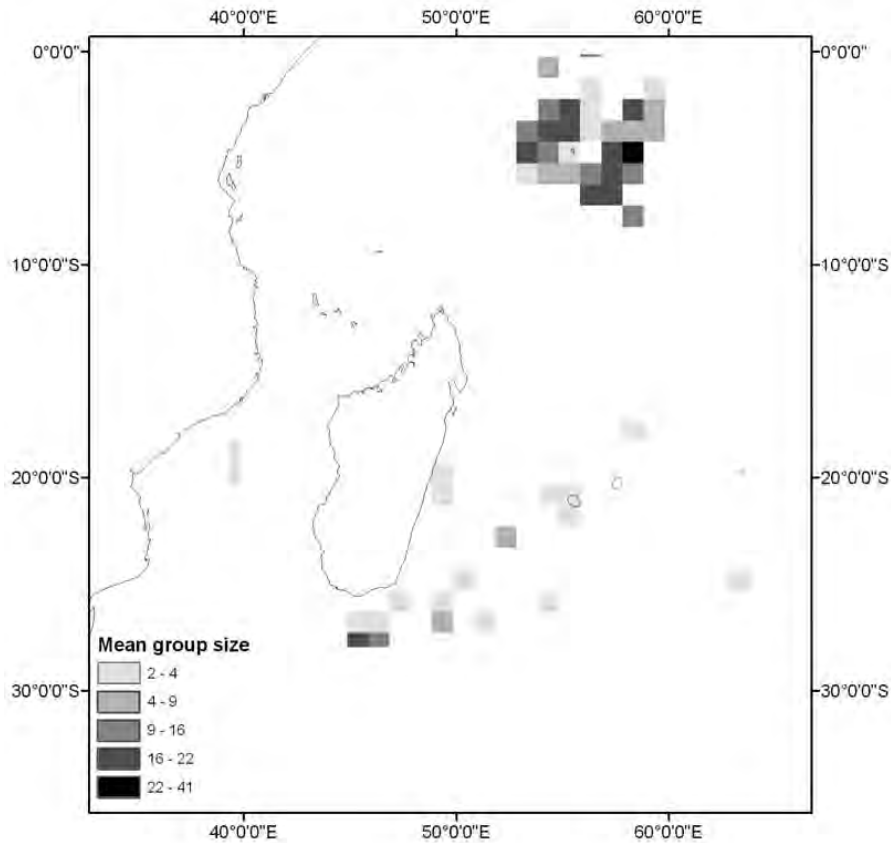


Figure 3 - Distribution of the estimated toothed whales group size. The average group size per 1°x1° square was plotted

Discussion

Trends in population structure

Little is known about false killer whales and short-finned pilot whales population structure. A few papers dealt with the group size of both species. Most of the studies were undertaken in the Pacific Ocean and only a low number were conducted in the Indian Ocean (Dulau-Drouot et al. 2008, Hermans & Pistorius 2008, Kiszka et al. 2010, Van Canneyt et al. 2010). In this paper, we determined the mean size of groups of toothed whales involved in depredation events based on the depredated caught fish left on the pelagic longline.

False killer whales and short-finned pilot whales populations are organized in two main categories of group associations: temporary large groups with hundreds of animals and stable smaller units with fewer individuals. For both species, large group sizes of more than 100 individuals have already been reported (Van Canneyt et al. 2010, Kiszka et al. 2010, Weir 2010).

These large aggregations may result from mating opportunities (Ridgway & Harrison 1999) and are characterized by a common pattern of travelling behaviour (Norris & Prescott 1961, Leatherwood et al. 1973, Kiszka et al. 2010). Large groups are also presumably aggregations of many smaller groups sharing resource patches (Kanaji et al. 2010). But even if those large aggregations are temporary, group members can nevertheless show strong social relationships. This is illustrated by their tendency to mass strand (Odell et al. 1980, Alonso et al. 1999, Mintzer et al. 2008), their aversion to move towards deeper waters when some group members are in distress (Ridgway & Harrison 1999, Rendell & Whitehead 2001, Whitehead et al. 2004, Olson 2008) or their inclination to share food (Baird et al. 2008).

Actually, these large groups consist in the loose aggregation of many smaller sub-units evolving hundreds meters apart. Long-term associations link members of these sub-units and being part of such stable groups provides the advantages of hunting large, rapid, and/or difficult to catch preys in cooperation with familiar and reliable partners (Baird & Dill 1996, Baird & Whitehead 2000). We can therefore define such stable units as “hunting groups”.

Previous studies estimated the range of these “hunting groups” between 1 and 52 for short-finned killer whales and between 1 to 89 individuals for false killer whales. The mean group size was assessed to range from 6.3 to 34.2 individuals for short-finned pilot whales and from 5.5 to 36.1 individuals for false killer whales (Table 2). Even if we cannot discriminate both species, our results are in accordance with these values. We estimated an average group size of 14.3 individuals, with a range from 2 to 57. These figures are also coherent with data obtained from aerial surveys in the southwest Indian Ocean (12 for short-finned pilot whales and at 9.7 for false killer whales) (Van Canneyt et al. 2010).

In Seychelles, group size ranged between 15.7 and 23.1 for short-finned pilot whales, and was estimated at 18.5 individuals for false killer whales (Hermans & Pistorius 2008, Van Canneyt et al. 2010). We assessed a similar mean group size for both species (16.3 individuals) in the same area. Group sizes found in the southern part of the study area were slightly smaller, averaging 6.5 individuals and being more comparable with the values observed in Canary Islands or in the Indian EEZ (Heimlich-Boran 1993, Afsal et al. 2008).

Table 2: *Pseudorca crassidens* and *Globicephala macrorhynchus*. Reviewed short-finned pilot whales and false killer whales group size (with standard deviation (SD) and range when available). ^a Recalculated average group size based on the number of sightings and the mean group size per year. ^b Mean group size estimated in two areas

Reference	Study area	Species	Nb of sightings	Mean group size (SD)	Range	Methodology
Brown & Norris 1956	Southern California	Short-finned pilot whale	25			
Baird et al. 2008	Hawaii	False killer whale	17	15.0	3-41	Line-transect
Barlow 2006	Hawaii	False killer whale		10.3		Line-transect
		Short-finned pilot whale		22.5		Line-transect
Ferguson et al. 2006	Eastern tropical Pacific Ocean	False killer whale		11.0		Group size prediction based on previous line-transect surveys
		Short-finned pilot whale		18.29		Group size prediction based on previous line-transect surveys
Gerrodette & Foreada 2002	Eastern tropical Pacific Ocean	Short-finned pilot whale	370	20.38 ^a		Line-transect
Miller & Odell 1994	Eastern tropical Pacific Ocean	False killer whale	157	18	1-89	
Kasuya & Marsh 1984	Japan	Short-finned pilot whale	21	30.9	14-52	Small-type whaling and drive fishery
Mullin & Fulling 2004	Gulf of Mexico	False killer whale		28.5 - 65 ^b		Line-transect
		Short-finned pilot whale		34.2		Line-transect
Jefferson & Lynn 1994	Caribbean Sea and Gulf of Mexico	Short-finned pilot whale	1	25		Opportunistic sightings
May-Collado et al. 2005	Costa Rica EEZ	Short-finned pilot whale	68	14.22 (12.06)		Line-transect
		False killer whale	9	36.16 (52.38)		Line-transect
Fulling et al. 2011	Guam and the Commonwealth of the Northern Mariana Islands	Short-finned pilot whale	5	17.5	5-43	Line-transect
Heimlich-Boran 1993	Canary Island	Short-finned pilot whale	277	7.9 (0.4)	2-34	Photo-identification
Weir 2011	Angola and Gulf of Guinea	Short-finned pilot whale		23.1		Opportunistic sightings
Dulan-Dronot et al. 2008	Reunion Island	Short-finned pilot whale	1	50		Line-transect
Van Canneyt et al. 2010	South-west Indian Ocean	Short-finned pilot whale	25	12 (18.6)	1-300	Aerial surveys
	South-west Indian Ocean	False killer whale	51	9.7 (28.8)	1-60	Aerial surveys
	Seychelles	Short-finned pilot whale	10	15.7		Aerial surveys
	Seychelles	False killer whale	13	18.5		Aerial surveys
Hermans & Pistorius 2008	Aldabra	Short-finned pilot whale	8	23.06	4-50	Opportunistic sightings
		False killer whale	2	200		Opportunistic sightings
Kiszka et al. 2010	Mayotte	False killer whale	2	12.5	100-150	Opportunistic sightings
		Short-finned pilot whale	1	60		Opportunistic sightings
Afsal et al. 2008	Indian EEZ	Short-finned pilot whale	4	6.3	2-10	Opportunistic sightings
		False killer whale	3	5.5	1-11	Opportunistic sightings
Laran & Gannier 2001	Marquesas Islands	Short-finned pilot whale	2	11.5	9-14	Line-transect

Our estimations are in accordance with the small sub-units group sizes previously assessed with other methods, and it is likely that toothed whales groups involved in depredation events are part of the small stable hunting groups' category. We observed extreme values (beyond 40 animals), which may be the aggregation of two or more sub-units involved in the same depredation event (or involved in two successive depredation events on the same longline). This assumption is coherent with the fact that group aggregations are function of food availability, considering that a large amount of fish was caught during these events. Fishermen sometimes reported large aggregations of 200 or 300 individuals scattered all around the boat and over a large area (E. Hoarau, fisherman, comm. pers.), but only one or two sub-units (presumably those closest to the fishing gear) might actually be involved in depredation.

Connor & Norris (1982) previously reported the phenomenon of food sharing among wild populations, and this was frequently observed among feeding false killer whales (Baird et al. 2008). While not documented in our data, this can also presumably occur when toothed whales depredate longline catch, leading to an overestimation of group sizes.

False killer whales and short-finned pilot whales are believed to form matrilineal stable kinship groups (Ferreira 2008, Foote 2008, Olson 2008) and scientists agreed that toothed whales are able to learn by observing other group members (Guinet & Bouvier 1995, Ford et al. 1998, Saulitis et al. 2000, Whitehead et al. 2004). These abilities can lead to a spreading of depredation behaviour by social learning, as juveniles are sometimes seen learning to steal fish from adult females (Whitehead et al. 2004, Barrett-Lennard 2006). Off Tenerife, in the Canary Islands, one or more calves were observed during half of all short-finned pilot whales sightings (Carrillo et al. 2011). Large toothed whales group size might therefore be explained by the presence of calves near the fishing gear and reflect a learning behaviour between adults and juveniles.

Comparison with other methods of abundance estimation

Three methods are mainly used to estimate cetaceans' abundance: photo-identification, bio-acoustics and linear transects (either aerial or terrestrial). Those methods are based on direct observations of animals and provide short-term (bio-acoustics and linear transects) or long term (photo-identification) populations abundance assessments. These classical and direct methods provide more accurate abundance estimation, and do not discriminate either large animal

aggregations or smaller sub-units. However, they require the implementation of complex equipments and logistics hub, and are subject to the vagaries of weather and sea conditions and the low chances of animal sightings in the open ocean. Such difficulties make the implementation of dedicated surveys very expensive and time consuming.

Our indirect methodology firstly aimed at estimating toothed whales group size involved in depredation events instead of the whole population abundance. Based on depredation events reported in fishermen logbooks only, this approach has the major advantage of being affordable and simple to carry out. Moreover, the area covered by fishing operations can be large, and the implementation of our methodology offers the opportunity to get large-scale data collection for both time and space.

We used the predator/prey/scavengers model (Wilmers et al. 2003) to build our model and to assess the size of toothed whale hunting groups involved in depredation events from the amount of damaged fish. Similarly to Wilmer, we underlined that predators (fishing gear and wolves) provide food resource to scavengers (toothed whales and carrion eaters), which are able to opportunistically take advantage from this foraging behaviour. Both models allowed to investigate the indirect relationship between two groups linked by the use of the same food resource. Wilmer's work mainly focused on the role of predators in this relationship, while ours focused on scavengers' ecology. We combined this model to the consumption rate concept to get further insights into the trophic ecology of toothed whales species involved in depredation events and to indirectly assess their group size.

Bias due to fishing data

Data considered in our study are fishery-dependent even if several sources were investigated: commercial fishermen logbooks, scientific cruises and sea-going observers. From these data, CPUE and DPUE indices were estimated. However, our fishery data do not take into account naked hooks when hauling the longline. Two hypotheses are considered regarding these naked hooks: invertebrates, toothed whales such as dolphins or an escaped fish could have eaten the bait, or the catch could have been totally depredated (Etienne et al. 2010). In our study, this bias cannot be quantified and likely leads to an underestimation of the size of toothed whales hunting groups involved in depredation events.

According to our data, Seychelles waters are likely to be a hot spot of depredating toothed whales and this might be due to higher prey abundance found in this area attracting the large marine fauna in general. This result may be due to the over-representation of fishing sets from Seychelles (85% of the dataset). We therefore considered the whole fishing sets, either depredated or not, to perform a Kruskal-Wallis test comparing target species CPUEs observed around Seychelles ($n = 759$) and in the southern part of the study area ($n = 269$). The significance of the test ($\chi^2 = 46.6$, $p < 0.001$) confirms that Seychelles waters displayed higher resource abundance. Furthermore, a comparison of depredation levels made during a symposium held in Seychelles in 2007 underlined the highest depredation rate observed in Seychelles in comparison with other fishing areas (IOTC 2007).

Unfortunately, fishery-dependent data do not discriminate the depredating toothed whale species. Our assessment of toothed whales group size is therefore related to both species, without any distinction. However, both species are morphologically different, and these differences influence the mass of ingested fish and, consequently, our estimations of toothed whale group sizes. In the absence of data such as the weight lost per fish or the identification of the involved toothed whale species, our approach lied on several approximations. We considered that the use of the averaged and bootstrapped weight per species was the best estimation of the mass of fish lost. To compensate for undetermined species, we also used an averaged individual weight for both species in order to calculate the corresponding daily consumption rate. We believe these approximations are so far the most robust estimations we can produce regarding the available data.

Our study assesses an indirect and innovative approach based on fishery-dependent data to estimate toothed whales group size involved in longline depredation events. Interestingly, our findings are in accordance with previous studies aiming at estimating false killer whales and short-finned pilot whales in other areas obtained from direct observation methods.

Sea-going observers regularly collect fishing data and we could therefore combine these data with direct sampling such as transects by boat or aerial surveys or photo-identification. This would give new insights into false killer whales and short-finned pilot whales group sizes in the southwestern Indian Ocean and allow to estimate their group size at a population level for conservation purposes and to improve estimations of depredation impacts on fishery statistics used for fishery stock assessments.

Acknowledgements

Authors are very grateful to the crews of all fishing vessels involved in this study, in Reunion Island as well as in Seychelles. We would like to thank the Seychelles Fishing Authority for providing us the major part of the Seychelles fishing data. Many thanks are due to the sea-going observers invested in the data collection. The first author was financially supported by the Reunion Council. This study was achieved in the framework of the South West Indian Ocean Fisheries Project “SWIOFP” supported by the World Bank, the Global Environmental Facility (GEF) and the “Fonds Français pour l’Environnement Mondial” (FFEM). The observer program was financially supported by the Data Collection Framework.

References

- Abrams PA, Ginzburg LR (2000) The nature of predation: prey dependent, ratio dependent or neither? *Trends in Ecology & Evolution* 15:337–341
- Afsal VV, Yousuf KSSM, Anoop B, Anoop AK, Kannan P, Rajagopalan M, Vivekanandan E (2008) A note on cetacean distribution in the Indian EEZ and contiguous seas during 2003-07. *J Cetacean Res Manage* 10:209–215
- Alonso MK, Pedraza SN, Schiavini ACM, Goodall RNP, Crespo EA (1999) Stomach contents of false killer whales (*Pseudorca crassidens*) stranded on the coasts of the Strait of Magellan, Tierra del Fuego. *Marine Mammal Sci* 15:712–724
- Bach P, Rabearisoa N, Filippi T, Hubas S (2008) The first year of SEALOR: Database of SEA-going observer surveys monitoring the local pelagic LONGline fishery based in La Reunion.
- Baird RW (2008) False Killer Whale. In: Perrin WF, Wursig B, Thewissen JGM (eds) *Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press, p 405–406
- Baird RW, Dill LM (1996) Ecological and Social Determinants of Group Size in Transient Killer Whales. *Behavioral Ecology* 7:408–416
- Baird RW, Gorgone AM (2005) False killer whale dorsal fin disfigurements as a possible indicator of long-line fishery interactions in Hawaiian waters. *Pac Sci* 59:593–601
- Baird RW, Gorgone AM, McSweeney DJ, Webster DL, Salden DR, Deakos MH, Ligon AD, Schorr GS, Barlow J, Mahaffy SD (2008) False killer whales (*Pseudorca crassidens*) around the main Hawaiian Islands: Long-term site fidelity, inter-island movements, and association patterns. *Marine Mammal Science* 24:591–612
- Baird RW, Schorr GS, Webster DL, McSweeney DJ, Hanson MB, Andrews RD (2010) Movements and Habitat Use of Satellite-Tagged False Killer Whales Around the Main Hawaiian Islands.
- Baird RW, Whitehead H (2000) Social organization of mammal-eating killer whales: group stability and dispersal patterns. *Canadian Journal of Zoology* 78:2096–2105

- Bamberg RM (1975) *Experimental Management of Lake Sweetwater*. Austin, USA
- Barlow J (2006) Cetacean abundance in Hawaiian waters estimated from a summer/fall survey in 2002. *Marine Mammal Science* 22:446–464
- Barrett-Lennard L (2006) Social learning in Killer Whales and the spread of depredation behaviours. In: *Symposium on Fisheries Depredation by Killer and Sperm Whales: Behavioural Insights, Behavioural Solutions*. 2-5 oct. 2006. British Columbia, Canada. British Columbia, Canada
- Broughton WB (1963) *Methods in Bio-acoustic Terminology*. In: Busnel RG (ed) *Acoustic Behavior of Animals*. Elsevier, London
- Brown DH, Norris KS (1956) Observations of captive and wild Cetacea. *J Mamm* 37:311–326
- Brownell RL Jr, Nowacek DP, Ralls K, Robert L (2008) Hunting cetaceans with sound: a worldwide review. *J Cetacean Res Manage* 10:81–88
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers DL, Thomas L (2001) *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford University Press, New-York
- Caldwell DK, Caldwell MC, Brown DH (1966) Observations on the Behavior of Wild and Captive False Killer Whales, With Notes on Associated Behavior of Other Genera of Captive Delphinids. *Natural History Museum of Los Angeles County Science Series* 95:1–32
- Carillo M, Ritter F (2010) Increasing numbers of ship strikes in the Canary Islands: proposal for immediate action to reduce risk of vessel-whale collisions. *J Cetacean Res Manage* 11:131–138
- Carrillo M, Pérez-Vallazza C, Álvarez-Vázquez R (2011) Cetacean Diversity and Distribution Off Tenerife (Canary Islands). *Marine Biodiversity Records* 3:e97
- Clark ST, Odell DK (1999) Nursing behavior in captive false killer whales (*Pseudorca crassidens*). *Aquatic Mammals* 25:183–191

- Connor RC, Norris KS (1982) Are Dolphins Reciprocal Altruists? *The American Naturalist* 119:358–374
- Crowell TE (1976) Effectiveness of flathead catfish as an auxiliary predator. Raleigh, USA
- Danil K, Chivers SJ, Henshaw MD, Thieleking JL, Daniels R, St. Leger JA (2010) Cetacean strandings in San Diego County, California, USA. *J Cetacean Res Manage* 11:163–184
- Donoghue M, Reeves RR, Stone GS (2002) Report of the workshop on interactions between cetaceans and longline fisheries. New England Aquatic Forum Series, Apia, Samoa
- Dorizo J, Fonteneau A, Lucas V (2006) Report of the validation of Seychelles industrial longline data. IOTC-2006-WPTT-30. p 17
- Dulau-Drouot V, Boucaud V, Rota B (2008) Cetacean Diversity Off La Réunion Island (France). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 88:1263–1272
- Efron B (1982) The jackknife, the bootstrap, and other resampling plans. Society for Industrial and Applied Mathematics
- Estes JA, Tinker MT, Williams TM, Doak DF (1998) Killer Whale Predation on Sea Otters Linking Oceanic and Nearshore Ecosystems. *Science* 282:473–476
- Etienne M-P, Obradovich S, Yamanaka L, Mcallister M (2010) Extracting abundance indices from longline surveys: method to account for hook competition and unbaited hooks. arXiv:10050892
- Ferguson MC, Barlow J, Fiedler P, Reilly SB, Gerrodette T (2006) Spatial models of delphinid (family Delphinidae) encounter rate and group size in the eastern tropical Pacific Ocean. *Ecological Modelling* 193:645–662
- Ferreira IM (2008) Growth and reproduction in false killer whales (*Pseudorca crassidens* Owens, 1846). University of Pretoria, Pretoria
- Foote AD (2008) Mortality Rate Acceleration and Post-Reproductive Lifespan in Matrilineal Whale Species. *Biol Lett* 4:189–191

- Ford JKB, Ellis GM, Barrett-Lennard LG, Morton AB, Palm RS, Balcomb KC (1998) Dietary specialization in two sympatric populations of killer whales (*Orcinus orca*) in coastal British Columbia and adjacent waters. *Canadian Journal of Zoology* 76:1456–1471
- Fulling GL, Thorson PH, Rivers J (2011) Distribution and Abundance Estimates for Cetaceans in the Waters off Guam and the Commonwealth of the Northern Mariana Islands. *Pacific Science* 65:321–343
- Gamblin C, Lucas V, Dorizo J, Bach P (2006) CAPturabilité des grands PELagiques exploités à la palangre dérivante dans la Zone Economique Exclusive des Seychelles. IOTC Proceedings. IOTC-2006-SC-INF04.
- Gerrodette T, Forcada J (2002) Estimates of abundance of western/southern spotted, whitebelly spinner, striped and common dolphins, and pilot, sperm and Bryde's whales in the eastern tropical Pacific Ocean. National Marine Fisheries Service (NMFS), La Jolla, CA
- Gilman E, Brothers N, McPherson G, Dalzell P (2006) A review of cetacean interactions with longline gear. *J Cetacean Res Manage* 8:215–223
- Gosch NJC, Pope KL (2011) Using consumption rate to assess potential predators for biological control of white perch. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*:02
- Guinet C, Bouvier J (1995) Development of intentional stranding hunting techniques in killer whale (*Orcinus orca*) calves at Crozet Archipelago. *Can J Zool* 73:27–33
- Hackney P (1966) Predator-prey relationships of the flathead catfish in ponds under selected forage fish conditions. *Proc Annu Conf Southeast Assoc Game and Fish Comm* 19:217–222
- Heimlich-Boran JR (1993) Social Organisation of the Short-finned Pilot Whale, *Globicephala macrorhynchus*, with Special Reference to the Comparative Social Ecology of Delphinids.
- Hermans A, Pistorius PA (2008) Marine mammal diversity in the remote waters of Aldabra Atoll, southern Seychelles. *Atoll Res Bull* 564:1–7
- Innes S, Lavigne DM, Earle WM, Kovacs KM (1987) Feeding Rates of Seals and Whales. *Journal of Animal Ecology* 56:115–130

