



TECHNICAL REPORT

LARGE SHARK TAGGING PROGRAM IN NEW CALEDONIA

SHARKAL 06 - Chesterfield Reefs

Photo: Thomas Vignaud



Authors:
Eric CLUA
Malcolm FRANCIS
Serge PLANES
Thomas VIGNAUD
Jonathan WERRY



Le CRISP est un programme mis en œuvre dans le cadre de la politique développée par le Programme Régional Océanien pour l'Environnement afin de contribuer à la protection et la gestion durable des récifs coralliens des pays du Pacifique.

La cellule de coordination du CRISP est un projet du Secrétariat de la Communauté du Pacifique depuis avril 2008 afin d'assurer une coordination et une synergie maximales avec les actions de la CPS touchant à la gestion des écosystèmes coralliens.

L'initiative pour la protection et la gestion des récifs coralliens dans le Pacifique (CRISP), portée par la France et préparée par l'AFD dans un cadre interministériel depuis 2002, a pour but de développer une vision pour l'avenir de ces milieux uniques et des peuples qui en dépendent. Elle vise à mettre en place des stratégies et des projets visant à préserver leur biodiversité et à développer dans le futur les services économiques et environnementaux qu'ils apportent tant au niveau local que global. Elle est conçue, en outre, comme un vecteur d'intégration entre états développés (Australie, Nouvelle-Zélande, Japon, USA), collectivités françaises de l'outre-mer et pays en développement du Pacifique.

Pour ce faire, l'initiative développe une approche spécifique qui vise à :

- associer activités de réseau et projets de terrain ;
- articuler recherche, aménagement et développement ;
- combiner les apports de disciplines scientifiques diverses, incluant la biologie, l'écologie, l'économie, la sociologie, le droit et les sciences humaines ;
- intervenir sur l'ensemble des thèmes - terrestres et marins - intéressant les récifs (y compris l'assainissement et la gestion des bassins versants) ;
- ne pas créer de structure nouvelle mais apporter des ressources financières à des partenaires déjà opérationnels et souhaitant développer leurs activités dans un esprit de coopération régionale. C'est la raison pour laquelle l'initiative a été préparée sur la base d'un appel à propositions auprès de l'ensemble des institutions et réseaux.

Cellule de Coordination CRISP
Chef de programme : Eric CLUA
CPS - BP D5
98848 Nouméa Cedex
Nouvelle-Calédonie
Tél/Fax : (687) 26 54 71
E-mail : ericc@spc.int
www.crisponline.net

Les missions terrain mises en œuvre en Nouvelle-Calédonie sont validées par les services compétents du gouvernement et des Provinces Sud et Nord, associés au suivi et résultats des études. La logistique est fournie par l'Association Calédonienne pour la Recherche en Mer (ACREM)



Ce projet du CRISP est financé par les organisations suivantes :



Copyright : CRISP



Photo : M. Francis

Figure 5-1-1. Requin blanc adulte avec sur le dos (à gauche de l'aile dorsal) une balise archive relarguable qui vient d'être posée en Nouvelle-Zélande. En haut à gauche, le détail de la balise sur son support d'implantation.

Figure 5-1-1. Adult White shark with a PAT tag on its back (left side of the dorsal fin), that was just implanted in New Zealand. On the top left, the details of the tag on the tagging pole.