- IOTC (2007) Report of the workshop on the depredation in the tuna longline fisheries in the Indian Ocean. Indian Ocean Tuna Commission (IOTC), Victoria, Seychelles
- IOTC (2010) Report of the Thirteenth Session of the Scientific Committee. Victoria, Seychelles
- Jefferson TA, Leatherwood S, Webber MA (1993) FAO species identification guide. Marine mammals of the world. United Nations Environment Programme, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome
- Jefferson T, Lynn S (1994) Marine mammal sightings in the Caribbean Sea and Gulf of Mexico, summer 1991. *Caribbean Journal of Science* 30:83–89
- Jensen F, Bejder L, Wahlberg M, Aguilar de Soto N, Johnson M, Madsen P (2009) Vessel noise effects on delphinid communication. *Marine Ecology Progress Series* 395:161–175
- Jolly GM (1965) Explicit Estimates from Capture-Recapture Data with Both Death and Immigration-Stochastic Model. *Biometrika* 52:225–247
- Kanaji Y, Okamura H, Miyashita T (2010) Long-term abundance trends of the northern form of the short-finned pilot whale (*Globicephala macrorhynchus*) along the Pacific coast of Japan. *Marine Mammal Science* 27:477–492
- Kastelein RA, Mosterd J, Schooneman NM, Wiepkema PR (2000) Food consumption, growth, body dimensions, and respiration rates of captive false killer whales (*Pseudorca crassidens*). *Aquatic Mammals* 26:33–44
- Kasuya T, Marsh H (1984) Life history and reproductive biology of the short-finned pilot whale, *Globicephala macrorhynchus*, off the Pacific coast of Japan. *Report of the International Whaling Commission* 6:259–310
- Kasuya T, Matsui S (1984) Age determination and growth of the short-finned pilot whale off the Pacific coast of Japan. *Scientific Reports of the Whales Research Institute* 35:57–91
- Kenney RD, Scott GP, Thompson TJ, Winn HE (1997) Estimates of prey consumption and trophic impacts of cetaceans in the USA northeast continental shelf ecosystem. *J Northw Atl Fish Sci* 22:155–171

- Kiszka J, Ersts PJ, Ridoux V (2010) Structure of a toothed cetacean community around a tropical island (Mayotte, Mozambique Channel). *African Journal of Marine Science* 32:543–551
- Kiszka J, Pelourdeau D, Ridoux V (2009) Body scars and dorsal fin disfigurements as indicators of interaction between small cetaceans and fisheries around the Mozambique Channel island of Mayotte. *WIOJMS* 7:185–193
- Kiszka J, Vely M, Breyse O (2010) Preliminary account of cetacean diversity and humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) group characteristics around the Union of the Comoros (Mozambique Channel). *Mammalia* 74:51–56
- Laran S, Gannier A (2001) Distribution of cetaceans in the Marquesas Islands (French Polynesia). *European Research on Cetaceans* 15:426–430
- Leatherwood S, Lingle GE, Evans WE (1973) The Pacific pilot whale, *Globicephala* spp. Naval Undersea Center Technical Note:933
- May-Collado L, Gerrodette T, Calambokidis J, Rasmussen K, Sereg I (2005) Patterns of cetacean sighting distribution in the Pacific Exclusive Economic Zone of Costa Rica based on data collected from 1979-2001. *Revista de Biología Tropical* 53:249–263
- Miller KW, Odell DK (1994) False killer whale - *Pseudorca crassidens*. In: Ridgway SH, Harrison R (eds) *Handbook of Marine Mammals*. Academic Press, London
- Mintzer VJ, Gannon DP, Barros NB, Read AJ (2008) Stomach contents of mass-stranded short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) from North Carolina. *Marine Mammal Science* 24:290–302
- Mullin KD, Fulling GL (2004) Abundance of cetaceans in the oceanic northern Gulf of Mexico, 1996-2001. *Marine Mammal Science* 20:787–807
- Norris KS, Prescott JH (1961) Observations on Pacific cetaceans of Californian and Mexican waters. *Univ Calif Publ Zool* 63:291–402
- Odell DK, Asper ED, Caucom J, Cornell LH (1980) A recurrent mass stranding of the false killer whale, *Pseudorca crassidens*, in Florida. *Fish Bull US* 78:171–177

- Olson P (2008) Pilot whales. In: Perrin WF, Wursig B, Thewissen JGM (eds) Encyclopedia of Marine Mammals. Academic Press, p 847–852
- Parsons ECM, Dolman SJ, Wright AJ, Rose NA, Burns WCG (2008) Navy sonar and cetaceans: just how much does the gun need to smoke before we act? *Mar Pollut Bull* 56:1248–1257
- Perrin WF (1991) What can be done about conflicts between marine mammals and fisheries? In: Proceedings of Symposium on Present Status of Marine Mammals in Taiwan. Taiwan National Ocean University, Keelung, p 21–35
- Piantadosi CA, Thalmann ED (2004) Pathology: whales, sonar and decompression sickness. *Nature* 428:575–576
- Poisson F, Marjolet C, Mété K, Vanpouille M (2001) Évaluation du phénomène de déprédation dû aux mammifères marins. In: Poisson F, Taquet M (eds) L'espadon: de la recherche à l'exploitation durable. Programme Palangre Réunionnais, Rapport final. p 231–247
- Rendell L, Whitehead H (2001) Culture in whales and dolphins. *Behav Brain Sci* 24:309–324
- Ridgway SH, Harrison RJ (Eds) (1999) The Second Book of Dolphins and the Porpoises. Elsevier
- Saulitis E, Matkin C, Barrett-Lennard L, Heise K, Ellis G (2000) Foraging strategies of sympatric killer whale (*Orcinus orca*) populations in Prince William Sound, Alaska. *Mar Mammal Sci* 16:94–109
- Secchi ER, Vaske T (1998) Killer whale (*Orcinus orca*) sightings and depredation on tuna and swordfish longline catches in southern Brazil. *Aquat Mamm* 24:117–122
- Swingle H (1967) Experiments with the flathead catfish (“*Pylodictis olivaris*”) in ponds. *Proc Annu Conf Southeast Assoc Game and Fish Comm* 18:303–308
- Taylor BL, Baird RW, Barlow J, Dawson SM, Ford J, Mead JG, Notarbartolo di Sciara G, Wade PR, Pitman RL (2008a) *Pseudorca crassidens*. IUCN 2011 IUCN Red List of Threatened Species Version 20112

- Taylor BL, Baird RW, Barlow J, Dawson SM, Ford J, Mead JG, Notarbartolo di Sciara G, Wade PR, Pitman RL (2008b) *Globicephala macrorhynchus*. IUCN 2011 IUCN Red List of Threatened Species Version 20112
- Trites AW, Pauly D (1998) Estimating mean body masses of marine mammals from maximum body lengths. *Canadian journal of zoology* 76:886–896
- Van Canneyt O, Dorémus G, Laran S, Ridoux V, Watremez P (2010) Distribution et abondance de la mégafaune marine dans le sud-ouest de l’océan Indien tropical. Campagne REMMOA - Océan Indien. Université de La Rochelle, La Rochelle, France
- Waerebeek K Van, Ofori-Danson PK, Debrah J (2010) The Cetaceans of Ghana, a Validated Faunal Checklist. *West African Journal of Applied Ecology* 15:61–90
- Weir CR (2010) A review of cetacean occurrence in West African waters from the Gulf of Guinea to Angola. *Mammal Review* 40:2–39
- Weir C (2011) Distribution and seasonality of cetaceans in tropical waters between Angola and the Gulf of Guinea. *African Journal of Marine Science* 33:1–15
- Whitehead H, Rendell L, Osborne RW, Würsig B (2004) Culture and conservation of non-humans with reference to whales and dolphins: review and new directions. *Biol Conserv* 120:427–437
- Wilmers C (2004) The gray wolf - scavenger complex in Yellowstone National Park. University of California, Berkeley
- Wilmers CC, Crabtree RL, Smith DW, Murphy KM, Getz WM (2003) Trophic facilitation by introduced top predators: grey wolf subsidies to scavengers in Yellowstone National Park. *Journal of Animal Ecology* 72:909–916
- Würsig B, Jefferson TA (1990) Methods of photo-identification for small cetaceans. Report of the International Whaling Commission Special Issue:43–52
- Zhu G, Xu L, Zhou Y, Song L, Dai X (2010) Length-weight relationships for bigeye tuna (*Thunnus obesus*), yellowfin tuna (*Thunnus albacores*) and albacore (*Thunnus alalunga*) (perciformes: scombrinae) in the Atlantic, Indian and Eastern Oceans. *Collect Vol Sci Pap ICCAT* 65:717–724

5.2 Habitat modelling of toothed whale species interacting with pelagic longline fisheries

Article en préparation

Résumé

La distribution et l'abondance des globicéphales tropicaux (*Globicephala macrorhynchus*) et des faux-orques (*Pseudorca crassidens*) restent encore peu étudiées, et les données concernant l'Océan Indien sont particulièrement limitées. Ces espèces endommagent régulièrement les poissons capturés par les palangriers pélagiques ciblant le thon (*Thunnus* spp.) et l'espadon (*Xiphias gladius*). Des données de déprédation collectées au cours de campagnes de pêche scientifiques et commerciales dans le sud-ouest de l'Océan Indien entre 2002 et 2010 ont été utilisées pour estimer les tailles de groupe d'odontocètes impliqués dans ces événements. Nous avons utilisé des modèles additifs et linéaires généralisés pour examiner les facteurs spatio-temporels et environnementaux potentiels pouvant influencer la variabilité de ces tailles de groupe. Des groupes de tailles plus importantes ont été trouvés aux Seychelles, durant le deuxième trimestre. Nous avons observé que la ressource était la plus abondante (en termes de Capture par Unité d'Effort) au cours de cette fenêtre spatiotemporelle. Nous avons souligné une taille de groupe maximale durant les événements de déprédation, ainsi qu'une synchronie spatiale entre l'abondance des ressources pélagiques et celle des odontocètes, jusqu'à un certain seuil. De plus, des tailles de groupe plus importantes ont été trouvées entre 50 et 130 km des côtes. Cet intervalle de valeurs peut correspondre au rebord du plateau continental, une zone océanographique hautement productive favorisant les agrégations de poissons et de cétacés. Ces résultats s'appliquent sans distinction aux globicéphales tropicaux et aux faux-orques, étant donné que la discrimination des deux espèces est rarement possible lorsque la déprédation a lieu. Cette étude offre de nouvelles perspectives quant à l'écologie de ces deux espèces dans le sud-ouest de l'Océan Indien, et permet de mieux comprendre leurs interactions avec les bateaux de pêche, en donnant des indices sur les facteurs spatio-temporels et environnementaux favorisant le regroupement des prédateurs.

Mots clés : déprédation ; faux-orque ; globicéphale tropical ; taille de groupe ; environnement ; GAM ; GLM ; sud-ouest de l'Océan Indien ; espadon ; thon

Habitat modelling of toothed whale species interacting with pelagic longline fisheries

N. Rabearisoa¹ *, P. Bach², J-F. Ternon¹, A-J. Bazin¹

¹ Institut de Recherche pour le Développement, UMR “Ecosystèmes Marins Exploités”,

2 rue Joseph Wetzell, CS 41095, 97495 Sainte Clotilde Cedex, La Réunion

² Institut de Recherche pour le Développement, UMR 212 EME, Rue Jean Monnet, BP 171,

34203 Sète Cedex, France

* Corresponding author: njaratiana.rabearisoa@gmail.com

Abstract

Short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) and false killer whales (*Pseudorca crassidens*) distribution and abundance remain poorly studied, and the Indian Ocean is particularly data-scarce. They regularly damage fish caught by pelagic longline fisheries targeting tuna (*Thunnus* spp.) and swordfish (*Xiphias gladius*). Depredation data collected in the southwest Indian Ocean during commercial and scientific longline surveys between 2002 and 2010 were used to assess the group size of toothed whales involved in these events. Generalized Additive Models and Generalized Linear Models investigated spatiotemporal and environmental factors likely to influence group size variability. Higher group sizes were found during the second quarter and in Seychelles waters. These fishing period and area displayed higher resource abundance in term of Catch Per Unit Effort (CPUE). We highlighted a maximal group size during depredation events and a spatial synchrony between the pelagic resource abundance and toothed whales group size, until a threshold. Furthermore, higher group sizes were found between 50 and 130 km from shore. That range of values might correspond to the shelf break, a highly productive oceanographic feature prone to fish and cetacean aggregations. These results apply to depredating short-finned pilot whales (SFPW) and false killer whales (FKW) without distinction, as species discrimination is rarely possible when depredation occurs. This study gives further insights into the ecology of both species in the southwest Indian Ocean, and allows a better understanding of their interactions with fishing vessels, by providing clues about spatiotemporal and environmental features prone to high predator abundance.

Key words: depredation; false killer whale; short-finned pilot whale; group size; environment; GAM; GLM; South West Indian Ocean; swordfish; tuna

Introduction

False killer whale (*Pseudorca crassidens*) and short-finned pilot whale (*Globicephala macrorhynchus*) sightings are known to occur worldwide (Baird 2008, Olson 2008). Research studies for both species remain scarce in the wild, and the east coast of Africa is particularly data-poor. Most studies are predominantly based on stranded (Alonso et al. 1999, Mintzer et al. 2008, Mustika et al. 2009) or captive animals (Caldwell et al. 1966, Clark & Odell 1999, Kastelein et al. 2000). To date, little is known about their distribution and abundance in the open ocean. Due to this data scarcity, both species are classified as “Data Deficient” in the IUCN Red List of “Threatened Species” (Taylor et al. 2008a, b).

False killer whales evolve in tropical, subtropical and warm temperate deep offshore waters (Hernandez-Milian et al. 2008), while short-finned pilot whale sightings occur in tropical and subtropical offshore and coastal waters (Baird 2008). Nevertheless, little is known about their distribution in the Indian Ocean.

Both species are known to negatively interact with fisheries. Depredation is one of these interactions and is defined as the damage or the removal of catch from fishing gear (Donoghue et al. 2002). It is a worldwide encountered issue affecting economical, biological and ecological aspects (Perrin 1991, Gilman et al. 2006).

In the southwest Indian Ocean, false killer whale and short-finned pilot whale depredation affects pelagic longline fisheries targeting tunas (*Thunnus* spp.) and swordfish (*Xiphias gladius*) (IOTC 2007). In Seychelles, toothed whale depredation rate for the domestic pelagic longline fishery targeting swordfish was estimated at 10.3% (Rabearisoa et al. 2007). Based on fishery-dependant data collected during scientific and commercial surveys in the southwest Indian Ocean from 2002 to 2010, a previous study assessed group sizes of toothed whales involved in depredation events (Chap. 5.1).

The aim of the present study is to correlate toothed whale group sizes with environmental and oceanographic features, which may play an important role in cetaceans’ distribution. Our goal is to predict habitat modelling of toothed whales groups involved in depredation events in relation with environmental conditions. This could give valuable insights into the understanding

of the distribution of two poorly known species in the southwest Indian Ocean, and their interactions with fishing operations.

Material and methods

Study area and data collection

The study took place between 2002 and 2010 in the southwest Indian Ocean in three distinct areas: the Mozambique Channel, the east of Madagascar and the Seychelles EEZ (Fig. 1). The geographic coverage of the depredated fishing sets varied between areas, being mostly concentrated around the Seychelles waters (85% of sets). Data were collected during scientific cruises, provided by fishermen logbooks, or collected by sea-going observers on board commercial fishing vessels.

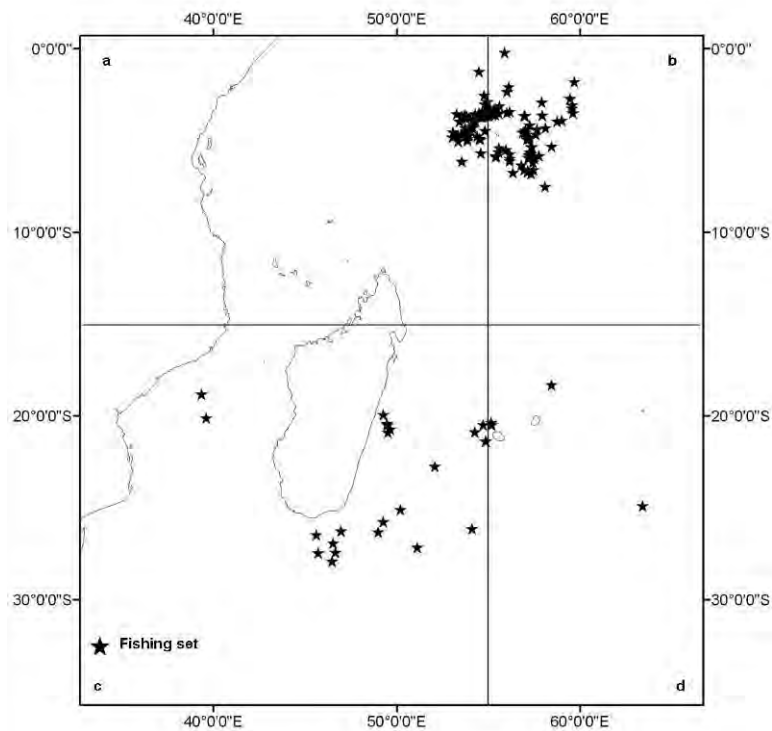


Figure 1 - Location of the fishing sets impacted by toothed whale depredation. The study area was divided into four fishing areas: the western (NW) and eastern (NE) part of the Seychelles archipelago, the southwestern (SW) and southeastern (SE) part of Reunion Island.

We considered yellowfin tuna (*Thunnus albacares*), bigeye tuna (*Thunnus obesus*), albacore tuna (*Thunnus alalunga*) and swordfish as target species. All other species were considered as bycatch, either marketable or not.

Estimation of toothed whale group size

We used a terrestrial predator-scavenger-carrion model (Wilmers 2004) combined with the average biomass ingestion of false killer whale and short-finned pilot whale to infer group size of depredating toothed whales from the observed depredated catch (Rabearisoa et al., submitted).

Environmental data

Bathymetric data was extracted from the GEBCO website (<http://www.gebco.net/>), with a resolution of 1.5' x 1.5'. Satellite sea surface temperature data (spatial resolution: 0.25°, temporal resolution: 7 days) were obtained from the NOAA/NASA AVHRR Ocean Pathfinder v5 Program (<http://podaac.jpl.nasa.gov/sst/>). Surface chlorophyll concentrations data (spatial resolution: 9 km, temporal resolution: 8 days) measured by SeaWiFS were provided by NOAA/NASA (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/>). Sea level anomaly (spatial resolution: 0.25°, temporal resolution: 7 days) was processed by the Ssalto/Duacs system and obtained from the AVISO website (<http://www.aviso.oceanobs.com/>). Distance of each fishing set from coast was calculated as the closest distance from shore.

A Matlab program was implemented to routinely extract the environmental factors related to each fishing set based on its geographic location and operation date.

Statistical methods used

Generalized Additive Models (GAM) method of the library *mgcv* in R (R Core Team 2012) were used to investigate spatiotemporal and environmental potential covariates explaining toothed whale group size variability (Table 1). GAMs are able to model non-linear relationships between the response and explanatory variables by using smooth functions (Hastie & Tibshirani 1990). Continuous variables were fitted as smooth functions, with the 'mgcv' library automatically selecting the smoothing parameter. The response variable, i.e. toothed whale group

size, was assumed to follow a quasi-poisson distribution (overdispersed count data) and a log link function was used. As AIC is not defined for quasi-poisson models, no automatic backward or forward model selection was possible. Model selection was therefore done by dropping the less significant variable and then refitting the model with the remaining terms. This process was repeated until all non-significant terms were removed. GAM output was used to choose appropriate parametric transformations for the remaining significant variables. Model fitting continued using generalized linear models (GLM).

Tableau 1 - List of variables used to perform the GAM analysis

Explanatory variable	Abbreviation	Type and descriptor
Fishing area	Zone	Factor, 4 levels (NE/NW/SE/SW)
Quarter	Quarter	Factor, 4 levels (Jan-Mar/Apr-Jun/Jul-Sept/Oct-Dec)
Sea surface temperature	sst	Continuous (in °C)
Productivity	chlA	Continuous (in g.m ⁻³)
Bathymetry	bathy	Continuous (in m)
Sea level anomaly	sla	Continuous (in cm)
Distance from shore	Dist_from_coast	Continuous (in km)

To assess the goodness of fit of the final model, we fitted it to an independent dataset. The relationship between the observed and fitted group size values was plotted, and the quantile-quantile plot and histograms were used to examine the model residuals distribution. Dispersion tests checked the data overdispersion (`dispersiontest`, from the library `AER` in R).

Spatial analysis

The extension `Spatial Analyst`, from `Arcview 9.3`, was used to perform a spatial analysis of the assessed toothed whale group size. A grid with a mesh size of 1°x1° was built, and the average toothed whale group size per mesh was calculated and mapped.

Indices and abbreviations used

We defined the catch per unit effort (CPUE) as the number of captured fish (intact and depredated) per 1000 hooks set. This index will be considered as an indicator of the resource

abundance. Similarly, the depredation per unit effort (DPUE) was defined as the number of depredated fish per 1000 hooks set and reflected the depredation volume.

Hereafter, FKW refers to false killer whale and SFPW refers to short-finned pilot whale.

Results

Depredation extent and estimation of toothed whale group sizes

The dataset totalized 144 fishing sets impacted by toothed whale depredation. These fishing operations were undertaken from 2002 to 2010 in the Seychelles waters, the Mozambique Channel and the eastern part of Madagascar (Fig. 1). A total of 111,662 hooks were deployed. 1194 tunas and 2020 swordfish were caught, and among them, 369 tunas and 1062 swordfish were depredated. This represented a tuna depredation rate (proportion of fish lost per set) of 30.9% and a swordfish depredation rate of 52.6%. The average depredation rate reached 50% and ranged from 0.012 to 1.

The estimated toothed whale group size ranged from 2 to 57 (Fig. 2). The average group size was estimated at 14.3 individuals (SD = 12.0).

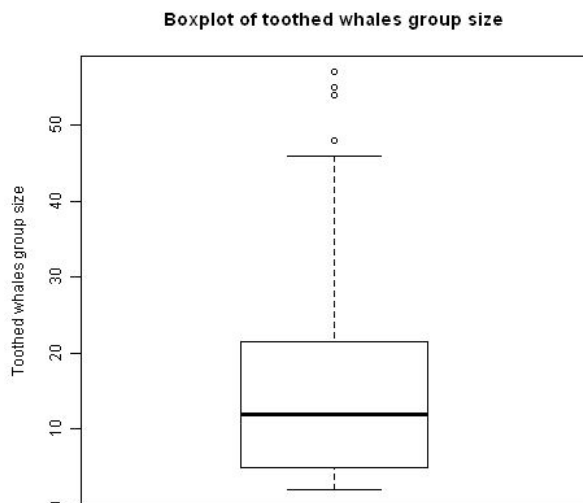


Figure 2 - Boxplot of the estimated toothed whale group size involved in depredation events

Spatio-temporal effect on toothed whale group size

A GLM was used to identify a geographic and/or temporal effect, and a potential impact of the interaction of both factors on the toothed whale group size variability. A first model with a poisson distribution (count data) was implemented, but the overdispersion test being significant ($z = 4.03$, $p < 0.001$), we assumed that the response variable followed a quasi-poisson distribution. Based on the results of the ANOVA test performed on the model, both the quarter and the fishing area covariates were found to be significant ($F = 7.51$ and $p < 0.001$ for the quarter; $F = 3.79$ and $p = 0.01$ for the fishing area). The interaction between both factors did not have a significant effect on toothed whale group size variability ($F = 1.27$, $p = 0.28$)

We used a pairwise Wilcoxon rank sum test (associated to a Bonferroni adjustment method to take into account the use of multiple comparisons) to perform multiple pairwise comparisons of the mean toothed whale group size to assess the relative impact of each factor level. With regard to the fishing area, the average toothed whale group size was higher when comparing the northern part of the study area (Seychelles waters) with the southern part (eastern Madagascar and Mozambique Channel) ($p = 0.037$ for NE vs SE, $p = 0.005$ for NE vs SW, $p = 0.027$ for NW vs SE, $p = 0.004$ for NW vs SW). Other pairwise comparisons were not significant.

With regard to the fishing period, toothed whale group size was found to be significantly higher during the quarter 2, in comparison with quarters 1 ($p < 0.001$), quarter 3 ($p = 0.023$) and quarter 4 ($p = 0.016$). Other pairwise comparisons were not significant. The average group size values per quarter and per fishing area are summarized in Tables 2-A and 2-B.

Table 2-A - Average toothed whale group size per quarter

	Jan-Mar	Apr-Jun	Jul-Sept	Oct-Dec
Mean group size	8.23	18.22	10.33	13.62

Table 2-B: Average toothed whale group size per fishing area

	NE	NW	SE	SW
Mean group size	15.80	17.12	9.00	4.92

The average group size within each 1° squares was calculated and the resulted map highlighted the fact that larger group sizes were actually observed around the Seychelles waters (Fig. 3).

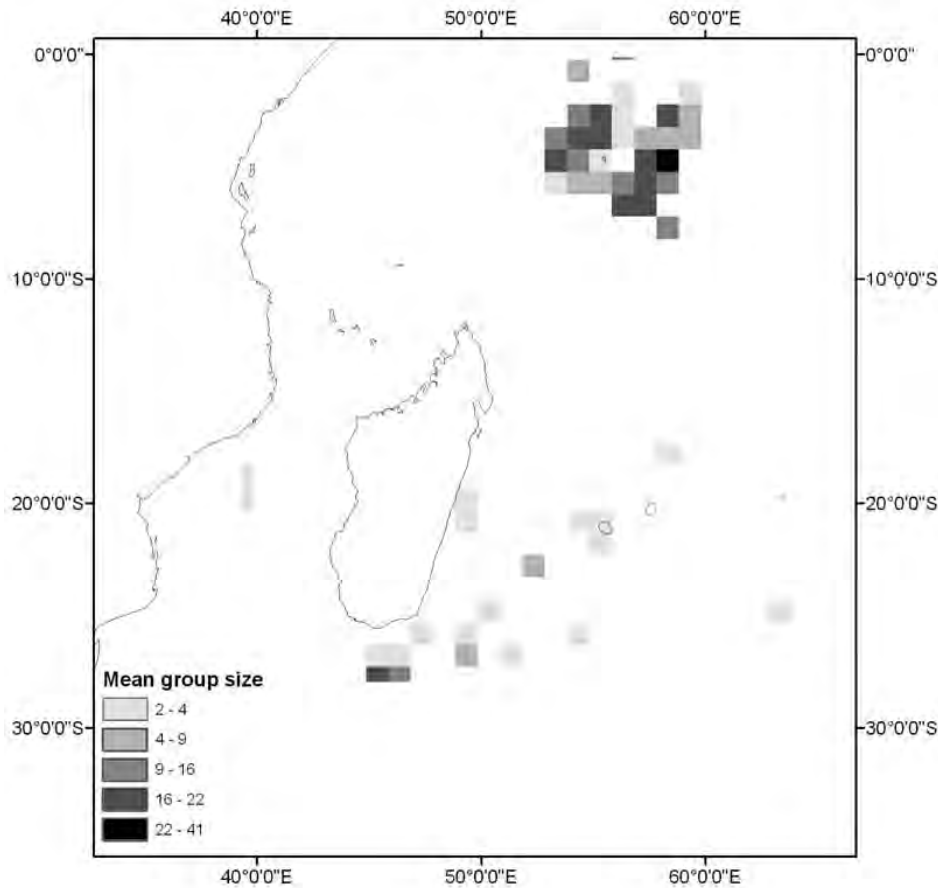


Figure 3 - Distribution of the estimated toothed whale group size. The average group size (in number of individuals) per 1°x1° square was plotted.

Depredation volume, toothed whale group size and resource abundance

A generalized additive model (GAM) was built to investigate the relationship between depredation volume (DPUE) and resource abundance (CPUE), and the response variable was assumed to follow a quasi-poisson distribution. Toothed whale depredation increased with the amount of fish caught by the fishing gear (Fig. 4-A). This positive correlation was linear until a threshold (45 fish caught/1000 hooks). Then, the relationship turned into a plateau, and beyond 60 fish caught/1000 hooks, the level of uncertainty was too high to make any assumption. We investigated the relation between toothed whale group size and resource abundance and logically found a similar pattern (Fig. 4-B).

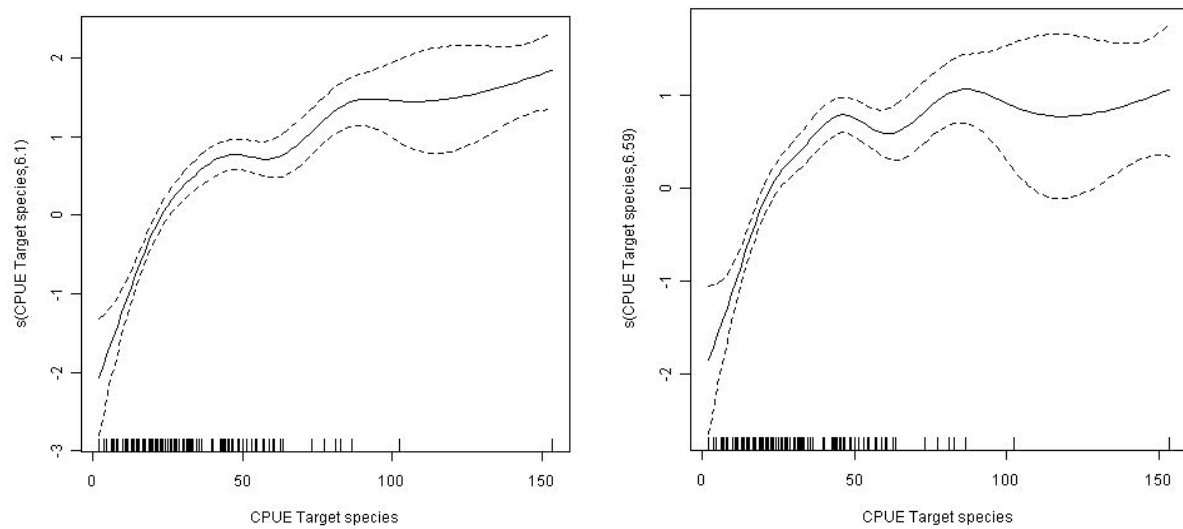


Figure 4 - Smoothing curve for the effect of catch per unit effort (CPUE) on depredation per unit effort (DPUE), (4-A, left). Smoothing curve for the effect of catch per unit effort (CPUE) on toothed whale group size (4-B, right). Dotted lines indicate 95% confidence bands.

Toothed whale group size and spatio-temporal features (GAM and GLM)

GAMs were built to investigate spatiotemporal or environmental factors that may have an impact on toothed whale group sizes variability. We had all the considered environmental factors, as well as the catch data for target species for a sub-sample of 129 sets.

An exploratory analysis investigated the possible correlations between covariates to prevent redundancy. Bathymetry and distance from shore were positively correlated (Pearson's coefficient $r = 0.49$, $p < 0.001$). Based on that observation, bathymetry was removed from our list of covariates.

GAMs investigated the additive effect of environmental parameters (SST, SLA, productivity, distance from coast), fishing area (stratified in quadrants, see Fig. 1) and temporal factor (classified by quarters) on toothed whale group size. The full model had the following form:

$$\text{Group_size} = \alpha + f_1(\text{SST}) + f_2(\text{SLA}) + f_3(\text{ChlA}) + f_4(\text{dist_from_coast}) + \beta_1 \text{Zone} + \beta_2 \text{Quarter} + \varepsilon, \text{ with } \varepsilon \sim N(0, \sigma^2)$$

where α is the intercept, f_i are the smoothing functions, β_j are the coefficients for categorical variables and ε a random error parameter.

The final model followed a quasi-poisson distribution, explained 38.3% of the total deviance ($R^2 = 0.26$) and selected three factors: two categorical covariates (quarter and fishing area) and a continuous one (distance from coast) (Table 3-A).

Table 3-A - GAM results for the response variable « Toothed whale group size ». Results displayed are as follows: explanatory variables included in the final model, variable type, either they were included as nominal (N) or smoothers (S), their significance (based on F or t tests, with p-values) and degrees of freedom for smoothers. The overall percentage of deviance explained was about 38.3%.

Explanatory variables	Type	t	F	P	edf
Quarter 2	N	3.677		<0.001	
Quarter 3	N	1.982		0.050	
Quarter 4	N	2.264		0.025	
NW	N	- 1.992		0.049	
Dist_from_coast	S		3.536	0.002	5.879

Toothed whale group size was significantly impacted by the distance from coast ($F = 3.536$, $p = 0.002$). Group size reached a maximal value at around 50 km and 130 km from coast. Between both values, group size slightly decreased, and thus, slightly increased. Between 130 and 220 km, toothed whale group size decreased with the distance from coast. Beyond 220 km, there was not enough data to make any assumption (Fig. 5).

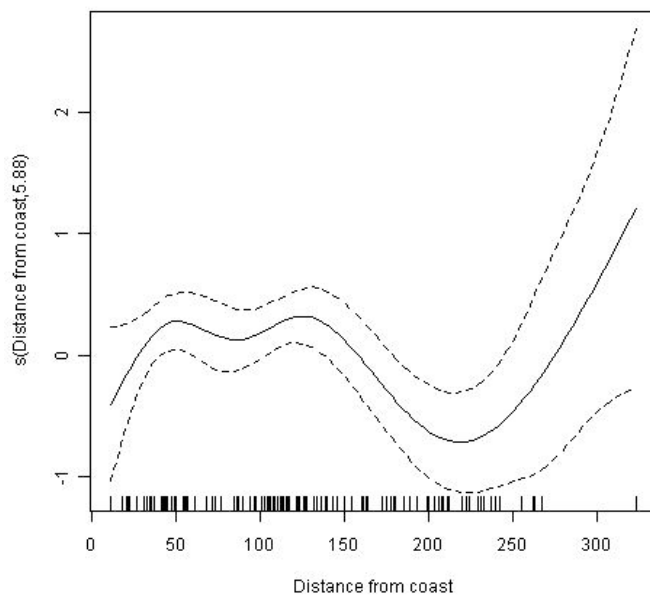


Figure 5 - Smoothing curve for the effect of distance from shore on toothed whale group size. Dotted lines indicate 95% confidence bands.

As some categorical factors remained in the final model, we run a GLM to assess their impact on the response variable. The relationship between toothed whale group size and distance from coast was linearized after the final GAM previously selected. To assess the slopes of the smooth function, we used the following function:

$$f(y_i) = \frac{|y_i - y_{i+1}|}{y_i}$$

where y_i are the toothed whales fitted values. Each $f(y_i)$ was associated to its corresponding x_i (distance from shore) value. Two break points, corresponding to the zeros of this function, were identified: 50 km and 130 km from shore.

We assumed a positive linear relationship between both variables from 0 to 50 km. Between 50 and 130 km, we assumed a constant relationship (the constant value was calculated as the average fitted toothed whale group size within this distance from shore range). Between 130 km and 225 km from coast, the relationship was considered as negatively linear. Beyond 225 km, we estimated that toothed whale group size might be considered as constant, the constant value being the average fitted toothed whale group size calculated for the distances from coast beyond 225 km. Coefficients of the linear segments were estimated from linear models built between the fitted toothed whale group size values and distance from coast.

The GLM included the observed toothed whale group size as response variable, and the linearized distance from coast, quarter and fishing area as explicative ones. In this final model,

the linearized distance from coast was found to be significant ($F = 39.271, p < 0.001$), as well as the quarter ($F = 3.170, p = 0.027$) and the fishing area ($F = 1.814, p = 0.041$) (Table 3-B).

Table 3-B - GLM results for the response variable « Toothed whale group size ». An analysis of deviance test (ANOVA) was performed on the model to assess the significance of each factor. Results displayed are as follows: explanatory variables included in the final model, their significance (based on F tests, with p-values) and degrees of freedom.

Explanatory variables	F	P	df
Dist_from_coast (linearized)	39.271	<0.001	127
Quarter	3.170	0.027	124
Zone	1.814	0.041	121

Fitted group size values were plotted versus each level of each significant factor (Fig. 6). Group size was found to be higher during the second quarter, and in the Seychelles waters (NE and NW fishing areas), confirming our previous findings.

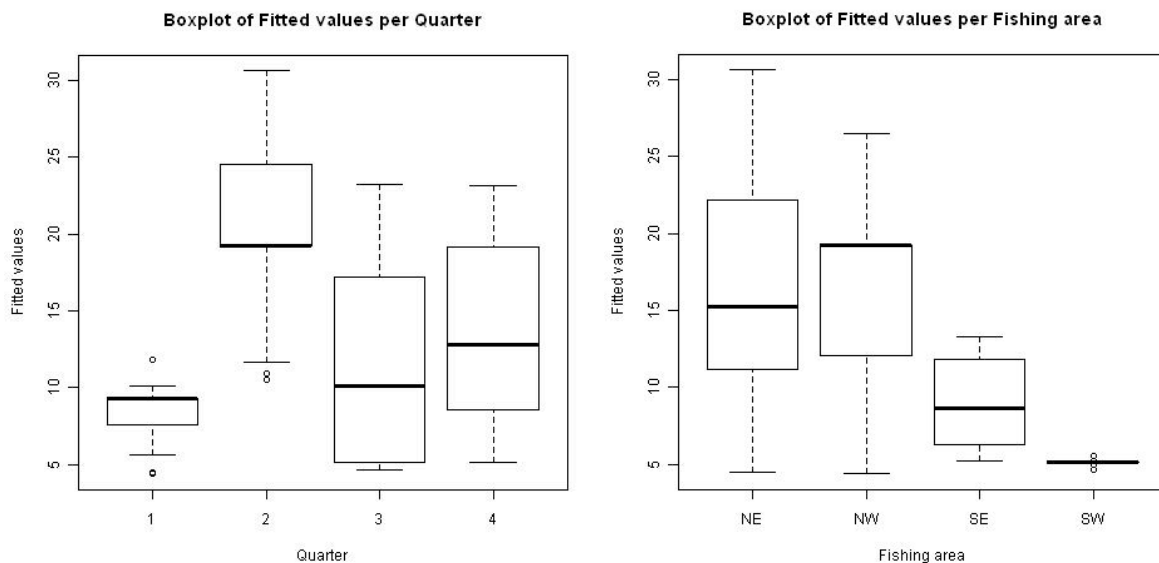


Figure 6 - Boxplot of the fitted toothed whale group size by quarter (left) and by fishing area (right), (GLM results)

The goodness of fit of the final model was assessed by fitting the model to an independent dataset. To do so, we used the sub-sample of 15 fishing sets which was not used for our models implementation. Given the observed random distribution of the variables (3 sets in the southern fishing area, 12 in the northern one; distance from shore ranging from 78 and 289

km; balanced repartition of the fishing sets between all quarter levels), we assume that working with these fishing sets will not bias the model fitting.

A visual inspection of diagnosis suggested the model correctly fitted the new dataset. The quantile-quantile plot showed that the deviance residuals did not deviate greatly from the theoretical quantiles and the assumed distribution was reasonable. Plotting the residuals against the fitted values did not provide strong evidence against the assumption of constant variance. The histogram of residuals was normal. A plot of the response against the fitted values showed a positive and linear relationship, and modelled toothed whale group size were well distributed along the 45° line (Fig. 7)

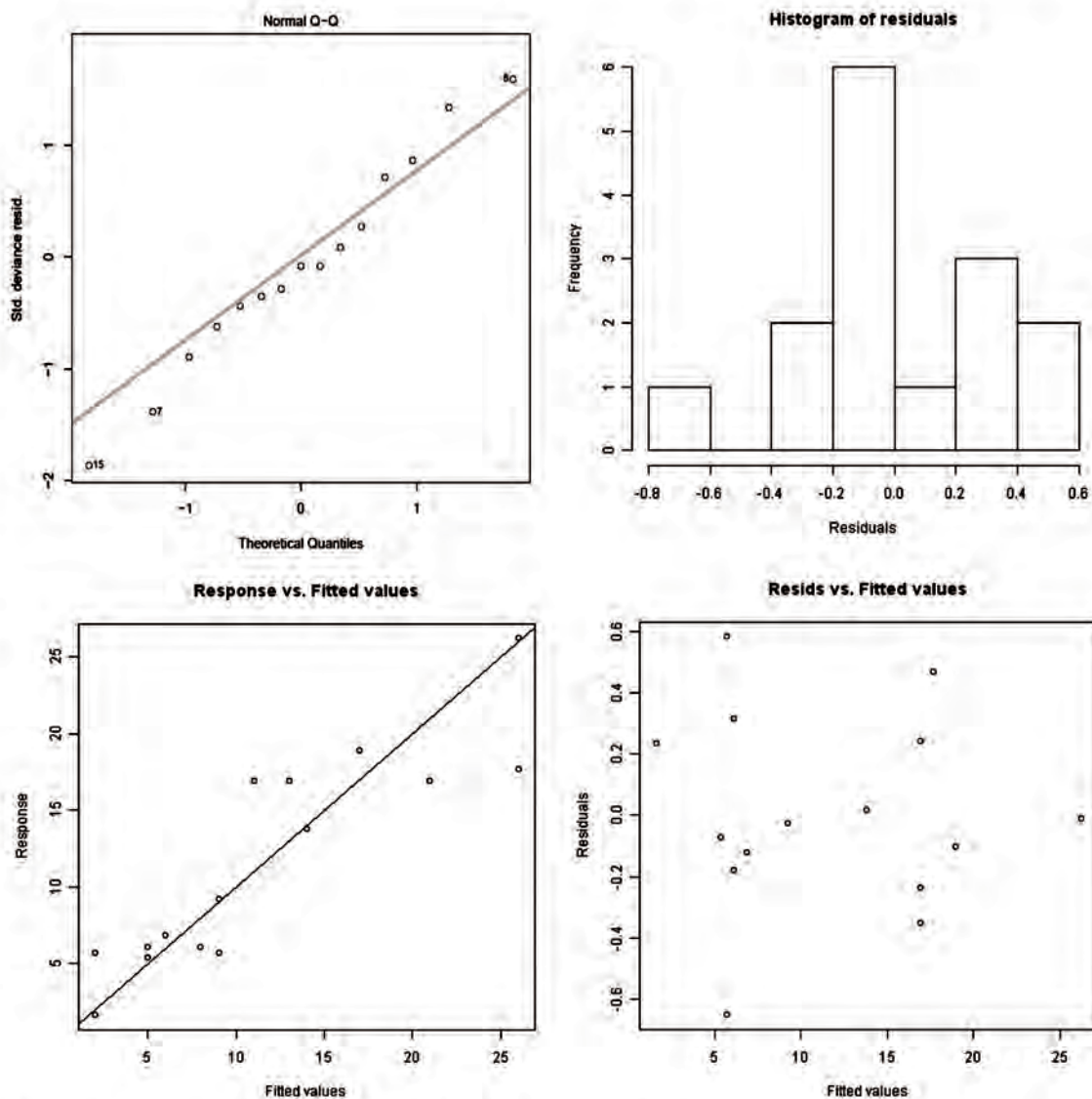


Figure 7: Diagnosis plots for the GLM model fitted with an independant dataset. Quantile-quantile plot (top left). Histogram of residuals (top right). Response variable versus fitted values (bottom left). Model residuals plotted against fitted values (bottom right).

Discussion

Hunting strategies of marine and terrestrial predators

Interactions between the various components of an ecosystem are based on energy transfers within the food chain. Because they are at the top of the trophic chain, predators' abundance might be determined by preys' abundance. However, the functional response (i.e. the intake rate of a consumer as a function of food density) shows that resource use and availability

are not necessarily proportional (Holling 1959). The functional response is rather a function of the ratio between prey and predator abundances (Arditi & Ginzburg 1989). High prey abundance does not ensure predators' high abundance and presence and predators are likely to prefer areas with easy to catch preys, instead of areas with high prey density (Kennedy & Gray 1993, Grant et al. 2005).