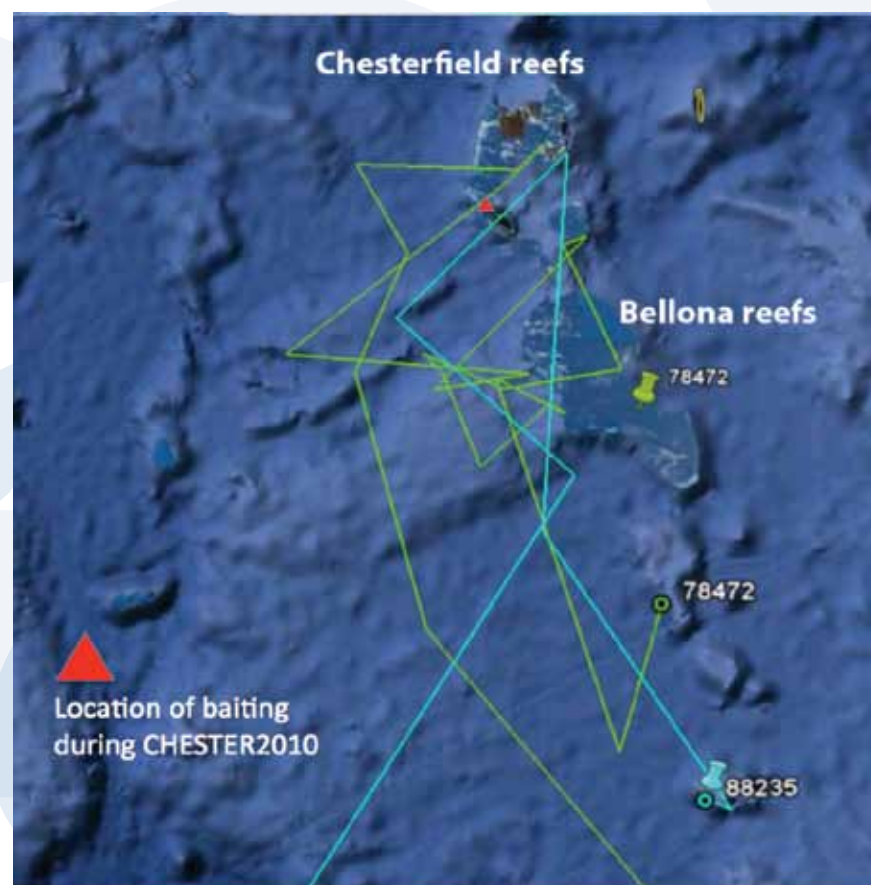


Figure 5-1-2. Popup locations of two PAT tags at Chesterfield Reefs (pins) and approximate tracks (lines) from white sharks tagged in New Zealand. For shark 78472 the popup location and track do not coincide because of delayed transmission of the popup position.

Figure 5-1-2. Popup locations of two PAT tags at Chesterfield Reefs (pins) and approximate tracks (lines) from white sharks tagged in New Zealand. For shark 78472 the popup location and track do not coincide because of delayed transmission of the popup position.

Introduction

Le requin blanc (*Carcharodon carcharias*) est connu pour sa capacité à migrer sur de longues distances entre les eaux Néo-Zélandaises et des zones tropicales du Pacifique Sud (Bonfil *et al.* 2010). Une étude sur le comportement du requin blanc et son utilisation de l'habitat océanique a débuté en Nouvelle-Zélande en 2005, et a intégré le marquage des animaux avec des balises archives satellitaires relarguables (PAT pour "Popup Archival Tags") (Figure 5-2). Ces balises enregistrent la profondeur, la température et la lumière, et restent fixées au requin pendant une période programmée par l'utilisateur. A la date déterminée, la balise se détache du requin, remonte à la surface d'où elle transmet les informations à destination du ou des satellites les plus proches. Le parcours du requin est recalculé à partir d'algorithmes qui utilisent les données de lumières pour évaluer les latitude et longitude à partir des heures de coucher, zénith et lever du soleil (Teo *et al.* 2004, Block *et al.* 2005).

Un total de 31 requins d'une taille variant entre 2,5 et 4,8 mètres (longueur totale) ont été balisés en Nouvelle-Zélande depuis 2005, autour des îles de Stewart et Chatham. La totalité (excepté un seul individu) des 22 requins dont les trajectoires ont pu être recalculées, se sont déplacés sur des centaines voire milliers de kilomètres à partir du site de marquage, et la plupart se sont dirigés vers des zones du Pacifique Sud entre la Grande Barrière de Corail, l'Australie Sud-Est et les Tonga. Des balises posées sur ces requins ont été relarguées à proximité des récifs des Chesterfield (Figure 5-3) (Duffy *et al.* in press). Ces résultats indiquent que les requins blancs fréquentant les eaux de Nouvelle-Zélande, Australie de l'Est et toutes les îles du Pacifique Sud-Ouest relèvent probablement d'un seul et même stock génétique, soulignant de fait la nécessité d'une gestion de cette population à un niveau international sous-régional (Clua and Séret in press). Plusieurs requins ayant été balisés sont revenus en Nouvelle-Zélande après leur séjour estival en zone tropicale mais, malheureusement, toutes les balises ont été relarguées avant ce retour (Duffy *et al.* in press). Les informations concernant ces trajets de retour sont donc très limitées, de même que celles concernant le comportement des requins au sein des eaux tropicales. Notre objectif dans le cadre de la mission CHESTER2010 était de baliser des requins blancs dans ces eaux tropicales pour obtenir des informations lors de leur retour vers la Nouvelle-Zélande. Nous ignorons pourquoi les requins blancs migrent vers les récifs des Chesterfield, sachant que cela peut être lié à la présence de baleines à bosse en période de mise-bas, accompagnées de leurs veaux, ou encore au potentiel alimentaire constitué par des agrégations de gros poissons (comme des Lutjanidae ou Lethrinidae) sur

les pentes des barrières récifales, ou encore à des proies pélagiques (type marlins et thons) (Clua and Séret in press).