Predators feeding strategies are also based on a compromise between energy maximisation and hunting duration minimisation: energy provided by preys has to increase altogether with costs induced by prey searching, hunting and handling, and time spent to get a food ration has to be minimised (Schoener 1971). For many species, group size is adapted according to the hunting strategy, so that benefits of cooperative hunting are greater than costs induced by prey sharing (Macdonald 1983, Packer & Ruttan 1988, Hoelzel 1991, Boesch 1994, Baird & Dill 1996).

As a result, a notion of maximal (or optimal) group size lies behind these theories of i) non-linearity between resource abundance and prey density and ii) group size optimisation according to the hunting strategy. Indeed, we observed a maximal group size for toothed whales involved in depredation events, which was a positive function of the resource abundance (CPUE), reaching a plateau beyond a threshold of 45 fish captured/1000 hooks. We observed a similar correlation between the amount of fish depredated (DPUE) and caught (CPUE), confirming the relationship between group size and resource abundance. Preys might be easier to catch in areas of high resource abundance, contributing to toothed whales gathering. Our results highlight a spatial synchrony between pelagic resource abundance and toothed whales abundance until a threshold, implying that the highest toothed whale group sizes are not necessarily found in areas with highest prey abundance.

Environmental parameters and group size

GAM and GLM analyses displayed a non-linear relationship between the distance from coast and toothed whale group size, highlighting an apparent toothed whales grouping between 50 and 130 km from shore. They also disclosed an effect of fishing area, toothed whales being more abundant in Seychelles waters. A temporal effect was finally raised, toothed whales being more abundant during the second quarter. However, there was no interaction effect of the fishing

area and the fishing period, suggesting that this temporal effect is common to the whole study area.

Short-finned pilot whales (SFPW) distribution displayed seasonal migrations in three areas: in South Carolina, in the eastern tropical Pacific and in Japan (Culik 2004). Salvadeo *et al.* (2009) suggested that the seasonal pattern observed for SFPW in the southwest Gulf of California matches with the appearance of jumbo squids, which constitute their main diet. We observed a seasonality of toothed whale group size, this latter being higher during the second quarter, and most of the extreme values being observed for this period. We can link this result to the high CPUEs observed for the same period, a result previously observed by Wendling & Lucas (2003). This corroborates the assumption that areas and periods with high resource abundance are prone to the association of many toothed whales sub-units, which may temporary group together according to prey availability. We suggest that both species might migrate and follow prey distribution in the study area. However larger spatiotemporal scale studies are needed to confirm this assumption.

Our study also raised an effect of fishing area on the variability of toothed whale group size. In Seychelles, group sizes ranged between 15.7 and 23.1 for SFPW, and were estimated at 18.5 individuals for FKW (Hermans & Pistorius 2008, VanCanneyt *et al.* 2010). We assessed a similar mean group size for both species (16.3 individuals) in the same area. Group sizes found in the southern part of the study area were slightly smaller, averaging 6.5 individuals and were more comparable with the values observed in Canary Islands or in the Indian EEZ (Heimlich-Boran 1993, Afsal *et al.* 2008). According to our data, Seychelles waters are likely to be a hot spot of depredating toothed whales and this might be due to higher prey abundance found in this area. This result may be due to the over-representation of fishing sets from Seychelles (85% of the dataset). We therefore considered the whole fishing sets, either depredated or not, to perform a Kruskal Wallis test comparing target species CPUEs observed around Seychelles ($n = 759$) and in the southern part of the study area ($n = 269$). The test was significant ($\chi^2 = 46.6$, $p < 0.001$), confirming that Seychelles waters displayed higher resource abundance. Furthermore, the proportion of sets depredated by toothed whales was significantly greater in Seychelles ($\chi^2 = 8.5$, $p = 0.003$), a result in accordance with higher toothed whale group size values. A comparison of depredation levels was made during a symposium held in Seychelles in 2007 and underlined the highest depredation rate observed in Seychelles in comparison with other fishing areas (IOTC 2007).

Baird *et al.* (2008) studied a population of island-associated FKW in Hawaii, and their sightings ranged from 1.6 km to 50.5 km from shore (median = 10.0 km). Based on genetic studies, Chivers *et al.* (2007) and Mahaffy (2012) showed that there was a geographically isolated population around Hawaii main islands, which differed from the offshore individuals. Insular groups moved a maximum of about 100 km offshore, and offshore ones approached up to 62 km from shore. Distance from shore cannot therefore be used as a boundary between populations. These species may travel long distances and group members are able to dissociate and move more than 100 km apart before re-associating (Baird *et al.* 2010). In our study, we noticed that toothed whale depredation occurs from 10.8 km to 323.2 km from shore (mean = 123.8 km). GAM analysis highlighted two peaks of abundance: around 50 and 130 km from shore, and highest group sizes were found between both values. Given the large range of distance from shore at which depredation occurs in our study, we suggest that two types of populations exist in the area: an island-associated one, evolving inshore, and an offshore one. The group size peak found around 50 km from shore might correspond to an island-associated population, whereas the group size peak found around 130 km from shore might correspond to an offshore population. Nevertheless, some genetic or photo-identification studies are needed to confirm this hypothesis.

Distance from shore and bathymetry data were correlated (Pearson's correlation $r = -0.48$) and the linear regression between both values allowed us to assess that the highest group sizes are found in areas between 2000 and 3000 m deep. This is in accordance with previous studies which have shown that FKW were most frequently seen in deeper water in Hawaii (>3000 m) (Baird *et al.* 2008). Given the particular range of distance from shore (50 to 130 km) highlighted by our analysis and the size of Seychelles plateau (145 km from east to west and 140 km from north to south), it is coherent to suggest that, at least for the fishing sets associated to Seychelles, highest group sizes are found near the edge of the plateau, where the ocean bed rapidly drops from 1000 m. Monsoon results in the upwelling of nutrient rich water along the southern edge of the plateau, giving rise to localized plankton productivity events (Rowat & Gore 2007). Plankton being at the bottom of the food chain, its abundance determines the distribution of upper components. Previous studies already underlined the high productivity found near the shelf break and supporting fish aggregations and thus influencing cetacean distribution (Kenney *et al.* 1997, Davis *et al.* 2002).

No other environmental parameter was found to correlate with toothed whale group size. Hernandez-Milian et al. (2008) investigated the possible relationships between the amount of depredated catch and several environmental factors, and suggested that none of them correlates with the number of depredated catch. This is coherent with our result, as we suggested in a previous paper that the amount of depredated fish might be considered as an index of toothed whale group size interacting with the fishing gear (Rabearisoa et al., submitted).

We aimed at correlating toothed whale group size involved in depredation events with environmental features. Toothed whales involved in depredation events are likely some hunting groups (Rabearisoa et al., submitted). The present study did not therefore refer to the whole population, but correlated hunting group sizes and environmental parameters. Nevertheless, these units are considered as stable groups within toothed whale populations, as they express long-lasting bounds linking individuals. Our results might therefore reflect the impacts of environmental and spatiotemporal factors on the whole population, which is driven by the aggregation of several stable hunting groups. Toothed whale group sizes were assessed from longline fishery-dependant data based on an indirect and innovative method and interestingly, our findings are in accordance with previous studies undertaken in other areas, and where FKW and SFPW group size was inferred by using direct observation methods. This study would give new insights into FKW and SFPW distribution in the southwest Indian Ocean. Furthermore, our findings might provide some interesting information with regard to toothed whales interactions with longline fisheries, by giving clues about fishing areas with high predator incidence.

Acknowledgements

Authors are very grateful to the crews of all fishing vessels involved in this study, in Reunion Island as well as in Seychelles. We would like to thank the Seychelles Fishing Authority for providing us the major part of the Seychelles fishing data. Many thanks are due to the sea-going observers invested in the data collection.

The first author was financially supported by the Reunion Council. This project was possible with the financial support of the SWIOFP “South-West Indian Ocean fisheries project” supported by the Global Environmental Facilities and “le Fonds Français pour l’Environnement Mondial”. The observer program was financially supported by the Data Collection Framework.

References

- Afsal VV, Yousuf KSSM, Anoop B, Anoop AK, Kannan P, Rajagopalan M, Vivekanandan E (2008) A note on cetacean distribution in the Indian EEZ and contiguous seas during 2003-07. *J Cetacean Res Manage* 10:209–215
- Alonso MK, Pedraza SN, Schiavini ACM, Goodall RNP, Crespo EA (1999) Stomach contents of false killer whales (*Pseudorca crassidens*) stranded on the coasts of the Strait of Magellan, Tierra del Fuego. *Marine Mammal Sci* 15:712–724
- Arditi R, Ginzburg LR (1989) Coupling in predator-prey dynamics: Ratio-Dependence. *Journal of Theoretical Biology* 139:311–326
- Baird RW (2008) False Killer Whale. In: Perrin WF, Wursig B, Thewissen JGM (eds) *Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press, p 405–406
- Baird RW, Dill LM (1996) Ecological and Social Determinants of Group Size in Transient Killer Whales. *Behavioral Ecology* 7:408–416
- Baird RW, Gorgone AM, McSweeney DJ, Webster DL, Salden DR, Deakos MH, Ligon AD, Schorr GS, Barlow J, Mahaffy SD (2008) False killer whales (*Pseudorca crassidens*) around the main Hawaiian Islands: Long-term site fidelity, inter-island movements, and association patterns. *Marine Mammal Science* 24:591–612
- Baird RW, Schorr GS, Webster DL, McSweeney DJ, Hanson MB, Andrews RD (2010) Movements and Habitat Use of Satellite-Tagged False Killer Whales Around the Main Hawaiian Islands.
- Boesch C (1994) Cooperative hunting in wild chimpanzees. *Animal Behaviour* 48:653–667
- Caldwell DK, Caldwell MC, Brown DH (1966) Observations on the Behavior of Wild and Captive False Killer Whales, With Notes on Associated Behavior of Other Genera of Captive Delphinids. *Natural History Museum of Los Angeles County Science Series* 95:1–32
- Chivers SJ, Baird RW, McSweeney DJ, Webster DL, Hedrick NM, Salinas JC (2007) Genetic variation and evidence for population structure in eastern North Pacific false killer whales (*Pseudorca crassidens*). *Canadian Journal of Zoology* 85:783–794
- Clark ST, Odell DK (1999) Nursing behavior in captive false killer whales (*Pseudorca crassidens*). *Aquatic Mammals* 25:183–191
- Culik BM (2004) Review of small cetaceans: ditribution, behaviour, migration and threats. *UNEP Regional Seas Reports and Studies*
- Davis RW, Ortega-Ortiz JG, Ribic CA, Evans WE, Biggs DC, Ressler PH, Cady RB, Leben RR, Mullin KD, Würsig B (2002) Cetacean habitat in the northern oceanic Gulf of Mexico. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 49:121–142
- Donoghue M, Reeves RR, Stone GS (2002) Report of the workshop on interactions between cetaceans and longline fisheries. *New England Aquatic Forum Series*, Apia, Samoa

- Gilman E, Brothers N, McPherson G, Dalzell P (2006) A review of cetacean interactions with longline gear. *J Cetacean Res Manage* 8:215–223
- Grant J, Hopcraft C, Sinclair ARE, Packer C (2005) Planning for success: Serengeti lions seek prey accessibility rather than abundance. *Journal of Animal Ecology* 74:559–566
- Hastie T, Tibshirani R (1990) *Generalized Additive Models*, Chapman & Hall. London, England
- Heimlich-Boran JR (1993) *Social Organisation of the Short-finned Pilot Whale, Globicephala macrorhynchus, with Special Reference to the Comparative Social Ecology of Delphinids*.
- Hermans A, Pistorius PA (2008) Marine mammal diversity in the remote waters of Aldabra Atoll, southern Seychelles. *Atoll Res Bull* 564:1–7
- Hernandez-Milian G, Goetz S, Varela-Dopico C, Rodriguez-Gutierrez J, Romón-Olea J, Fuertes-Gamundi J, Ulloa-Alonso E, Tregenza N, Smerdon A, Otero M, Tato V, Wang J, Santos M, López A, Lago R, Portela J, Pierce G (2008) Results of a short study of interactions of cetaceans and longline fisheries in Atlantic waters: environmental correlates of catches and depredation events. *Hydrobiologia* 612:251–268
- Hoelzel AR (1991) Killer whale predation on marine mammals at Punta Norte, Argentina; food sharing, provisioning and foraging strategy. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 29:197–204
- Holling CS (1959) Some Characteristics of Simple Types of Predation and Parasitism. *The Canadian Entomologist* 91:385–398
- IOTC (2007) Report of the workshop on the depredation in the tuna longline fisheries in the Indian Ocean. Indian Ocean Tuna Commission (IOTC), Victoria, Seychelles
- Kastelein RA, Mosterd J, Schooneman NM, Wiepkema PR (2000) Food consumption , growth , body dimensions , and respiration rates of captive false killer whales (*Pseudorca crassidens*). *Aquatic Mammals* 26:33–44
- Kennedy M, Gray RD (1993) Can Ecological Theory Predict the Distribution of Foraging Animals? A Critical Analysis of Experiments on the Ideal Free Distribution. *Oikos* 68:158
- Kenney RD, Scott GP, Thompson TJ, Winn HE (1997) Estimates of prey consumption and trophic impacts of cetaceans in the USA northeast continental shelf ecosystem. *J Northw Atl Fish Sci* 22:155–171
- Macdonald DW (1983) The ecology of carnivore social behaviour. *Nature* 301:379–384
- Mahaffy SD (2012) Site fidelity, associations and long-term bonds of short-finned pilot whales off the island of Hawai‘i. M.Sc. Thesis, Portland State University
- Mintzer VJ, Gannon DP, Barros NB, Read AJ (2008) Stomach contents of mass-stranded short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) from North Carolina. *Marine Mammal Science* 24:290–302

- Mustika PLK, Hutasoit P, Madusari CC, Purnomo FS, Setiawan A, Tjandra K, Prabowo WE (2009) Whale strandings in Indonesia, including the first record of a humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in the Archipelago. *The Raffles Bulletin of Zoology* 57:199–206
- Olson P (2008) Pilot whales. In: Perrin WF, Wursig B, Thewissen JGM (eds) *Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press, p 847–852
- Packer C, Rutten L (1988) The Evolution of Cooperative Hunting. *The American Naturalist* 132:159–198
- Perrin WF (1991) What can be done about conflicts between marine mammals and fisheries? In: *Proceedings of Symposium on Present Status of Marine Mammals in Taiwan*. Taiwan National Ocean University, Keelung, p 21–35
- R Core Team (2012) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria
- Rabearisoa N, Aumeeruddy R, Dorizo J, Vely M, Giroux F, Adam O, Guinet C (2007) Depredation by sharks and cetaceans on semi-industrial pelagic longliners targeting swordfish in the Seychelles. In: IOTC (ed) *Workshop on the depredation in the tuna longline fisheries in the Indian Ocean, 9-10 July, 2007*. Seychelles, July 2007, p 6
- Rabearisoa N, Bach P, Ternon J-F, Bazin A-J (Submitted) Abundance estimation for toothed whale groups inferred from their interactions with pelagic longline fisheries. *Journal of Applied Ecology*
- Rabearisoa N, Lucas V, Bach P Modelling shark and toothed whale depredation impacting the local pelagic longline fishery in Seychelles. in prep
- Rowat D, Gore M (2007) Regional scale horizontal and local scale vertical movements of whale sharks in the Indian Ocean off Seychelles.
- Salvadeo CJ, Gómez-Gallardo U. A, Lluch-Belda D, Urbán R. J (2009) The odontocete community and its environment in the southwestern Gulf of California. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 7:23–32
- Schoener TW (1971) Theory of Feeding Strategies. *Annual Review of Ecology and Systematics* 2:369–404
- Taylor BL, Baird RW, Barlow J, Dawson SM, Ford J, Mead JG, Notarbartolo di Sciara G, Wade PR, Pitman RL (2008a) *Pseudorca crassidens*. IUCN 2011 IUCN Red List of Threatened Species Version 2011.2
- Taylor BL, Baird RW, Barlow J, Dawson SM, Ford J, Mead JG, Notarbartolo di Sciara G, Wade PR, Pitman RL (2008b) *Globicephala macrorhynchus*. IUCN 2011 IUCN Red List of Threatened Species Version 2011.2
- VanCanneyt O, Dorémus G, Laran S, Ridoux V, Watremez P (2010) Distribution et abondance de la mégafaune marine dans le sud-ouest de l’océan Indien tropical. Campagne REMMOA - Océan Indien. Université de La Rochelle, La Rochelle, France

Wendling B, Lucas V (2003) Evolution of swordfish longline fishery (*Xiphias gladius*) operating in the west Indian Ocean from Seychelles. IOTC Proceedings. IOTC-03-05.

Wilmers C (2004) The gray wolf - scavenger complex in Yellowstone National Park. University of California, Berkeley

CHAPITRE 6
SYNTHÈSE
ET DISCUSSION GÉNÉRALE

6.1 Rappels des objectifs de la thèse

Cette thèse visait à étudier la déprédation exercée par les requins et les odontocètes sur la pêcherie à la palangre de surface ciblant le thon et l'espadon et opérant dans le sud-ouest de l'Océan Indien. Nous nous sommes fixés comme objectifs de comparer l'ampleur des deux types de déprédation (Chap. 3.1) et d'identifier les pratiques de pêche (Chap. 3.2) et les paramètres environnementaux (Chap. 5.2) qui pourraient avoir une influence sur la fréquence et le volume de déprédation. Dans un second temps, nous nous sommes fixés l'objectif de rechercher et tester des mesures pour limiter l'impact de la déprédation, un phénomène néfaste à la fois pour les espèces prédatrices, les espèces ciblées et les pêcheurs (Chap. 4). Enfin, nous avons examiné une méthode indirecte d'estimation des tailles de groupe relatives des odontocètes impliqués dans les événements de déprédation à partir des données de pêche et nous avons tenté de donner un aperçu de leur écologie (Chap. 5.1).

Le processus de déprédation n'a pas encore été clairement établi, et des zones d'ombres persistent. Dans cette dernière partie, nous allons tenter d'y apporter quelques éléments de réponse en nous basant sur les résultats mis en lumière dans les précédents chapitres.

6.2 Origines de la déprédation : opportunisme ou synchronie spatiotemporelle de l'activité des pêcheries et des habitats de prédateurs ?

La déprédation est-elle le résultat d'un comportement opportuniste de la part des prédateurs, ou d'une synchronie spatiotemporelle de l'activité des pêcheries palangrières et de l'abondance des prédateurs, abondance qui pourrait être une conséquence de leur écologie trophique ? Nous proposons l'hypothèse que **la déprédation trouve principalement son origine dans le chevauchement des zones de pêche et des zones de nourrissage des prédateurs** (Chap. 3.2). En effet, les principaux facteurs significatifs des modèles de régression logistique sont l'abondance des captures (et donc celle des ressources) pour les deux types de déprédation. Les travaux sur les relations entre les pratiques de pêche et la déprédation (Chap. 3) ont d'ailleurs souligné la relation positive entre le volume et l'occurrence de la déprédation et les captures des espèces ciblées (en terme de CPUE), et nous ont permis de conclure que **la déprédation était plus importante dans les zones biologiquement riches**. Les odontocètes se

nourrissent habituellement des mêmes proies que celles des poissons ciblés par les pêcheurs (Alonso et al., 1999; Henderson et al., 2001; Ramos-Cartelle and Mejuto, 2007; Potier et al., 2007; Mintzer et al., 2008), et c'est la raison pour laquelle les odontocètes sont plus nombreux dans les zones où les thons et les espadons sont les plus abondants. Il est donc logique que les thons, espadons et odontocètes impliqués dans la déprédation se rassemblent dans les zones les plus riches en proies, zones également ciblées par les pêcheurs. Cela signifie que **les habitats des espèces déprédatrices se recouvrent, du moins partiellement, avec ceux des grands pélagiques cibles des pêcheries palangrières et par voie de conséquence avec la pêche.** Ceci induit que les cétacés et les requins responsables de la déprédation partagent les mêmes proies que les espèces de poissons ciblés par les pêcheurs, et que ces trois groupes sont simultanément observés dans ces zones biologiquement riches. En terme de perspectives, il pourrait être intéressant de mettre en œuvre des méthodes de bioacoustique (comme l'utilisation d'échosondeur par exemple) qui permettraient de comparer la biomasse de proies ainsi estimée à l'ampleur de la déprédation afin de valider cette hypothèse.

Il convient de noter que nous avons par ailleurs examiné les relations entre le nombre de poissons endommagés (par type de déprédation) et les paramètres environnementaux (incluant la température de surface de l'eau, la concentration en chlorophylle, l'anomalie de hauteur de l'eau, les composantes U et V du courant géostrophique...) au moyen de modèles additifs généralisés (travail non présenté dans le manuscrit). Or, nous avons montré que le nombre de poissons endommagés est fortement corrélé à la disponibilité des ressources (Chap. 3.1), mais qu'il détermine également le nombre de prédateurs impliqués dans les événements de déprédation (Chap. 5.1). La relation entre les facteurs environnementaux et le nombre de poissons déprédés devrait donc refléter la relation entre ces mêmes variables environnementales et l'abondance en proies et en prédateurs. Cependant, aucun facteur rendant compte de cette variabilité n'a été mis en évidence par les analyses. Or, il a été montré que les espèces exploitées par les pêcheries palangrières pélagiques sont bien sensibles aux facteurs sur lesquels nous avons travaillé (Laurs et al., 1984; Bigelow et al., 1999; Humston et al., 2000; Chen et al., 2005; Lezama-Ochoa et al., 2010). Ce résultat (ou plutôt absence de résultat) suggère donc que les espèces impliquées dans la déprédation présentent probablement une tolérance aux variabilités des facteurs environnementaux que nous avons sélectionnés.

Un facteur commun contribue également à expliquer une part de la variabilité de l'occurrence de la déprédation par les odontocètes et son volume (en termes de tailles de

groupes estimées) : la proximité avec les accores du plateau continental (Chap. 5.2 et 3.2). Cette zone, et surtout, le sud du plateau de Mahé, est connue pour être très productive, en particulier pendant la période de la mousson du sud-est (entre Mai et Octobre). Cette mousson engendre un phénomène d'upwelling, favorisant la concentration de la production primaire près des rebords du plateau, et donc la concentration des prédateurs supérieurs (Rowat and Gore, 2007). Cela explique la fréquence plus élevée de la déprédation, ainsi que les tailles de groupe estimées plus importantes aux abords de cette zone.

Ainsi, la richesse biologique des eaux des Seychelles est à la fois une manne pour les pêcheurs et la mégafaune marine, et elle favorise les rencontres entre les deux entités qui convoitent les uns le poisson, les autres des proies, et un dernier groupe, mammifères marins et requins convoitant les deux. Néanmoins, pour ces derniers, **une fois à proximité de la palangre, un comportement opportuniste domine** : la palangre leur sert de « garde-à-manger » et leur fournit une nourriture à fort contenu calorique mais dont l'acquisition leur demande une dépense énergétique réduite par rapport à celle associée à la chasse. Par ailleurs, la déprédation leur permet d'accéder à des compartiments trophiques auxquels ils n'ont habituellement pas accès (par exemple, à des espèces de poissons qui évoluent à de grandes profondeurs ou se déplaçant trop rapidement).

L'écologie des espèces prédatrices étant peu connue, et en particulier dans notre zone d'étude, nous ne disposons pas d'informations sur leurs éventuelles migrations. Cependant, nous suggérons que **les odontocètes et les requins, à l'image des thons et des espadons ciblés par les palangres, suivent la distribution de leurs proies et se déplacent en fonction de la disponibilité spatio-temporelle de ces dernières**, et que les zones de nourrissage des deux espèces évoluent au fil des saisons. Cependant, des études plus approfondies, comme la photo-identification ou le marquage des individus avec des marques satellites de type GPS ou auto-largables, sont indispensables pour mieux comprendre leur écologie spatiale.

6.3 Déprédation par les odontocètes : transmission, adaptation et changement de comportement

6.3.1 Evolution globale de la déprédation

Les premiers signalements de déprédation datent de 1952 par des palangriers japonais ayant retrouvé un hameçon dans l'estomac d'un cachalot (Nishida and Shiba, 2003). Depuis, la déprédation par les odontocètes qui s'exerce sur les pêcheries à la palangre pélagique ciblant le thon et l'espadon est en constante augmentation (Read, 2008). Ce phénomène s'est spatialement répandu et se rencontre dans tous les océans (Indien, Pacifique et Atlantique), les signalements de déprédation se faisant de plus en plus fréquents et les pertes plus conséquentes. Cet accroissement peut être attribué à la croissance rapide des flottilles de palangriers, à l'augmentation de l'abondance des mammifères marins et/ou au phénomène d'apprentissage des mammifères marins.

6.3.2 Définition de la culture

La culture est une information ou un comportement partagé par une population ou une sous-population qui est transmise par des conspécifiques à partir d'un apprentissage social, affectant par conséquent le comportement individuel. Il s'agit d'un phénomène de groupe transmis d'un individu à l'autre par le biais d'un apprentissage social bien connu chez les mammifères marins en général et les odontocètes en particulier, en revanche peu étudié chez les élasmobranches. Dans le cas d'une culture qui n'est pas d'origine génétique, les individus peuvent en hériter d'autres individus, en plus de leurs parents. Ils peuvent choisir de l'adopter ou non, et leurs propres expériences et comportements peuvent influencer la culture qui est transmise à d'autres individus. La culture peut donc affecter l'écologie comportementale et la conservation (Rendell and Whitehead, 2001; Whitehead et al., 2004).

6.3.3 Transmission horizontale vs transmission verticale

Un élément de culture peut se transmettre de façon verticale et/ou horizontale. La culture horizontale se transmet entre les membres d'une même génération. Cette transmission peut être très efficace en modifiant rapidement le comportement d'une population dans une mesure adaptative. La culture verticale se transmet d'une génération à la suivante. Cette transmission peut être très conservatrice et peut contraindre la réponse adaptative aux changements environnementaux.

Les populations d'odontocètes sont structurées à la fois par des transmissions de culture horizontales (qui connaissent des changements fréquents) et verticales (qui sont stables). Chez les cétacés, l'apprentissage social détermine une large proportion du comportement, y compris des comportements d'une grande importance fonctionnelle comme le nourrissage. L'exploitation de nouvelles opportunités peut mener à des conséquences négatives, comme la déprédation. Ce comportement peut alors être considéré comme un élément de culture des populations d'odontocètes impliqués dans ce phénomène.

6.3.3.1 Transmission horizontale de la déprédation

La déprédation s'est rapidement transmise à l'intérieur d'une population et cet apprentissage social est responsable d'au moins une partie de la transformation de certains individus en « voleurs de poissons ». C'est le cas par exemple de la transmission de la déprédation des palangriers par les populations d'orques évoluant entre la baie de Prince William Sound (PWS) et les eaux du sud de l'Alaska. Les orques résidents (piscivores) du PWS ont prélevé des poissons sur les palangres depuis les années 1980, mais ce comportement n'a été reporté pour les orques du sud de l'Alaska que dans les années 1990, quand l'une des populations résidentes (AF) de la région a été observée en situation de déprédation. Or, la population AF a été vue associée avec les populations du PWS connues pour déprédater les palangriers (même si AF n'a pas été vue en situation de déprédation). L'autre population résidente du sud de l'Alaska, AG, a rarement été vue dans la baie de Prince William, n'a pas été vue avec les populations déprédatrices, et n'a jamais été observée en situation de déprédation. L'hypothèse est donc que le comportement de déprédation a été transmis à la population AF par

les populations du PWS (Whitehead et al., 2004). Ainsi, s'il n'y avait pas eu de transmission horizontale, la déprédation aurait probablement été moins sévère dans cette région.

6.3.3.2 Transmission verticale de la déprédation

A l'opposé, la transmission de culture verticale est conservatrice et peut inhiber les réponses adaptatives normalement imposées par situations auxquelles les individus sont confrontés. Ce conservatisme est particulièrement efficace pour enraciner un comportement mal adapté dans une population (comme la déprédation). La culture n'a pas été étudiée chez les globicéphales, mais ils semblent partager la même structure sociale que les orques et les cachalots, qui promeuvent le conservatisme. Les globicéphales tropicaux et les faux-orques forment des groupes stables de lignée matrilineaire (Ferreira, 2008; Foote, 2008; Olson, 2008) et les odontocètes sont capables d'apprendre en observant les autres membres du groupe (Guinet and Bouvier, 1995; Ford et al., 1998; Saulitis et al., 2000; Whitehead et al., 2004). La déprédation est un comportement qui se transmet également de façon verticale : des juvéniles ont été vus à plusieurs reprises en situation d'apprentissage auprès de leur mère (Whitehead et al., 2004; Barrett-Lennard, 2006; Carrillo et al., 2011). Visser (2000) a photo-identifié un orque juvénile impliqué dans des événements de déprédation en compagnie d'adultes, et ceci pourrait être considéré comme un comportement d'apprentissage. Guinet (1991) a d'ailleurs montré que l'apprentissage de jeunes orques a été reporté pour une autre stratégie de nourrissage, l'échouage volontaire.

6.3.3.3 Déprédation et apprentissage social

Les facultés d'apprentissage accrues des mammifères marins contribuent également à la propagation des nouveaux comportements. Des études sur les orques, et qui sont transposables aux faux-orques et aux globicéphales tropicaux, ont montré que cette espèce est lente à profiter d'une nouvelle source d'alimentation, mais qu'au contraire, l'apprentissage social (défini comme l'acquisition de nouveaux comportements adoptés par d'autres membres de son groupe social) est largement développé. La combinaison de ce conservatisme et de ces capacités accrues d'apprentissage social souligne les cultures complexes et stables des orques. La prédominance de l'apprentissage des juvéniles par les adultes sur l'apprentissage par l'expérimentation reflète le

fait que ces espèces adoptent préférentiellement une stratégie qui optimise leur survie et leur reproduction plutôt qu'une prise de risque pour acquérir des bénéfices à court terme. Cette nature opposée aux prises de risques peut les rendre relativement lents à s'engager dans un comportement de déprédation. Mais une fois adopté par un membre du groupe, ce comportement peut s'étendre rapidement aux autres membres par le biais de l'apprentissage social. Cette technique d'imitation joue un rôle particulièrement important dans la transmission d'une culture. C'est alors le conservatisme des orques qui rend la déprédation difficile à endiguer une fois qu'elle est établie dans une population. Il serait donc plus aisé d'empêcher l'initiation de la déprédation que d'essayer de la contrôler une fois qu'elle est adoptée par les individus d'une population ou d'un groupe. Par conséquent, il est indispensable de prévenir ou décourager la déprédation, même dans les zones où ce comportement est peu fréquent ou absent (Barrett-Lennard, 2006).

6.3.4 Déprédation : adaptation comportementale

La déprédation peut conduire à un changement de comportement et de stratégie de chasse des prédateurs en les menant à privilégier la recherche active de bateaux plutôt que la chasse naturelle de leurs proies usuelles, et à cibler préférentiellement ces nouvelles espèces lorsqu'ils sont en situation de chasse, modifiant ainsi leur régime alimentaire (Secchi and Vaske, 1998; Gilman et al., 2006; Zollett and Read, 2006).

En s'engageant dans ce comportement, ils encourent le risque de se faire prendre accidentellement sur les lignes ou de se blesser à cause des moyens mis en œuvre par les pêcheurs pour les empêcher de s'approcher des engins de pêche. Si les bénéfices que pourraient leur apporter ce comportement (l'acquisition facile d'une nourriture à fort taux énergétique) supplantent leur méfiance vis-à-vis de ces risques, la déprédation aura alors également pour conséquence d'induire un phénomène d'habituation. Ce comportement d'habituation a été observé à maintes reprises face à des dispositifs acoustiques visant à lutter contre la déprédation et à éviter les captures accidentelles (Jefferson and Curry, 1995). Nous avons également mis en lumière un début d'habituation des grands dauphins lors des essais que nous avons menés dans la baie de Saint-Paul (Chap. 4.2).

La déprédation peut de ce fait être considérée comme un comportement adaptatif des odontocètes aux interactions avec les activités anthropiques, aussi bien dans leur habitude à s'engager dans ces interactions, que dans leur habitude aux dispositifs mis œuvre pour tenter d'éradiquer ce phénomène.

6.4 Déprédation par les odontocètes et les requins : étendue et comparatif des dommages

Contrairement aux palangres démersales qui ne sont déprédées que par les odontocètes (principalement par des orques et des cachalots), les palangres pélagiques sont également déprédées par les requins. La déprédation par les odontocètes est toujours déterminée par les mêmes observations : les poissons endommagés sont nombreux et les attaques se font de façon systématique le long de la ligne. Quant à la déprédation par les requins, elle est ponctuelle et ne touche que quelques prises sur la ligne. La seconde différence entre les deux types d'attaques réside dans l'occurrence des événements. La déprédation par les requins est près de trois fois plus fréquente que celle par les odontocètes (Chap.3.1).

Il apparaît donc **que la déprédation par les odontocètes est moins fréquente que celle par les requins, mais quand elle a lieu, elle occasionne plus de dommages sur les captures.** Ce résultat confirme une observation déjà faite par le passé, mais au Brésil et dans le cadre de la déprédation par les orques et les requins sur des palangres ciblant le thon et l'espadon (Dalla Rosa and Secchi, 2007). Ainsi, même si la déprédation par les requins est plus fréquente, elle occasionne moins de pertes pour les pêcheurs, d'autant que, selon l'importance des dommages, les poissons déprédés par les requins peuvent parfois être encore commercialisables (pour le marché des thons en boîte notamment). La déprédation par les odontocètes est donc la plus problématique et doit être enrayée en priorité. Cependant, pour des raisons écologiques, il est également nécessaire de limiter les interactions entre les requins et les palangres, le comportement de déprédation pouvant être à l'origine de leurs captures sur la ligne.

Cette différence reflète d'ailleurs le comportement de chasse de ces deux prédateurs, puisque les odontocètes impliqués dans la déprédation sont connus pour former des groupes de chasse stables de quelques dizaines d'individus, alors que les requins sont généralement des chasseurs solitaires. **Les dommages occasionnés par les requins sont par conséquent dus à**

des individus solitaires, alors que les événements de déprédation liés aux odontocètes résultent d'attaques en groupe de quelques individus, voire de plusieurs dizaines d'individus. Nous avons alors souhaité étudier dans le chapitre 5.1 les tailles de groupe relatives des odontocètes impliqués dans les événements de déprédation.

6.5 Aperçu de l'écologie des odontocètes impliqués dans la déprédation

6.5.1 Estimation des tailles de groupe relatives d'odontocètes

Les odontocètes impliqués dans les événements de déprédation sont des espèces dont l'écologie est peu connue, en particulier dans l'Océan Indien. A ce jour, seules quelques populations ont été étudiées, principalement dans l'Océan Pacifique (Baird et al., 2008; Chivers et al., 2007; Kanaji et al., 2010). Disposant de données dépendantes de la pêche, nous avons tenté d'estimer de manière indirecte les tailles de groupe des odontocètes impliqués dans la déprédation. Pour ce faire, nous avons combiné différentes théories et indices : le taux de consommation des prédateurs, estimé à partir du poids moyen et des besoins énergétiques des espèces considérées, ainsi que les relations trophiques entre les prédateurs, leurs proies et les charognards.

Nous sommes conscients que cette approche, en raison des données disponibles, a du reposer sur de multiples approximations. Cependant, elle a le mérite de donner un premier aperçu des tailles de groupe relatives des odontocètes interagissant avec les pêcheries palangrières pélagiques sans distinction de l'espèce. Nous avons en effet démontré qu'il était possible de donner une estimation cohérente des tailles de groupes d'odontocètes impliqués dans la déprédation. La mise en parallèle de nos résultats avec la littérature nous a permis d'émettre l'hypothèse que **les groupes d'odontocètes impliqués dans la déprédation sont des groupes de chasse stables, composés en moyenne d'une quinzaine d'individus** (Chap. 5.1).

Pour compléter les connaissances sur l'écologie de ces odontocètes, il est indispensable de coupler la méthode indirecte mise en œuvre à d'autres méthodes d'estimation d'abondance, comme les survols aériens ou les transects linéaires par bateaux. La mise en parallèle des données de comptages aériens ou par transects avec les données obtenues à partir des données

déprédation permettra de comparer les tailles de groupe de nos espèces d'intérêt dans les différentes zones de l'Océan Indien.

6.5.2 Particularité des Seychelles

Ce travail a par ailleurs souligné la particularité des Seychelles, où la taille moyenne des groupes d'odontocètes est significativement plus importante. L'étude sur l'estimation des tailles de groupes d'odontocètes nous a permis de comparer le volume de déprédation aux Seychelles et sur la côte est de Madagascar (dans les eaux autour de La Réunion et le sud de Madagascar). Les tailles moyennes de groupes d'odontocètes (et donc, le volume de déprédation, puisque la taille de groupe d'odontocètes a été calculée à partir du nombre de poissons déprédés) dans cette dernière région sont significativement inférieures à celles trouvées aux Seychelles. Il nous semble donc logique, au vu de ces résultats, de conclure que **la différence apparente entre le volume de déprédation observée aux Seychelles et dans les autres régions du sud-ouest de l'Océan Indien est le reflet de la différence de distribution spatiale des odontocètes responsables de la déprédation**. Les faux-orques et les globicéphales tropicaux sont plus nombreux dans les eaux des Seychelles, et cette observation est confirmée par les résultats des survols aériens de la campagne REMMOA (Van Canneyt et al., 2010).

La pêche à la palangre pélagique aux Seychelles n'a pris son essor que quelques années après le développement de la pêcherie réunionnaise, et pourtant, la déprédation exercée par les odontocètes sur cette pêcherie est bien plus importante. Ceci suppose que même si le comportement de déprédation peut se transférer de façons horizontale et verticale entre les différents membres des groupes et que la fréquence et le volume de déprédation pourraient croître au fil des ans du fait de ces transferts, **les groupes de faux-orques et de globicéphales tropicaux sont dès le départ plus abondants aux Seychelles**. C'est cette répartition qui pourrait expliquer l'importance de la déprédation dans cette zone en comparaison avec les autres zones (IOTC, 2007).

Les eaux des Seychelles disposent-elles d'une ressource de grands pélagiques plus abondante, et attirent-elles davantage les espèces impliquées dans la déprédation ? La comparaison des CPUE calculées aux Seychelles et dans l'est de Madagascar est effectivement significative, et montre que les captures par unité d'effort sont plus importantes dans les eaux des

Seychelles (Chap. 5.2). Cependant, il est utile de soulever ici une interrogation concernant la relation entre la CPUE et l'abondance des ressources. Nous avons considéré dans ce travail que la CPUE peut être utilisée comme indice de l'abondance des ressources. La CPUE est habituellement la principale information utilisée dans les estimations de stocks et est considérée comme étant proportionnelle à l'abondance. Cependant, de précédentes études ont montré que la CPUE et la densité de proies ne sont pas toujours strictement proportionnelles (Richards and Schnute, 1986; Harley et al., 2001). En effet, la relation entre les deux variables peut être sensible aux espèces ou sujette à l'hyperstabilité (i.e. lorsque des valeurs importantes de CPUE sont observées alors que la densité décroît). Malgré ces considérations, nous avons estimé que la CPUE était l'indice de l'abondance des ressources le plus cohérent. Le nombre d'hameçons déployés dans notre jeu de données est très variable, allant de 300 à 900 hameçons par opération de pêche. Le nombre total de poissons capturés sur la ligne ne peut alors pas être considéré comme un indice de l'abondance des ressources puisque des lignes plus longues captureront plus de poissons. Le nombre total de captures a donc été standardisé par le nombre d'hameçons afin de pouvoir travailler sur des valeurs comparables de ressources. Cette nouvelle variable, la CPUE, peut alors être considérée comme un indice de **l'abondance relative des ressources**, même si elle ne traduit pas leur abondance absolue. Cette dernière considération ne constitue pas un biais dans notre étude puisqu'en définitive, nous avons travaillé sur des fenêtres limitées en temps et en espace et notre objectif était de comparer les valeurs relatives de tailles de groupe calculées pour chaque palangre et de mettre cela en relation avec les indices de déprédation.

6.6 Mesures anti-déprédation

6.6.1 Processus de déprédation

6.6.1.1 Localisation acoustique des engins de pêche

La déprédation est supposément le résultat de l'attraction exercée par les palangriers sur les odontocètes et les requins qui les considèrent comme des indicateurs d'une source de nourriture facile. La question intéressant le plus les scientifiques en charge du développement de mesures de réduction de la déprédation concerne la façon dont les prédateurs, et en particulier les

odontocètes, repèrent à distance les engins de pêche. De précédentes recherches avancent que les cachalots déprédant les palangres des bateaux de pêche exploitant la légine dans le Golfe de l'Alaska se servent des signaux acoustiques émis par ces bateaux pour les localiser (Thode et al., 2007; Matkin, 1986). Les odontocètes développent une certaine familiarité avec les sons produits par les bateaux (moteur, bouées radio, sondeur,...), qu'ils mettent à profit pour se diriger vers les palangres et cibler les poissons capturés. Les fréquents changements de régime moteur du bateau durant l'opération de virage, ainsi que la mise en route du moteur entre le moment de la dérive et celui du déplacement vers l'engin de pêche produisent une signature acoustique qui modifie le comportement des cachalots et les fait se diriger vers le bateau. Le moteur du bateau peut donc attirer les cachalots se trouvant à au moins 5 km du lieu de pêche. Il a même été montré que ces prédateurs peuvent reconnaître et différencier la signature acoustique des bateaux, en ciblant certains en particulier, alors que d'autres pêchent dans la même zone (Thode et al., 2007). Visser (2000) a d'ailleurs souligné que dans le cas de la déprédation par les orques sur les palangriers ciblant la légine en Nouvelle-Zélande, ces derniers n'apparaissent que lorsque la palangre commence à être virée, ce qui signifie qu'ils apprennent à associer les signaux acoustiques liés au virage avec l'opportunité de se procurer des poissons. Les orques commencent à se déplacer rapidement vers le bateau dès lors que l'opération de virage a commencé, allant même jusqu'à attendre près des bouées le début du virage.

C'est cette observation qui nous a conduit à la réflexion sur la possibilité de masquer les bruits associés aux opérations de pêche grâce aux rideaux de bulles (travail d'expertise non présenté dans le manuscrit). De précédentes études ont été menées pour atténuer les bruits associés aux activités marines ou sous-marines humaines, tels le trafic maritime, le forage lié aux constructions industrielles ou les détonations d'explosifs en pleine mer, activités bruyantes qui sont néfastes pour les poissons et les cétacés se trouvant aux alentours. C'est dans ce sens que des travaux sur les propriétés des bulles ont été entrepris. Les bulles d'air mélangées à l'eau sont connues pour fortement atténuer la propagation du son, et le rideau de bulles est une technique largement appliquée dans les constructions en zone côtière afin de protéger la faune sous-marine (Wursig et al., 2001; Laughlin, 2006; Elmer et al., 2006; Nehls et al., 2007). Or, il a été montré que les cétacés ne sont pas indifférents aux bruits émis par les bateaux, et leur réaction est soit un évitement, soit une curiosité les amenant à se diriger vers la source. Aucune étude n'a pour l'instant été faite pour essayer de réduire ces bruits, et exploiter les propriétés des rideaux de bulles pourrait être une piste intéressante, pour atténuer les sons associés aux activités de pêche. Même si cela n'est pas une solution à part entière, les prédateurs pouvant se trouver aux

alentours de la zone de pêche et rencontrer les palangres au gré de leur déplacement, sans avoir forcément cherché à les trouver, cette solution, si elle fonctionne, permettra au moins de réduire les indices qui pourraient indiquer aux prédateurs où se trouvent les lignes. Cette méthode devrait être utilisée en complément d'une autre méthode, comme la protection des prises par exemple. Cependant, au vu de l'important investissement financier que les modifications des bateaux nécessiteraient, cette solution semble quelque peu utopique si l'on veut modifier les palangriers préexistants. La difficulté principale concernant la solution proposée réside dans le fait que les bulles d'air peuvent difficilement être retenues efficacement dans l'eau à un endroit précis (en l'occurrence tout autour du bateau). Nous pouvons néanmoins suggérer que lors de la construction de nouveaux bateaux de pêche, il serait judicieux de modifier le moteur afin qu'il soit plus silencieux et attire moins les odontocètes qui se trouveraient aux alentours. La modification consisterait à isoler acoustiquement le bateau lors de l'opération de virage afin que cette dernière soit la plus silencieuse possible.