1. Matériels et Méthodes

Entre le 11 et le 16 août 2010, le bateau Warren a été utilisé comme base logistique pour appâter à l'aide de "berley" (soupe de poisson mêlée à du sang de bovin) aux abords de la passe située au Nord de l'île Longue (approx. 19.860 oS, 158.303 oE) (Figure 5-1). Le navire était ancré sur des fonds avoisinant les 20-30 m, à la limite d'un chenal profond reliant l'intérieur du lagon aux eaux océaniques. De violents courants sont présents la plupart du temps dans cette zone, avec de courtes accalmies correspondant aux états de basse et haute mer. La majorité de l'appâtage a été conduit lors des marées descendantes, avec un courant sortant transportant les traces olfactives en direction de l'océan. Un total de 25 heures (de la journée) réparties sur 5 jours a été utilisé pour cet appâtage. Outre le berley incluant de la chair de thon et une grosse quantité (plus de 100 litres) de sang de vache (Fig. 5-4), des têtes et carcasses de thon ainsi que plusieurs barrils (de 180 l) de déchets de bovins (tête, estomac, fœtus) en provenance d'un abattoir, ont été jetés à la mer.

2. Résultats

Aucun requin blanc n'a pu être vu et approché grâce aux appâts. Un nombre très limité d'autres poissons ont été attirés et ont pu être observés ou capturés, à savoir quelques rares requins gris (*Carcharhinus amblyrhynchos*), pointes blanches (*C. albimarginatus*) et un pointe noire (*C. melanopterus*).

3. Discussion

Un tel effort d'appâtage laissait présager l'identification de requins blancs s'ils avaient été dans les parages. L'échec de cette opération peut être imputé à la saison: les baleines à bosse et leurs veaux, qui représentent une source alimentaire importante pour les requins blancs, n'étaient apparemment pas encore arrivés sur place à l'époque de la mission (voir le chapitre 6 de ce rapport). Un apâtage de nuit aurait peut-être été plus efficace, sachant que les données récentes fournies par les balises archives sur d'autres zones tropicales montrent que les requins blancs passent le plus clair de leur temps en journée sur des profondeurs de 200-400 m, et sont plus souvent en surface la nuit (Francis *et al.* 2011). Il n'était néanmoins pas possible, sans prise de risque excessive, de travailler la nuit à cet endroit de la passe.

Conclusion

Pendant notre expédition aux Chesterfield, un requin blanc a été aperçu à proximité de la Baie de Prony, dans le lagon sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie. Par ailleurs, une balise satellitaire PAT a été relarguée sur la côte Sud-Est de la Grande Terre, peu de temps après notre mission. Les tentatives futures de balisage des requins blancs semblent opportunes au Sud de la Grande-Terre, l'île des Pins et les hauts fonds d'Antigonia, où un nombre important d'occurrences de requins blancs ont été relevées, et où les baleines à bosse sont réputées s'agréger en hiver et au printemps (Clua and Séret in press).

Bibliographie

- Block B. A., Teo S. L. H., Walli A., Boustany A., Stokesbury M. J. W., Farwell C. J., Weng K. C., Dewar H. and Williams T. D., 2005. Electronic tagging and population structure of Atlantic bluefin tuna. *Nature* 434: 1121-1127.
- Bonfil R., Francis M.P., Duffy C., Manning M. and O'Brien S., 2010. Large-scale tropical movements and diving behavior of white sharks *Carcharodon carcharias* tagged off New Zealand. *Aquatic Biology*. Vol. 8: 115-123.
- Clua E. and Séret B., (in press) New Caledonia as a potential wintering ground for the white sharks (*Carcharodon carcharias*). In: Domeier, M. (ed.) "New perspectives on the biology of the white shark (*Carcharodon carcharias*)". TBD. CRC Press.
- Duffy C.A.J., Francis M.P., Manning M., Bonfil R., (in press). Regional population connectivity, oceanic habitat and return migration revealed by satellite tagging of white sharks (*Carcharodon carcharias*) at New Zealand aggregation sites. In: Domeier, M. (ed.) "New perspectives on the biology of the white shark (*Carcharodon carcharias*)". TBD. CRC Press.
- Francis M.P., Duffy C.A.J., Bonfil R., Manning M.J., (in press). The third dimension: vertical habitat use by white sharks (*Carcharodon carcharias*) in the open ocean and tropical waters of the South-west Pacific Ocean.