Cependant, une fois la ligne repérée acoustiquement, comment les odontocètes procèdent-ils pour repérer plus précisément les captures ?

6.6.1.2 Localisation par écholocation des captures

Nous savons que les odontocètes utilisent l'écholocation pour repérer leur proie en situation de chasse (Au, 1993). Ce système est-il utilisé dans le cas de la déprédation ? Hernandez-Milian et al. (2008) suggèrent que l'écholocation n'est peut-être pas nécessaire lorsque les odontocètes se nourrissent à la surface de l'eau. Cependant, l'écholocation pourrait leur être utile lorsqu'ils ont approché l'engin de pêche et qu'ils recherchent plus finement les poissons sur la palangre. En effet, McPherson et al. (2004, 2007) ont enregistré des clics d'écholocation, qui sont semblent-ils les vocalisations les plus communes générées par les odontocètes autour de l'engin de pêche.

Nous proposons donc la théorie que le processus de déprédation commence par le repérage des bateaux de pêche par les prédateurs au moyen des signaux acoustiques qu'ils renvoient. A ce stade du processus, le seul sens probablement mis en œuvre par les odontocètes est l'ouïe, puisque la distance à laquelle se trouve l'engin de pêche peut être très grande et la visibilité réduite si l'opération de pêche se déroule de nuit. Une fois la ligne repérée

acoustiquement, les odontocètes se servent des sons émis par le moteur du bateau ou par le treuil de la ligne en train d'être virée pour se diriger vers elle. Une fois à proximité de l'engin de pêche, nous émettons l'hypothèse que les odontocètes se servent de leur système d'écholocation pour affiner leur recherche et localiser plus précisément le ou les poissons sur la palangre. Le système d'écholocation des odontocètes fonctionne en émettant des ondes sonores vers une cible. Ces ondes se propagent et se répercutent sur cette dernière et sont réfléchies vers l'émetteur, lui renvoyant des informations sur la cible, comme sa taille, son volume ou la distance à laquelle elle se trouve (Au, 1993). La vue est alors utilisée à l'ultime stade de la déprédation, lorsque le poisson a été localisé par écholocation et que son attaque commence.

6.6.2 Facteurs de pêche impactant la déprédation

Il a été difficile de déterminer les pratiques de pêche influençant l'occurrence de la déprédation. Certaines pratiques, incluant le nombre d'hameçons posés ainsi que la durée pendant laquelle la ligne reste dans l'eau, ont contribué à expliquer l'occurrence de la déprédation, mais dans une moindre mesure (Chap. 3.2). Les pêcheurs seychellois ont notamment pour habitude de couper leur palangre en plusieurs segments et de contrer ainsi les attaques par les odontocètes (si des événements de déprédation ont lieu pendant que la ligne est dans l'eau, les pêcheurs récupéreront plus de poissons intacts que s'ils avaient posé une unique ligne, les prédateurs ayant peu de chance de trouver tous les segments de la ligne). La réelle efficacité de cette méthode reste cependant à démontrer.

Il semble que **la disponibilité des proies soit donc le facteur le plus déterminant dans la fréquence et le volume de déprédation** (Chap. 3.2), **et que ce soit également ce facteur qui influence le plus la variabilité des tailles de groupes d'odontocètes** (Chap. 5.2). C'est là que se pose un dilemme pour les pêcheurs : lorsque les opérations de pêche ont lieu dans des zones où la ressource est abondante, ils courent le risque de se faire déprédater par les odontocètes et les requins, et lorsque ce type de déprédation a lieu, il y a une réduction significative de la quantité de poissons commercialisables. Les pêcheurs peuvent également pêcher dans des zones où la ressource est moins abondante, et où ils courent moins de risque de déprédation. Cependant, la comparaison entre les deux situations a montré que la quantité moyenne de poissons commercialisables était significativement supérieure dans les zones très productives, malgré le risque plus élevé pour la palangre d'être déprédée (Chap. 3.1).

La déprédation entraîne des conséquences non négligeables sur l'écologie des espèces exploitées. D'une part, elle affecte les évaluations des stocks de thons et d'espadons ciblés par les pêcheries palangrières pélagiques. En effet, les pertes de captures dues à la déprédation ne sont généralement pas reportées par les pêcheurs, et ne sont par conséquent pas prises en compte lors des estimations de stocks. Ainsi, les données relatives aux quotas de pêche à respecter peuvent être biaisés par une sous-estimation des données de captures déclarées. D'autre part, les pêcheurs peuvent vouloir compenser leurs pertes en intensifiant leur effort de pêche, ce qui aura pour effet d'accroître la pression de pêche sur les espèces exploitées (Gilman et al., 2006)

Compte tenu de ces observations, il semble difficile d'adapter l'effort de pêche à des fenêtres spatiotemporelles précises dans le but de réduire l'impact de la déprédation. Nous suggérons donc que la mise en place d'autres mesures, telles que des modifications des engins de pêche, a le meilleur potentiel pour limiter les dommages liés à la déprédation par les requins et les mammifères marins, plutôt que les changements de zones et/ou de saisons de pêche.

6.6.3 Précédentes mesures mises en place

6.6.3.1 Acoustiques

Ces dispositifs sont spécialement utilisés pour lutter contre la capture accidentelle et la déprédation par les mammifères marins. Deux types de matériels acoustiques sont utilisés pour réduire ces interactions négatives : les ADD (Acoustic Deterrent Device), ou pingres, qui émettent des sons de faible intensité, et qui sont généralement utilisés pour éviter les prises accidentelles de petits cétacés, et les AHD (Acoustic Harrassment Device) qui émettent des sons de plus forte intensité et qui sont conçus pour harceler, effrayer et blesser acoustiquement les animaux afin de les maintenir à distance des engins de pêche. Ces dispositifs produisent un son irrégulier qui affecte la sensibilité de l'ouïe des mammifères marins, en irritant leur oreille interne. Cependant, si la motivation de rester dans la zone pour se procurer de la nourriture est plus forte, ce système se montre alors inefficace pour éloigner l'animal.

Ces dispositifs présentent un certain nombre d'inconvénients : ils sont de taille importante, chers et nocifs pour l'audition des cétacés. De plus, il en faudrait une grande quantité pour couvrir toute la ligne. Mais l'inconvénient majeur réside dans leur inefficacité à long terme (Jefferson and Curry, 1995). En effet, si dans un premier temps les odontocètes s'éloignent effectivement des zones de pêche, ils font montre au fil du temps d'un comportement d'habituation face à ces nouveaux sons. Ils finissent par les associer à un appel à venir se nourrir, et ils vont prendre le risque de voir leur audition s'endommager pour profiter de la ressource abondamment fournie par les engins de pêche (Gilman et al., 2008). Ces dispositifs peuvent même augmenter le problème en informant les prédateurs de la présence des lignes, créant ainsi l'effet Pavlov (Kraus, 1999; Bordino et al., 2002; Buscaino et al., 2009; López and Mariño, 2011). Néanmoins, il est nécessaire de continuer à travailler sur ce type de dispositifs et d'en améliorer l'efficacité. Combiné à d'autres moyens anti-déprédation, il pourrait fournir des résultats prometteurs (McPherson et al., 2008).

6.6.3.2 Chimiques et électriques

Différents répulsifs chimiques ont prouvé leur efficacité pour éloigner certaines espèces de requins sous certaines conditions. Cela peut s'expliquer par l'aversion de ces espèces pour certains produits chimiques. Cependant, des tests menés sur des appâts dans lesquels ont été injectés des composants chimiques n'ont pas donné de résultats concluants. De plus, les conséquences sanitaires de l'utilisation de ces produits sur l'homme, les espèces déprédatrices et l'environnement sont inconnues (Gilman et al., 2008).

L'utilisation de répulsifs chimiques à l'intérieur d'un poisson-leurre disposé sur la palangre a également été suggérée (Matkin, 1986; Dalheim, 1988). Cependant, ces répulsifs à base de chlorure de lithium, ont pour conséquences de graves vomissements, ce qui soulève des questions éthiques. De plus, si les poissons capturés sur la palangre sur laquelle le chlorure de lithium a été utilisé font partie des proies naturelles des odontocètes, ces derniers pourraient être négativement conditionnés pour éviter ces espèces à l'avenir, ce qui compromettrait leur fitness (Matkin, 1986).

Des répulsifs électriques et magnétiques ont également été testés, mais dans un autre cadre que celui de la pêche palangrière. Ces répulsifs fonctionnent en émettant un champ électrique ou magnétique dans l'eau. Les impulsions émises ont pour but de déranger les requins en irritant leurs ampoules de Lorenzini, organes sensitifs qui leur permettent de détecter les champs électromagnétiques. Les études concernant cette méthode sont en cours, mais des inconvénients peuvent déjà être soulevés, tels les problèmes éthiques potentiels que cela soulève et les questions de sécurité pour l'équipage qui manipule ces dispositifs (Gilman et al., 2007).

6.6.3.3 Modifications des stratégies de pêche

Pour pallier aux impacts de la déprédation, les professionnels ont également testé des méthodes visant à modifier leurs techniques de pêche, avec plus ou moins de succès selon les pêcheries. Ces modifications comprennent les déplacements vers des zones de pêche qui ne sont habituellement pas fréquentées par les espèces déprédatrices (succès limité et qui nécessite beaucoup de fuel), le ciblage d'autres espèces de poissons (qui peuvent être plus difficiles à capturer, et les capacités d'apprentissage rapide des cétacés ne garantissent pas que la déprédation ne reprendra pas sur ces nouvelles espèces), la modification des heures de mise à l'eau des lignes, la mise à l'eau des palangres à des profondeurs plus importantes... Cependant, toutes ces méthodes n'ont pas fait montre d'une efficacité à long terme (Hamer et al., 2011).

6.6.3.4 Autres

D'autres moyens, non éthiques et illégaux, sont parfois mis en œuvre par certains pêcheurs, comme les tirs de fusil ou l'utilisation de certains types d'explosifs, les « seal bombs », qui produisent des détonations en créant un son grave et un éclair de lumière. Cependant, la manipulation de ces outils n'est pas sans danger, et pour le pêcheur qui les manipule, et pour les cétacés ciblés. De plus, les animaux finissent par développer un comportement d'habituation à ces techniques (Jefferson and Curry, 1995).

6.6.4 Dispositifs physiques de protection

Les dispositifs anti-déprédation mis en place lors d'études antérieures devaient agir en prévention de la déprédation, c'est-à-dire avant que les attaques n'aient lieu. C'est le cas par exemple des dispositifs acoustiques ou des modifications des pratiques de pêche. Les différentes mesures testées ayant été peu concluantes, nous avons choisi de travailler sur la fin du processus de déprédation, lorsque les prédateurs ont repéré la ligne et se préparent à attaquer les poissons. Notre but était de mettre en place une barrière physique entre le poisson et les prédateurs afin de les gêner dans leur tentative d'attaquer la capture.

Avant d'évoquer la mise en place de ces dispositifs, il est intéressant de comparer au préalable la déprédation par les requins, les faux-orques et les globicéphales tropicaux qui s'exerce sur les pêcheries à la palangre pélagique avec la déprédation par les orques impactant les pêcheries à la palangre démersale. Cette dernière déprédation a principalement lieu pendant le virage de la ligne, la palangre de fond pêchant à plusieurs centaines de mètres de profondeur et étant par conséquent inaccessible aux orques (Yano and Dahlheim, 1995; Matkin and Saulitis, 1994). Le virage de la ligne est la seule opération de pêche qui leur donne l'opportunité d'accéder aux poissons capturés, lorsque les prises sont remontées à la surface. C'est donc le seul moment au cours duquel le poisson nécessite une protection contre les prédateurs. Les dispositifs anti-déprédation développés dans cette pêcherie consistent en des mesures de protection physique se déclenchant au moment du virage de la ligne et protégeant la prise jusqu'au moment où elle est remontée à bord du bateau. Cette technique a montré une efficacité certaine dans les pêcheries à la palangre démersale où elle a été mise en œuvre (Goetz et al., 2011).

Dans le cas des pêcheries à la palangre pélagique, la déprédation peut avoir lieu à tout moment, peu de temps après la mise à l'eau et le virage de la ligne. La ligne évoluant entre 50 et 500 m de profondeur, les poissons qui sont capturés sont donc continuellement accessibles aux prédateurs. **Contrairement aux poissons capturés par les palangres démersales, ceux capturés sur les palangres pélagiques doivent donc être protégés des prédateurs dès lors qu'ils auront mordu à l'hameçon.** C'est cet aspect qui rend la mise en place de systèmes physiques anti-déprédation particulièrement difficile dans le cadre de notre pêcherie d'intérêt. L'idée principale, dans le cadre d'une mesure de protection physique du poisson, réside donc

dans le déclenchement automatique du dispositif lorsque le poisson aura mordu à l'hameçon. Le dispositif coulissait alors le long de l'avançon et recouvrait la capture.

Le premier essai réalisé reposait sur une simple protection physique des poissons au moyen d'un dispositif fait de 8 brins, «l'**araignée** ». Les araignées se sont révélées peu efficaces face à la déprédation, les poissons protégés ayant tout de même été déprédés. Le second dispositif que nous avons testé était inspiré du même principe, à la différence que le poisson était cette fois-ci totalement recouvert par une **manche**. Au cours de la campagne en mer visant à tester ce deuxième dispositif, nous avons rencontré deux principales difficultés : les manches se sont parfois emmêlées sur la ligne mère, ralentissant considérablement les opérations de pêche, et nous n'avons pu observer d'évènement de déprédation par les mammifères marins sur les lignes sur lesquelles été déployés les dispositifs (Chap. 4.1). Cependant, malgré ces difficultés, nous sommes restés convaincus que le système de protection physique des poissons pouvait être une piste à considérer dans le cadre de la lutte contre la déprédation (Rabearisoa et al., 2012). **Même si les données limitées que nous avons pu recueillir ne nous ont pas permis d'évaluer précisément l'efficacité des araignées et des manches face à la déprédation, les essais menés en pleine mer à bord d'un palangrier professionnel nous ont permis d'avoir un meilleur aperçu des attentes des pêcheurs et des contraintes imposées par les opérations de pêche**, et nous ont fourni des pistes intéressantes pour le développement d'un nouveau prototype : les effaroucheurs, ou DEPREDD.

Ce système ajoute l'effet effaroucheur au précédent effet protecteur (Chap. 4.2). Pour ce troisième dispositif, nous nous sommes inspirés des banderoles déployées à l'arrière des palangriers opérant dans les zones australes, et destinées à effrayer les oiseaux et à les éloigner de la palangre pendant sa mise à l'eau afin de les empêcher d'accéder aux appâts et de minimiser ainsi la déprédation sur les appâts et le risque qu'ils soient capturés accidentellement sur les hameçons (Løkkeborg, 2011). Ce troisième dispositif que nous avons testé se décompose donc en deux parties : **une partie supérieure avec des banderoles qui se déploient autour du poisson et destinées le maintenir hors de portée des prédateurs, et une partie inférieure avec des banderoles lestées qui recouvrent le poisson**. Ce dispositif a pour l'instant été testé sur les dauphins sédentaires de la baie de St-Paul en interaction avec des appâts que nous avons posés sur une palangre expérimentale. Dans cette configuration, nous avons considéré que le comportement des dauphins vis-à-vis des appâts équipés ou non de dispositifs sera le même que celui des faux-orques et des globicéphales tropicaux vis-à-vis des captures. Les résultats, bien

que préliminaires, sont prometteurs et notre concept a fait l'objet d'une demande de dépôt de brevet (Bach et al., 2011b).

6.6.5 Définition d'un dispositif anti-déprédation optimal

Un dispositif anti-déprédation optimal devrait respecter quelques points : il ne doit pas altérer la capturabilité des espèces cibles, son prix ne doit pas excéder les pertes financières associées à la déprédation, il ne doit pas présenter de danger lors de son utilisation par le pêcheur, il ne doit pas blesser les prédateurs d'une quelconque façon (harcèlement acoustique, enchevêtrement, chocs électriques, vomissements provoqués...), il ne doit pas abîmer le poisson, il doit être facile à déployer et à remonter, son utilisation doit nécessiter le minimum de temps possible pendant le filage et le virage, il doit nécessiter le minimum d'espace de rangement à bord du bateau, il doit être conçu avec du matériel biodégradable afin de réduire son impact environnemental en cas de perte en pleine mer, il doit pouvoir être réutilisable et il doit réduire efficacement les taux de déprédation.

A ce jour, aucune méthode ne répond à l'ensemble de ces critères, et aucune solution efficace n'a encore été trouvée pour limiter durablement l'impact de la déprédation sur les palangriers. Néanmoins, en comparaison avec les précédentes mesures testées pour lutter contre la déprédation dans le cadre de la pêche palangrière pélagique, telles les méthodes acoustiques, les répulsifs chimiques ou électriques, notre dispositif présente l'avantage de ne pas être invasif, de ne pas avoir d'effet négatif sur les captures, de ne pas blesser les prédateurs, et donc de ne pas avoir d'effet négatif sur l'écosystème. Il est en effet indispensable, lorsque l'on travaille sur une problématique touchant des écosystèmes naturels, de minimiser l'impact de nos actions sur les différents protagonistes.

6.7 Perspectives

Au terme de ce travail, deux voies d'exploration du phénomène de déprédation ont été abordées, l'analyse de données dépendantes de la pêche pour cartographier et quantifier le phénomène et une voie expérimentale de tests de dispositifs de réduction du phénomène, notamment pour les odontocètes. Ce travail a permis d'apporter une amélioration des

connaissances sur le processus de déprédation sur les palangres pélagiques, de nouvelles pistes de réflexion sur la mise en place de mesures anti-déprédation, de nouvelles connaissances sur l'écologie et l'abondance des odontocètes impliqués dans ce phénomène dans le Sud-Ouest de l'Océan Indien.

Ces deux axes de recherche méritent d'être poursuivies, il est nécessaire de continuer :

1. les recherches sur la technologie des engins de pêche
2. la collecte des données pour accroître la taille des séries de données, quantifier l'impact du phénomène sur les évaluations des stocks et affiner l'approche de l'estimation indirecte de la taille des groupes des odontocètes

Néanmoins, nous ne disposons toujours pas de compréhension du processus de déprédation tant chez les odontocètes que chez les requins. Des études futures sur l'écologie comportementale des individus impliqués dans la déprédation doivent être entreprises. Ces études pourraient par exemple reposer sur le déploiement de palangres expérimentales équipées de caméras, d'enregistreurs d'accélération et/ou d'enregistreurs acoustiques. Ces expérimentations permettraient d'éclairer plusieurs points qui restent encore sans réponse précise : la déprédation a-t-elle lieu de jour ou de nuit, lorsque le poisson est vivant ou mort, au cours de l'opération de virage ou lorsque la ligne est en situation de pêche, de quel comportement acoustique font preuve les odontocètes à proximité de l'engin de pêche... Améliorer nos connaissances sur les processus de déprédation serait très utile pour développer des mesures visant à lutter contre la déprédation qui seraient efficaces à long terme. Étant donné le taux de déprédation particulièrement élevé aux Seychelles, cette zone serait idéale pour mettre en place ce type d'expérimentations.

De même, des recherches sur les impacts de la déprédation à l'échelle des populations doivent être entreprises. Il a été montré dans une précédente étude que les thons tropicaux associés aux objets flottants dérivants sur lesquels pêchent les senneurs ont une plus mauvaise condition physique que ceux évoluant dans les bancs libres, condition physique liée à l'altération de leur comportement alimentaire. Ces objets flottants constituent donc des pièges écologiques pour les thons tropicaux qui y sont associés (Hallier and Gaertner, 2008). À l'image de ces dispositifs, la pêche palangrière pourrait à terme devenir un « piège écologique » pour les sous-populations d'odontocètes régulièrement impliquées dans la déprédation. Ce comportement pourrait les conduire à prendre goût aux espèces capturées par les palangriers et qui ne font pas

partie de leur régime alimentaire normal. Ils vont alors se nourrir d'une plus petite quantité de leurs proies habituelles en l'absence des bateaux, altérant ainsi leur condition physique. Par ailleurs, la déprédation pourrait également modifier leur distribution dans l'hypothèse où les bateaux de pêche, qu'ils pourraient suivre activement, opèrent dans des zones qui ne font pas partie de leur habitat usuel. Cependant, la nature et le niveau précis de ces conséquences restent encore flous, et doivent être analysés dans une perspective de conservation.

Par ailleurs, l'amélioration du dernier modèle de notre dispositif anti-déprédation devra reposer sur le respect de chacun des points définissant le dispositif optimal. L'étape suivante consistera à les déployer en pleine mer sur un palangrier professionnel et en interaction avec les odontocètes impliqués dans la déprédation. Un travail de miniaturisation et d'automatisation doit cependant encore être effectué pour optimiser leur utilisation par les pêcheurs et les rendre plus opérationnels en réduisant le temps de leur manipulation et leur tendance à s'emmêler.

D'autres pistes peuvent également être envisagées pour approfondir cette approche et rajouter à l'aspect visuel un aspect de « protection acoustique de la capture », comme l'inclusion d'un fil métallique visant à modifier la signature acoustique du poisson (le métal étant connu pour être un matériau réfléchissant) ou la possibilité de déployer un système complet de protection du poisson à l'image d'un filet métallique léger masquant le poisson visuellement et acoustiquement et permettant de laisser passer le rostre des espadons.

Il sera également indispensable de tester l'efficacité de nos dispositifs sur le long terme. Les odontocètes faisant preuve d'une habituation face aux dispositifs acoustiques précédemment testés, nous devons étudier l'éventuelle apparition d'une adaptation de leur comportement face à nos effaroucheurs. Un début d'habituation des grands dauphins a d'ailleurs été constaté lors des derniers essais menés sur les effaroucheurs (Chap. 4.2). Les capacités d'apprentissage des cétacés restent en effet la plus grande barrière à la réussite à long terme de toutes ces méthodes.

Il est important de souligner que toutes les solutions anti-déprédation qui ont été testées ne peuvent être applicables à plusieurs espèces prédatrices, qui présentent chacune des spécificités comportementales (Cox et al., 2004). Pour cette raison, il est indispensable de multiplier les études sur ces populations qui restent encore méconnues, tant dans leur écologie que dans leur comportement. Il est probable néanmoins qu'une méthode de réduction de la déprédation qui soit optimale et efficace à long terme pourrait être, plutôt que l'utilisation d'un

seul type de technique, la combinaison de différentes techniques, mêlant la protection physique, l'effarouchement des prédateurs, l'utilisation de systèmes acoustiques passifs (comme des sphères métalliques) pour modifier la réponse acoustique du poisson dans l'hypothèse où l'odontocète utiliserait l'écholocalisation pour repérer la capture.

Au vu des nombreuses conséquences liées à la déprédation en termes d'économie des pêcheries, de la gestion des stocks exploités, d'écologie et de conservation, il est nécessaire de développer des solutions à long terme pour limiter ce phénomène. Cette problématique requiert des compétences pluridisciplinaires, allant du domaine de l'économie des pêches, de la gestion des pêcheries, de la technologie des engins de pêche, du génie des matériaux et l'écologie des mammifères marins. L'ingénierie des engins de pêche joue d'ailleurs un rôle majeur en soutenant une approche durable à la pêche écologiquement responsable (Jennings and Reville, 2007). Notre travail est donc parfaitement cohérent avec les recommandations de l'approche écosystémique des pêches (Garcia and Cochrane, 2005).

Références

- Alonso, M. K., Pedraza, S. N., Schiavini, A. C. M., Goodall, R. N. P. and Crespo, E. A.** (1999). Stomach contents of false killer whales (*Pseudorca crassidens*) stranded on the coasts of the Strait of Magellan, Tierra del Fuego. *Marine Mammal Sci* **15**, 712–724.
- Amos, B., Schlotterer, C. and Tautz, D.** (1993). Social Structure of Pilot Whales Revealed by Analytical DNA Profiling. *Science* **260**, 670–672.
- Angliss, R. P. and DeMaster, D. P.** (1998). *Differentiating serious and non-serious injury of marine mammals taken incidental to commercial fishing operations.*
- Anthonioz, R.** (1963). Les Imragen, pêcheurs nomades de Mauritanie (El Manghar).
- Assan, C. and Bristol, N.** (2010). Status Of Seychelles Semi Industrial Longline Fishery. In *IOTC Working Party on Billfish*, Victoria, Seychelles.
- Au, W. W. L.** (1993). *The sonar of dolphins*. New York: Springer Verlag.
- Bach, P., Rabearisoa, N., Filippi, T. and Hubas, S.** (2008). *The first year of SEALOR: Database of SEA-going observer surveys monitoring the local pelagic Longline fishery based in La Reunion.*
- Bach, P., Romanov, E. and Filippi, T.** (2009a). *SWIOFP/ASCLME Project: Mesoscale eddies and large pelagic fish in the Mozambic Channel – Report of monitored longline fishing experiments carried out on board the fishing vessel “Manohal” from 27th of November to 18th of December 2008. IRD/SWIOFP Report.*
- Bach, P., Gaertner, D., Menkes, C., Romanov, E. and Travassos, P.** (2009b). Effects of the gear deployment strategy and current shear on pelagic longline shoaling. *Fisheries Research* **95**, 55–64.
- Bach, P., Romanov, E., Rabearisoa, N. and Sharp, A.** (2011a). *Note on swordfish catches collected during commercial operations and research cruises onboard pelagic longliners of the La Reunion fleet from 2006 to 2010. IOTC–2011–WPB09.*

- Bach, P., Rabearisoa, N., Cotel, P. and Lamoureux, J.-P.** (2011b). “DEPRED” - Dispositif de protection pour protéger un poisson capturé sur un hameçon et système de pêche comprenant un tel dispositif.
- Baird, R. W.** (2008). False Killer Whale. In *Encyclopedia of Marine Mammals* (ed. Perrin, W. F., Wursig, B., and Thewissen, J. G. M.), pp. 405–406. Academic Press.
- Baird, R. W. and Gorgone, A. M.** (2005). False killer whale dorsal fin disfigurements as a possible indicator of long-line fishery interactions in Hawaiian waters. *Pac. Sci.* **59**, 593–601.
- Baird, R. W., Gorgone, A. M., McSweeney, D. J., Webster, D. L., Salden, D. R., Deakos, M. H., Ligon, A. D., Schorr, G. S., Barlow, J. and Mahaffy, S. D.** (2008). False killer whales (*Pseudorca crassidens*) around the main Hawaiian Islands: Long-term site fidelity, inter-island movements, and association patterns. *Marine Mammal Science* **24**, 591–612.
- Baker, C. S., Lento, G. M., Cipriano, F., Dalebout, M. L. and Palumbi, S. R.** (2000). Scientific Whaling: Source of Illegal Products for Market? *Science* **290**, 1695–1696.
- Barlow, J.** (2006). Cetacean abundance in Hawaiian waters estimated from a summer/fall survey in 2002. *Marine Mammal Science* **22**, 446–464.
- Barrett-Lennard, L.** (2006). Social learning in Killer Whales and the spread of depredation behaviours. In *Symposium on Fisheries Depredation by Killer and Sperm Whales: Behavioural Insights, Behavioural Solutions. 2-5 oct. 2006. British Columbia, Canada, British Columbia, Canada.*
- Bearzi, G., Bonizzoni, S. and Gonzalvo, J.** (2011). Dolphins and coastal fisheries within a marine protected area: mismatch between dolphin occurrence and reported depredation. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* n/a–n/a.
- Beddington, J. and Kirkwood, G.** (2005). Introduction: fisheries, past, present and future. *Phil. Trans. R. Soc. B* **360**, 3–4.
- Beverly, S., Chapman, L., Sokimi, W. and Secretariat of the Pacific Community** (2003). *Horizontal longline fishing : methods and techniques : a manual for fishermen.* Noumea, New Caledonia: Secretariat of the Pacific Community.

- Beverton, R. J. H.** (1985). Analysis of marine mammal – fisheries interactions. In *Marine mammals and fisheries* (ed. Beddington, J. R., Beverton, R. J. H., and Lavigne, D. V.), pp. 3–33. Marine mammals and fisheries: Marine mammals and fisheries.
- Bigelow, K. A., Boggs, C. H. and He, X.** (1999). Environmental effects on swordfish and blue shark catch rates in the US North Pacific longline fishery. *Fisheries Oceanogr* **8**, 178–198.
- Bordino, P., Kraus, S., Albareda, D., Fazio, A., Palmerio, A., Mendez, M. and Botta, S.** (2002). Reducing incidental mortality of Franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) with acoustic warning devices attached to fishing nets. *Mar. Mammal Sci.* **18**, 833–842.
- Bozzano, A. and Sarda, F.** (2002). Fishery discard consumption rate and scavenging activity in the northwestern Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science* **59**, 15–28.
- Breitenmoser, U., Angst, C., Landry, J.-C., Breitenmoser-Würsten, C., Linnell, J. D. C. and Weber, J.-M.** (2005). Non-lethal techniques for reducing depredation. In *People And Wildlife: Conflict Or Co-existence?* (ed. Woodroffe, R., Thirgood, S. J., and Rabinowitz, A.), pp. 49–71. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press.
- Brothers, N.** (1991). Albatross mortality and associated bait loss in the Japanese longline fishery in the Southern Ocean. *Biological Conservation* **55**, 255–268.
- Brotos, J. M., Grau, A. M. and Rendell, L.** (2008). Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands. *Mar. Mammal Sci.* **24**, 112–127.
- Brownell, R. J. and Yablokov, A. V.** (2008). Whaling Illegal and Pirate. In *Encyclopedia of Marine Mammals* (ed. Perrin, W. F., Wursig, B., and Thewissen, J. G. M.), pp. 1235–1239. Academic Press.
- Buscaino, G., Buffa, G., Sarà, G., Bellante, A., Tonello, A., Hardt, F., Cremer, M., Bonanno, A., Cuttitta, A. and Mazzola, S.** (2009). Pinger affects fish catch efficiency and damage to bottom gill nets related to bottlenose dolphins. *Fish. Sci.* **75**, 537–544.
- Busnel, R.-G.** (1973). Symbiotic relationship between man and dolphins. *Transactions of the New York Academy of Sciences* **35**, 112–131.

- Caldwell, D. K., Caldwell, M. C. and Brown, D. H.** (1966). Observations on the Behavior of Wild and Captive False Killer Whales, With Notes on Associated Behavior of Other Genera of Captive Delphinids. *Natural History Museum of Los Angeles County Science Series* **95**, 1–32.
- Carrillo, M., Pérez-Vallazza, C. and Álvarez-Vázquez, R.** (2011). Cetacean Diversity and Distribution Off Tenerife (Canary Islands). *Marine Biodiversity Records* **3**, e97.
- Chapman, L., Sharples, P., Brogan, D., Desurmont, A., Beverly, S. and Sokimi, W.** (2006). *Marine species identification manual for horizontal longline fishermen*. Secretariat of the Pacific Community. Noumea, New Caledonia.
- Chavance, P., Chassot, E., Bourjea, J., Evano, H., Le Ru, L., Bach, P., Marsac, F., Dagorn, L. and Pianet, R.** (2010). Rapport National UE - France 2009-2010. In *Rapport de l'Union Européenne pour le Comité Scientifique de la CTOI de 2010 (Données 2009)*, pp. 12–36.
- Chen, I.-C., Lee, P.-F. and Tzeng, W.-N.** (2005). Distribution of albacore (*Thunnus alalunga*) in the Indian Ocean and its relation to environmental factors. *Fisheries Oceanogr* **14**, 71–80.
- Chivers, S. J., Baird, R. W., McSweeney, D. J., Webster, D. L., Hedrick, N. M. and Salinas, J. C.** (2007). Genetic variation and evidence for population structure in eastern North Pacific false killer whales (*Pseudorca crassidens*). *Canadian Journal of Zoology* **85**, 783–794.
- Clapham, P. and Baker, C. S.** (2008). Whaling, Modern. In *Encyclopedia of Marine Mammals* (ed. Perrin, W. F., Wursig, B., and Thewissen, J. G. M.), pp. 1239–1243. Academic Press.
- Clapham, P. J., Berggren, P., Childerhouse, S., Friday, N. A., Kasuya, T., Kell, L., Kock, K.-H., Manzanilla-Naim, S., Di Sciara, G. N., Perrin, W. F., et al.** (2003). Whaling as Science. *BioScience* **53**, 210.
- Clapham, P., Mikhalev, Y., Franklin, W., Paton, D., Baker, C. S., Ivashchenko, Y. V. and Robert L. Brownell, J.** (2009). Catches of Humpback Whales, *Megaptera novaeangliae*,

by the Soviet Union and Other Nations in the Southern Ocean, 1947–1973. *Mar. Fish. Rev.* **71**, 39–43.

Clark, J. M. and Agnew, D. J. (2010). Estimating the impact of depredation by killer whales and sperm whales on longline fishing for toothfish (*Dissostichus eleginoides*) around South Georgia. *CCAMLR Science* **17**, CCAMLR Science.

Clark, S. T. and Odell, D. K. (1999). Nursing behavior in captive false killer whales (*Pseudorca crassidens*). *Aquatic Mammals* **25**, 183–191.

Cousteau, J.-Y. and Diolé, P. (1975). *Les Dauphins et la liberté*. Paris: Flammarion.

Cox, T. M., Read, A. J., Swanner, D., Urian, K. W. and Waples, D. M. (2004). Behavioral responses of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, to gillnets and acoustic alarms. *Biological Conservation* **115**, 203–212.

CTOI (2011). *Recueil des résolutions et recommandations de la commission des thons de l’Océan Indien. Mis à jour en Juillet 2011*. Seychelles.

Culik, B. M. (2004). *Review of small cetaceans: distribution, behaviour, migration and threats*. UNEP Regional Seas Reports and Studies.

Dahlheim, M. E. (2006). Killer whale (*Orcinus orca*) depredation on longline catches of bottom fish in Alaskan waters. Pender Island, British Columbia, Canada.

Dalheim, M. E. (1988). “Killer Whale (*Orcinus orca*) depredation on longline catches of sablefish (*Anoplopoma fimbria*) in Alaskan waters.” *Seattle: NWAFRC Processed Report, National Marine Fisheries Service, 1988. Available at: <http://www.seaworld.org/infobooks/KillerWhale/deathkw.html>*.

Dalla Rosa, L. and Secchi, E. R. (2002). Comparative analysis of the interactions between killer whales/sharks and the tuna/swordfish fishery in southern and southeastern Brazil. In *Report of the workshop on interactions between cetaceans and longline fisheries, Apia, Samoa* (ed. Donoghue, M., Reeves, R. R., and Stone, G. S.), pp. 4–5. Boston.

Dalla Rosa, L. and Secchi, E. R. (2007). Killer whale (*Orcinus orca*) interactions with the tuna and swordfish longline fishery off southern and south-eastern Brazil: a comparison with shark interactions. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.* **87**, 135–140.

- Dalla Rosa, L., R. Secchi, E. and Monteiro, D.** (2006a). Killer whale depredation on longline catches in Brazilian waters. In *Fisheries Depredation by Killer and Sperm Whales: Behavioural Insights, Behavioural Solutions*, Pender Island.
- Dalla Rosa, L., Secchi, E. R. and Monteiro, D.** (2006b). Killer whale depredation on longline catches in Brazilian waters. Pender Island, British Columbia, Canada.
- Dayton, P. K., Thrush, S. H., Agardy, M. T. and Hofman, R. J.** (1995). Environmental effects of marine fishing. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **5**,.
- de Fries, A., Hender, J. and McLoughlin, K.** (2007). Informal review of observer data from the Australian Fishing Zone (Indian Ocean) with regard to depredation from pelagic longline operations. In *Workshop on the depredation in the tuna longline fisheries in the Indian Ocean, 9-10 July, 2007. Victoria, Seychelles.*, Seychelles.
- de Stephanis, R., Verborgh, P. and Guinet, C.** (2006). Interactions between killer whales (*Orcinus orca*) and northern blue fin tuna (*Thunnus thynnus*) fishery in the Strait of Gibraltar. Pender Island, British Columbia, Canada.
- De Stephanis, R.** (2004). Interactions between killer whales and the bluefin tuna fisher in the Strait of Gibraltar. *FINS, the Newsletter of ACCOBAMS* **1**, 6–7.
- Donoghue, M., Reeves, R. R. and Stone, G. S.** (2002). *Report of the workshop on interactions between cetaceans and longline fisheries*. Apia, Samoa: New England Aquatic Forum Series.
- Dorizo, J., Fonteneau, A. and Lucas, V.** (2006). Report of the validation of Seychelles industrial longline data. IOTC-2006-WPTT-30.p. 17.
- Doubleday, N. C.** (1988). Aboriginal Subsistence Whaling: The Right of Inuit to Hunt Whales and Implications for International Environmental Law. *Denv. J. Int'l L. & Pol'y* **17**, 373.
- Ellis, R.** (2008a). Whaling, Aboriginal. In *Encyclopedia of Marine Mammals* (ed. Perrin, W. F., Wursig, B., and Thewissen, J. G. M.), pp. 1227–1235. Academic Press.
- Ellis, R.** (2008b). Whaling, Traditionnal. In *Encyclopedia of Marine Mammals* (ed. Perrin, W. F., Wursig, B., and Thewissen, J. G. M.), pp. 1243–1254. Academic Press.

- Elmer, K.-H., Gerasch, W.-J., Neumann, T., Gabriel, J., Betke, K. and Schultz v. Glahn, M.** (2006). Measurement and Reduction of Offshore Wind Turbine Construction Noise. Bremen, Germany.
- FAO** (2009). *The state of world fisheries and aquaculture 2008*. United Nations (UN) Food and Agriculture Organization (FAO): United Nations (UN) Food and Agriculture Organization (FAO).
- Ferreira, I. M.** (2008). Growth and reproduction in false killer whales (*Pseudorca crassidens* Owens, 1846).
- Foote, A. D.** (2008). Mortality Rate Acceleration and Post-Reproductive Lifespan in Matrilineal Whale Species. *Biol. Lett.* **4**, 189–191.
- Ford, J. K. B., Ellis, G. M., Barrett-Lennard, L. G., Morton, A. B., Palm, R. S. and Balcomb, K. C.** (1998). Dietary specialization in two sympatric populations of killer whales (*Orcinus orca*) in coastal British Columbia and adjacent waters. *Canadian Journal of Zoology* **76**, 1456–1471.
- Forney, K. A., Kobayashi, D. R., Johnston, D. W., Marchetti, J. A. and Marsik, M. G.** (2011). What's the catch? Patterns of cetacean bycatch and depredation in Hawaii-based pelagic longline fisheries. *Mar. Ecol.* 1–12.
- Franse, R.** (2005). *Effectiveness of acoustic deterrent devices (pingers)*. Master Sc of Industrial Ecology. Universiteit Leiden.
- Froese, R. and Pauly, D.** (2012). FishBase. *FishBase*.
- Gales, N. J., Kasuya, T., Clapham, P. J. and Brownell, R. L.** (2005). Japan's whaling plan under scrutiny. *Nature* **435**, 883–884.
- Gamblin, C., Lucas, V., Dorizo, J. and Bach, P.** (2006). CAPturabilité des grands PELagiques exploités à la palangre dérivante dans la Zone Economique Exclusive des Seychelles. IOTC Proceedings. IOTC-2006-SC-INF04.
- Garcia, S. M. and Cochrane, K. L.** (2005). Ecosystem approach to fisheries: a review of implementation guidelines. *ICES J. Mar. Sci.* **62**, 311–318.

- Garrison, L. P.** (2007). Interactions between marine mammals and pelagic longline fishing gear in the U.S. Atlantic Ocean between 1992 and 2004. *Fish. Bull.* **105**, 408–417.
- Gerrodette, T.** (2008). The tuna-dolphin issue. In *Encyclopedia of Marine Mammals* (ed. Perrin, W. F., Wursig, B., and Thewissen, J. G. M.), pp. 1192–1195. Academic Press.
- Gerrodette, T. and Forcada, J.** (2005). Non-recovery of two spotted and spinner dolphin populations in the eastern tropical Pacific Ocean. *Mar Ecol Prog Ser* **291**, 1–21.
- Gilland, B.** (2002). World population and food supply: can food production keep pace with population growth in the next half-century? *Food Policy* **27**, 47–63.
- Gilman, E., Brothers, N., McPherson, G. and Dalzell, P.** (2006). A review of cetacean interactions with longline gear. *J. Cetacean Res. Manage.* **8**, 215–223.
- Gilman, E., Clarke, S., Brothers, N., Alfaro-Shigueto, J., Mandelman, J., Mangel, J., Petersen, S., Piovano, S., Thomson, N., Dalzell, P., et al.** (2007). *Shark Depredation and Unwanted Bycatch in Pelagic Longline Fisheries: Industry Practices and Attitudes, and Shark Avoidance Strategies*. Honolulu, USA.: Western Pacific Regional Fishery Management Council.
- Gilman, E., Clarke, S., Brothers, N., Alfaro-Shigueto, J., Mandelman, J., Mangel, J., Petersen, S., Piovano, S., Thomson, N., Dalzell, P., et al.** (2008). Shark interactions in pelagic longline fisheries. *Mar. Policy* **32**, 1–18.
- Goetz, S., Laporta, M., Martínez Portela, J., Santos, M. B. and Pierce, G. J.** (2011). Experimental fishing with an “umbrella-and-stones” system to reduce interactions of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) and seabirds with bottom-set longlines for Patagonian toothfish (*Dissostichus eleginoides*) in the Southwest Atlantic. *ICES J. Mar. Sci.* **68**, 228–238.
- Gonzales, E. and Olavarria, S.** (2002). Interactions between odontocetes and the artisanal fisheries for Patagonian toothfish off Chile. In *Report of the workshop on interactions between cetaceans and longline fisheries, Apia, Samoa* (ed. Donoghue, M., Reeves, R. R., and Stone, G. S.), p. 5. Boston.
- Gosliner, M. L.** (1999). The tuna-dolphin controversy. In *Conservation and Management of Marine Mammals* (ed. Twiss, J. and Reeves, R. R.), pp. 99–119. Washington.

- Guinet, C.** (1991). Intentional stranding apprenticeship and social play in killer whales (*Orcinus orca*). *Canadian Journal of Zoology* **69**, 2712–2716.
- Guinet, C. and Bouvier, J.** (1995). Development of intentional stranding hunting techniques in killer whale (*Orcinus orca*) calves at Crozet Archipelago. *Can J Zool* **73**, 27–33.
- Hall, M. A.** (1996). On bycatches. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **6**, 319–352.
- Hall, M. A.** (1998). An ecological view of the tuna-dolphin problem: impacts and trade-offs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **8**, 1–34.
- Hall, M. A., Alverson, D. L. and Metuzals, K. I.** (2000). By-Catch: Problems and Solutions. *Marine Pollution Bulletin* **41**, 204–219.
- Hallier, J. and Gaertner, D.** (2008). Drifting fish aggregation devices could act as an ecological trap for tropical tuna species. *Mar Ecol Prog Ser* **353**, 255–264.
- Hamer, D. J., Childerhouse, S. and Gales, N. J.** (2011). Odontocete bycatch and depredation in longline fisheries: a review of available literature and of potential solutions. In *IOTC Working Party on Ecosystems and Bycatch (WPEB)*.
- Hannan, D., Jones, L. and Read, R.** (1989). California sea lion interaction and depredation rates with the commercial passenger fishing vessel fleet near San Diego. *CalCOFI Rep.* **30**, 122–126.
- Harley, S. J., Myers, R. A. and Dunn, A.** (2001). Is catch-per-unit-effort proportional to abundance? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**, 1760–1772.
- Hemingway, E.** (1952). *Le Vieil Homme Et La Mer*. Folio. Gallimard.
- Henderson, A. C., Flannery, K. and Dunne, J.** (2001). Observations on the biology and ecology of the blue shark in the North-east Atlantic. *J. Fish Biol.* **58**, 1347–1358.
- Hernandez-Milian, G., Goetz, S., Varela-Dopico, C., Rodriguez-Gutierrez, J., Romón-Olea, J., Fuertes-Gamundi, J., Ulloa-Alonso, E., Tregenza, N., Smerdon, A., Otero, M., et al.** (2008). Results of a short study of interactions of cetaceans and longline fisheries in Atlantic waters: environmental correlates of catches and depredation events. *Hydrobiologia* **612**, 251–268.

- Hoelzel, A. R.** (2001). Shark fishing in fin soup. *Conservation Genetics* **2**, 69–72.
- Hucke-Gaete, R., Moreno, C. A. and Arata, J.** (2004). Operational interactions of sperm whales and killer whales with the patagonian toothfish industrial fishery off southern Chile. *CCAMLR Sci.* **11**, 127–140.
- Humston, R., Ault, J. S., Lutcavage, M. and Olson, D. B.** (2000). Schooling and migration of large pelagic fishes relative to environmental cues. *Fisheries Oceanography* **9**, 136–146.
- Hurley, P. C.** (1998). A review of the fishery for pelagic sharks in Atlantic Canada. *Fisheries Research* **39**, 107–113.
- IOTC** (2007). *Report of the workshop on the depredation in the tuna longline fisheries in the Indian Ocean*. Victoria, Seychelles: Indian Ocean Tuna Commission (IOTC).
- IOTC** (2011). *Report of the Fourteenth Session of the IOTC Scientific Committee. Mahé, Seychelles, 12–17 December 2011*.
- IOTC** (2012). *Examination of the effect of piracy on fleet operations and subsequent catch and effort trends*. Fifteenth Session of the Scientific Committee, Seychelles, 10-15 December 2012 (IOTC-2012-SC15-07)
- IUCN** (1982). *Report of IUCN Workshop on Marine Mammal Fishery Interactions, La Jolla, California, 30 March-2 April 1981*. Gland Switzerland: International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources.
- Jefferson, T. A. and Curry, B. E.** (1995). Acoustic methods of reducing or eliminating marine mammal-fishery interactions: do they work? *Ocean Coast. Manage.* **31**, 41–70.
- Jennings, S. and Reville, A. S.** (2007). The role of gear technologists in supporting an ecosystem approach to fisheries. *ICES J. Mar. Sci.* **64**, 1525–1534.
- Johnson, A., Salvador, G., Kenney, J., Robbins, J., Kraus, S., Landry, S. and Clapham, P.** (2005). Fishing gear involved in entanglements of right and humpback whales. *Marine mammal science* **21**, 635–645.
- Joseph, J.** (1994). The tuna-dolphin controversy in the eastern pacific ocean: Biological, economic, and political impacts. *Ocean Development & Int. Law* **25**, 1–30.

- Julian, F. and Beeson, M.** (1998). Estimates of marine mammal, turtle, and seabird mortality for two California gillnet fisheries: 1990-1995. *Fish. Bull.* **96**, 271–284.
- Kanaji, Y., Okamura, H. and Miyashita, T.** (2010). Long - term abundance trends of the northern form of the short - finned pilot whale (*Globicephala macrorhynchus*) along the Pacific coast of Japan. *Marine Mammal Science* **27**, 477–492.
- Kiszka, J., Pelourdeau, D. and Ridoux, V.** (2009). Body scars and dorsal fin disfigurements as indicators of interaction between small cetaceans and fisheries around the Mozambique Channel island of Mayotte. *WIOJMS* **7**, 185–193.
- Klinowska, M.** (1991). *Dolphins, Porpoises and Whales of the World: The IUCN Red Data Book*. IUCN.
- Kock, K.-H., Purves, M. and Duhamel, G.** (2006). Interactions between Cetacean and Fisheries in the Southern Ocean. *Polar Biol.* **29**, 379–388.
- Kraus, S.** (1999). The once and future ping: challenges for the use of acoustic deterrents in fisheries. *MTS Journal* **33**, 90–93.
- Larsen, H. and Rainey, F.** (1948). Ipiutak and the arctic whaling hunting culture. **42**, 1–276.
- Laughlin, J.** (2006). *Underwater sound levels associated with pile driving at the Cape Disappointment Boat Launch Facility Wave Barrier Project*. Seattle, Washington: Washington State Department of Transportation, Office of Air Quality and Noise.
- Lauriano, G., Caramanna, L., Scarn?, M. and Andaloro, F.** (2006). An Overview of Dolphin Depredation in Italian Artisanal Fisheries. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.* **Forthcoming**, 1–9.
- Laurs, R. M., Fiedler, P. C. and Montgomery, D. R.** (1984). Albacore tuna catch distributions relative to environmental features observed from satellites. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers* **31**, 1085–1099.
- Lewison, R. L., Crowder, L. B., Read, A. J. and Freeman, S. A.** (2004). Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology & Evolution* **19**, 598–604.

- Lezama-Ochoa, A., Boyra, G., Goñi, N., Arrizabalaga, H. and Bertrand, A.** (2010). Investigating relationships between albacore tuna (*Thunnus alalunga*) CPUE and prey distribution in the Bay of Biscay. *Progress In Oceanography* **86**, 105–114.
- Løkkeborg, S.** (2011). Best practices to mitigate seabird bycatch in longline, trawl and gillnet fisheries—efficiency and practical applicability. *Mar Ecol Prog Ser* **435**, 285–303.
- López, B. D. and Mariño, F.** (2011). A trial of acoustic harassment device efficacy on free-ranging bottlenose dolphins in Sardinia, Italy. *Mar. Freshwater Behav. Physiol.* 1–12.
- Lucas, V., Dorizo, J. and Gamblin, C.** (2006). Evolution of the Seychelles semi-industrial longline fishery. In *IOTC Working Party on Billfish*, Colombo, Sri Lanka.
- Mandelman, J., Cooper, P., Werner, T. and Lagueux, K.** (2008). Shark bycatch and depredation in the U.S. Atlantic pelagic longline fishery. *Rev. Fish Biol. Fish.* **18**, 427–442.
- Mate, B.** (1980). *Workshop on marine mammal-fisheries interactions in the Northeastern Pacific. Final Report.* Newport, Oregon: Oregon State University.
- Matkin, C.** (1986). *Killer whale interactions with the sablefish longline fishery in Prince William Sound, Alaska 1985 with comments on the Bering sea. Unpublished report.* Juneau: National Marine Fisheries Service, Marine Mammal Division.
- Matkin, C. and Saulitis, E.** (1994). *Killer whale (*Orcinus orca*) biology and management in Alaska.* Washington: Marine Mammal Commission.
- McPherson, G. and Nishida, T.** (2010). An overview of toothed whale depredation mitigation efforts in the Indo-Pacific region. *SPC Fisheries Newsletter #132* 31–36.
- McPherson, G., Clague, C., Turner, P., McPherson, C. R., Madry, A., Bedwell, I. and Cato, D. H.** (2004). Development of passive acoustic tracking systems to investigate tooth whale interactions with fishing gear. In *Proceedings of the 2004 Annual Conference of the Australian Acoustical Society*, Gold Coast, QLD, Australia.
- McPherson, G., McPherson, C., Turner, P., Kenny, O., Madry, A., Bedwell, I., Clarke, G. and Kreutz, D.** (2007). Approaches to mitigation of toothed whale depredation on the longline fishery in the eastern Australian Fishing Zone. In *Proceedings of the Fourth*

International Fishers Forum, 12-14 November, 2007. Puntarenas, Costa Rica (ed. Western Pacific Regional Fishery Management Council), pp. 84–85. Honolulu, Hawaii.

McPherson, G., Clague, C., McPherson, C. R., Madry, A., Bedwell, I., Turner, P., Cato, D. H. and Kreutz, D. (2008). *Reduction of interactions by toothed whales with fishing gear. Phase 1. Development and assessment of depredation mitigation devices around longlines. Final Report to Fisheries Research and Development Corporation Report Number 2003/016.* Cairns, Queensland, Australia: Department of Primary Industries and Fisheries.

Ménard, F., Levenez, J.-J., Potier, M., Ternon, J.-F., Baurand, F. and Marsac, F. (2005). Acoustic characterization of tropical tuna prey in the Western Indian Ocean in relation with environmental conditions. p. 13 p. Copenhagen: ICES.

Mintzer, V. J., Gannon, D. P., Barros, N. B. and Read, A. J. (2008). Stomach contents of mass-stranded short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) from North Carolina. *Marine Mammal Sci* **24**, 290–302.

Miyashita, T. (1986). Distribution and abundance of some globicephalid cetaceans in the adjacent waters of Japan. 6 pp.

Mooney, T. A., Pacini, A. P. and Nachtigall, P. E. (2009). False killer whale (*Pseudorca crassidens*) echolocation and acoustic disruption: Implications for long-line bycatch and depredation. *Can. J. Zool.* **87**, 726–733.

Mourato, B. L., Arfelli, C. A., Amorim, A. F., Hazin, H. G., Carvalho, F. C. and Hazin, F. H. V. (2011). Spatio-temporal distribution and target species in a longline fishery off the southeastern coast of Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* **59**, 185–194.

Nagasaki, F. (1990). The case for scientific whaling. *Nature* **344**, 189–190.

Nehls, G., Betke, K., Eckelmann, S. and Ros, M. (2007). *Assessment and costs of potential engineering solutions for the mitigation of the impacts of underwater noise arising from the construction of offshore windfarms.* Husum, Germany: BioConsult SH.

Nishida, T. and Shiba, Y. (2003). *Report of the predation survey by the Japanese commercial tuna longline fisheries (September, 2000- September, 2002).* IOTC Proceedings no. 6. WPTT-03-10.

- Nishida, T. and Shiba, Y.** (2007). Report on the predation survey by the Japanese commercial tuna longline fisheries (2000-2005). In *Workshop on the depredation in the tuna longline fisheries in the Indian Ocean, 9-10 July, 2007* (ed. IOTC), p. 6. Victoria, Seychelles.
- Nishida, T. and Tanio, M.** (2001). Summary of the predation surveys for the tuna longline catch in the Indian and the Pacific Ocean based on the Japanese investigation cruises (1954, 1958 and 1966-81). In *Indian Ocean Tuna Commission, Working Paper on Tropical Tunas*, pp. 442–460.
- Northridge, S. P.** (1991). *An updated world review of interactions between marine mammals and fisheries*. Rome: Food & Agriculture Organization.
- Northridge, S. P.** (2008). Bycatch. In *Encyclopedia of Marine Mammals*, pp. 167–168. Academic Press.
- Northridge, S. and Hofman, R.** (1999). Marine Mammal Interactions with Fisheries. In *Conservation and Management of Marine Mammals* (ed. Twiss, J. and Reeves, R. R.), pp. 99–119. Washington.
- Oceana** (2007). *Hunted for fins: How EU fleets target threatened sharks - without management - in the world's oceans*. Madrid: Oceana Report.
- Odell, D. K., Asper, E. D., Caucom, J. and Cornell, L. H.** (1980). A recurrent mass stranding of the false killer whale, *Pseudorca crassidens*, in Florida. *Fish. Bull. US* **78**, 171–177.
- Olson, P.** (2008). Pilot whales. In *Encyclopedia of Marine Mammals* (ed. Perrin, W. F., Wursig, B., and Thewissen, J. G. M.), pp. 847–852. Academic Press.
- Orams, M. B.** (1997). Historical accounts of human-dolphin interaction and recent developments in wild dolphin based tourism in Australasia. *Tourism Management* **18**, 317–326.
- Perrin, W. F.** (2004). *Chronological bibliography of the tuna-dolphin problem, 1941-2001*. NOAA.
- Peterson, D., Hanazaki, N. and Simões-Lopes, P. C.** (2008). Natural resource appropriation in cooperative artisanal fishing between fishermen and dolphins (*Tursiops truncatus*) in Laguna, Brazil. *Ocean & Coastal Management* **51**, 469–475.

- Pline l'Ancien** (1955). *Histoire naturelle, Livre IX. Traduction française par E. de Saint-Denis*. Société d'Édition les Belles Lettres. Paris: Collection des Universités de France.
- Poisson, F., Marjolet, C., Mété, K. and Vanpouille, M.** (2001). Évaluation du phénomène de déprédation dû aux mammifères marins. In *L'espadon : de la recherche à l'exploitation durable. Programme Palangre Réunionnais, Rapport final* (ed. Poisson, F. and Taquet, M.), pp. 231–247.
- Potier, M., Marsac, F., Lucas, V., Sabatié, R., Hallier, J-P. and Ménard, F.** (2004). Feeding partitioning among tuna taken in surface and Mid-water Layers: The Case of Yellowfin (*Thunnus albacares*) and Bigeye (*T. obesus*) in the Western Tropical Indian Ocean. *Western Indian Ocean J. Mar. Sci.* **3** (1), 51-64.
- Potier, M., Marsac, F., Cherel, Y., Lucas, V., Sabatié, R., Maury, O. and Ménard, F.** (2007). Forage fauna in the diet of three large pelagic fishes (lancetfish, swordfish and yellowfin tuna) in the western equatorial Indian Ocean. *Fish. Res.* **83**, 60–72.
- Purves, M., Agnew, D. J., Balguerías, E., Moreno, C. A. and Watkins, B.** (2004). Killer whale (*Orcinus orca*) and sperm whale (*Physeter macrocephalus*) interactions with longline vessels in the Patagonian toothfish fishery at South Georgia, South Atlantic. *CCAMLR Sci.* **11**, 111–126.
- Rabearisoa, N., Aumeeruddy, R., Dorizo, J., Vely, M., Giroux, F., Adam, O. and Guinet, C.** (2007). Depredation by sharks and cetaceans on semi-industrial pelagic longliners targeting swordfish in the Seychelles. In *Workshop on the depredation in the tuna longline fisheries in the Indian Ocean, 9-10 July, 2007* (ed. IOTC), p. 6. Seychelles, July 2007.
- Rabearisoa, N., Bach, P., Tixier, P. and Guinet, C.** (2012). Pelagic longline fishing trials to shape a mitigation device of the depredation by toothed whales. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **432-433**, 55–63.
- Ramos-Cartelle, A. and Mejuto, J.** (2007). Interaction of the false killer whale (*Pseudorca crassidens*) and depredation on the swordfish catches of the Spanish surface longline fleet in the Atlantic, Indian and Pacific Oceans. *ICCAT Coll. Vol. Sci. Pap.* **62**, 1721–1738.

- Read, A. J.** (2008). The looming crisis: interactions between marine mammals and fisheries. *Journal of Mammalogy* **89**, 541–548.
- Read, A. J., Drinker, P. and Northridge, S.** (2006). Bycatch of marine mammals in U.S. and global fisheries. *Conservation biology* **20**, 163–169.
- Reeves, R. R.** (2002). The origins and character of “aboriginal subsistence” whaling: a global review. *Mammal Review* **32**, 71–106.
- Rendell, L. and Whitehead, H.** (2001). Culture in whales and dolphins. *Behav. Brain Sci.* **24**, 309–324.
- Richards, L. J. and Schnute, J. T.** (1986). An Experimental and Statistical Approach to the Question: Is CPUE an Index of Abundance? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **43**, 1214–1227.
- Robineau, D.** (1995). A propos de la prétendue symbiose entre les pêcheurs Imragen de Mauritanie et les dauphins. *Mammalia* **59**, 460–463.
- Roche, C., Guinet, C., Gasco, N. and Duhamel, G.** (2007). Marine mammals and demersal longline fishery interactions in Crozet and Kerguelen Exclusive Economic Zones: an assessment of depredation levels. *CCAMLR Sci.* **14**, 67–82.
- Romanov, E., Gaetner, D., Bach, P. and Romanova, N.** (2007). Depredation on pelagic longlines in the Indian Ocean: an analysis of the Soviet historical database (1961-1989) on tuna research. In *Workshop on the depredation in the tuna longline fisheries in the Indian Ocean, 9-10 July, 2007. Victoria, Seychelles.* (ed. IOTC), Victoria, Seychelles.
- Romanov, E., Bach, P., Rabearisoa, N., Rabehagaso, N., Filippi, T. and Romanova, N.** (2010). *Pelagic elasmobranch diversity and abundance in the western Indian Ocean: an analysis of long-term trends from research and fisheries longline data.*
- Rowat, D. and Gore, M.** (2007). Regional scale horizontal and local scale vertical movements of whale sharks in the indian Ocean off Seychelles.
- Sabatié, R., Potier, M., Broudin, C., Seret, B., Ménard, F., & Marsac, F.** (2003). Preliminary analysis of some pelagic fish diet in the Eastern Central Atlantic. *Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, **55**(1), 292-302.

- Saulitis, E., Matkin, C., Barrett-Lennard, L., Heise, K. and Ellis, G.** (2000). Foraging strategies of sympatric killer whale (*Orcinus orca*) populations in Prince William Sound, Alaska. *Mar. Mammal Sci.* **16**, 94–109.
- Scott, M.** (1996). The tuna-dolphin controversy. *Whalewatcher* **30**, 16–30.
- Secchi, E. R. and Vaske, T.** (1998). Killer whale (*Orcinus orca*) sightings and depredation on tuna and swordfish longline catches in southern Brazil. *Aquat. Mamm.* **24**, 117–122.
- Secchi, E. R., Wang, J., Dalla Rosa, L., Yang, S.-C. and Reeves, R. R.** (2005). *Global review of interactions between cetaceans and longline fisheries: Preliminary data.*
- Sinclair, E. H.** (1992). Stomach contents of short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) from the southern California bight. *Mar. Mamm. Sc.* **8**, 76–81.
- Sivasubramanian** (1963). On the sharks and other undesirable species caught by tuna longline. *Records oceanic works in Japan.* **7**, 73–83.
- Sivasubramanian** (1964). Predation of tuna longline catches in the Indian Ocean, by killer-whales and sharks. *Bull. Fish. Res. Stn. Ceylan* **17**, 221–236.
- Sivasubramanian** (1969). New evidence on the distribution of predatory pelagic sharks in the tuna grounds of the Indian Ocean. *Bull. Fish. Res. Stn. Ceylan* **20**, 65–72.
- Stevens, J. D., Bonfil, R., Dulvy, N. K. and Walker, P. A.** (2000). The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* **57**, 476–494.
- Stroud, E. M.** (2012). Elasmobranch-repelling magneto-electropositive fishing hook.
- Taylor, B. L., Baird, R. W., Barlow, J., Dawson, S. M., Ford, J., Mead, J. G., Notarbartolo di Sciara, G., Wade, P. R. and Pitman, R. L.** (2008a). *Pseudorca crassidens*. *IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2.*
- Taylor, B. L., Baird, R. W., Barlow, J., Dawson, S. M., Ford, J., Mead, J. G., Notarbartolo di Sciara, G., Wade, P. R. and Pitman, R. L.** (2008b). *Globicephala macrorhynchus*. *IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2.*

- Teisl, M. F., Roe, B. and Hicks, R. L.** (2002). Can Eco-Labels Tune a Market? Evidence from Dolphin-Safe Labeling. *Journal of Environmental Economics and Management* **43**, 339–359.
- Thode, A., Straley, J., Tiemann, C. O., Folkert, K. and O’Connell, V.** (2007). Observations of potential acoustic cues that attract sperm whales to longline fishing in the Gulf of Alaska. *J. Acoust. Soc. Am.* **122**, 1265–1277.
- Tixier, P., Gasco, N., Duhamel, G., Viviant, M., Authier, M. and Guinet, C.** (2010). Interactions of Patagonian toothfish fisheries with killer and sperm whales in the Crozet islands Exclusive Economic Zone: an assessment of depredation levels and insights on possible mitigation strategies. *CCAMLR Sci.* **17**, 179–195.
- Trites, A. W., Pauly, D. and Christensen, C. B. F. and M. M. for P. and P. P. in the P. O.** (1997). Competition Between Fisheries and Marine Mammals for Prey and Primary Production in the Pacific Ocean. *Journal Of Northwest Atlantic Fishery Science* **22**, 173–187.
- Van Canneyt, O., Dorémus, G., Laran, S., Ridoux, V. and Watremez, P.** (2010). *Distribution et abondance de la mégafaune marine dans le sud-ouest de l’océan Indien tropical. Campagne REMMOA - Océan Indien.* La Rochelle, France: Université de La Rochelle.
- Varghese, S., Varghese, S. P. and Somvanshi, V. S.** (2007). Depredation in the longline fishery of the Indian waters. In *Workshop on the depredation in the tuna longline fisheries in the Indian Ocean, 9-10 July, 2007. Victoria, Seychelles.* (ed. IOTC), Victoria, Seychelles.
- Visser, I. N.** (2000). Killer whale (*Orcinus orca*) interactions with longline fisheries in New Zealand waters. *Aquat. Mamm.* **26**, 241–252.
- VLIZ** (2011). Maritime Boundaries Geodatabase, version 6.1. Disponible en ligne à l’adresse <http://www.vliz.be/vmdcdata/marbound>. Consulté le 05/07/2012.
- Wade, P. R. and Gerrodette, T.** (1993). Estimates of cetacean abundance and distribution in the eastern tropical Pacific. *Reports of the International Whaling Commission* **43**, 477–493.
- Waples, D. M., Read, A. J., Urian, K. W., Williams, L. E. and Swanner, D.** (2006). Depredation by small cetaceans. Pender Island, British Columbia, Canada.

- Ward, P. and Hindmarsh, S.** (2007). An overview of historical changes in the fishing gear and practices of pelagic longliners, with particular reference to Japan's Pacific fleet. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **17**, 501–516.
- Ward, P., Myers, R. A. and Blanchard, W.** (2004). Fish lost at sea: the effect of soak time on pelagic longline catches. *Fishery Bulletin* **102**, 179–195.
- Waring, G. T., Josephson, E., Fairfield, C. P. and Maze-Foley, K.** (2007). *U.S. Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments – 2007*. NOAA Tech. Memo.
- Werner, T., Kraus, S., Read, A. and Zollett, E.** (2006). Fishing techniques to reduce the bycatch of threatened marine animals. *Mar. Technol. Soc. J.* **40**, 50–68.
- Whitehead, H., Rendell, L., Osborne, R. W. and Würsig, B.** (2004). Culture and conservation of non-humans with reference to whales and dolphins: review and new directions. *Biol. Conserv.* **120**, 427–437.
- Wursig, B., Greene, C. J. and Jefferson, T.** (2001). Development of an air bubble curtain to reduce underwater noise of percussive piling. *Mar Environ Res* **49**, 79–93.
- Yano, K. and Dahlheim, M. E.** (1995). Killer whale, *Orcinus orca*, depredation on longline catches of bottomfish in the south-eastern Bering Sea and adjacent waters. *Fish. Bull.* **93**, 355–372.
- Zhang, P., Sun, N., Yao, Z. and Zhang, X.** (2011). Historical and current records of aquarium cetaceans in China. *Zoo Biology*.
- Zollett, E. A. and Read, A. J.** (2006). Depredation of catch by bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Florida king mackerel (*Scomberomorus cavalla*) troll fishery. *Fish. Bull.* **104**, 343–349.

Ce document a été imprimé par COPYSHOP - 1605 av. des Platanes - 34970 LATTES