In: Domeier, M. (ed.) "New perspectives on the biology of the white shark (*Carcharodon carcharias*)". TBD. CRC Press.

Teo S.L.H., Boustany A.M., Blackwell S., Walli A., Weng K.C. and Block B. A., 2004. Validation of geolocation estimates based on light level and sea surface temperature from electronic tags. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 283: 81-98.



Figure 5-1-3. Malcolm Francis (NIWA) en train d'appâter avec du sang de vache dans la passe de l'île Longue où la présence de deux requins blancs a été révélée entre août et décembre 2009 par des trajectoires enregistrées par balises satellitaires

Figure 5-1-3. Malcolm Francis (NIWA) chumming with cow blood in the pass of Ile Longue where a satellite track show the presence of two white sharks between August and December in 2009.

CHAPTER 1

Introduction

The white shark (*Carcharodon carcharias*) is known for its capacity to operate long-distance migrations to reach New Zealand waters, and obviously migrate from them toward other locations in the South Pacific (Bonfil *et al.* 2005, Bonfil *et al.* 2010). A study of white shark behaviour and habitat requirements began in New Zealand waters in 2005, and has involved tagging sharks with popup archival transmitting (PAT) tags (Figure 1). These tags gather data on depth, temperature and light, and remain on the shark for a pre-programmed time period. On the designated date the tag pops up to the surface of the ocean and transmits data to passing satellites. An approximate track of the shark during the tag deployment period can be determined from the recorded light levels: latitude and longitude may be estimated from the times of dawn, dusk and midday (Teo *et al.* 2004, Block *et al.* 2005).

Thirty-one white sharks ranging from 2.5 m to 4.8 m total length have been tagged in New Zealand waters since 2005, mostly at Stewart Island and Chatham Islands. All but one of the 22 sharks for which tracks could be fitted travelled hundreds to thousands of kilometres from their tagging site, and most of them travelled to tropical locations in the South-west Pacific Ocean between the Great Barrier Reef, Australia, and Tonga. Tags from two of these sharks popped up at the Chesterfield Reefs (Figure 2) (Duffy *et al.* 2011).

These results indicate that white sharks in New Zealand, eastern Australia and the islands of the tropical South-west Pacific comprise a single stock, thus pointing to the need for international management of the population (Clua and Séret in press).

Several of the tagged sharks have returned to New Zealand following their tropical holidays, but unfortunately many of the tags have popped up before the sharks made the return movements (Duffy *et al.* 2011). We have little information about the return migrations, and few data on the behaviour of white sharks while in tropical waters. Our aim on the Chesterfield Reefs expedition was to deploy tags on white sharks in tropical waters in order to learn more about their behaviour while there, and about their migrations back to New Zealand. Our tagging results indicate that some white sharks inhabit the Chesterfield Reefs during winter. It is not known why white sharks migrate to the Chesterfield Reefs, but it may relate to the seasonal presence there of humpback whales and their calves, or the availability of large reef fishes (e.g. lutjanids and lethrinids) on the outside of drop-offs and pelagic fishes (e.g. tunas, marlins) as prey (Clua and Séret in press).

WHITE SHARKS AROUND CHESTERFIELD REEFS

MALCOM FRANCIS, ERIC CLUA

1. Materials and Methods

Between 11 and 16 August 2010, the vessel *Warren* was used to chum (berley) for white sharks near the north end of Ile Longue (approx. 19.860 °S, 158.303 °E) (Figure XX). We anchored in 20–30 m of water on the edge of the deep channel running between the main lagoon and the open sea. Strong currents flowed through this channel most of the time, interspersed with periods of slack water as the tide changed. Most chumming was done on an outgoing tide, which carried the chum trail seaward. A total of 25 hours was spent chumming, spread over five days during daylight hours. A variety of biological material was used as chum, including minced tuna flesh, tuna heads and frames, large amounts (more than 100 litres) of cow's blood (Figure 3), and several 180 litre barrels of cow parts (heads, stomachs, foetus) from an abattoir.

2. Results

No white sharks were attracted by the chum trails. Very few other fish were attracted either, with only a few grey reef sharks (*Carcharhinus amblyrhynchos*), silvertip sharks (*C. albimarginatus*) and a blacktip shark (*C. melanopterus*) being observed.

3. Discussion

Sufficient effort and chum were expended to attract white sharks if they had been in the vicinity. Our lack of success may have been due to timing: humpback whales, calves of which may be an important prey for white sharks, had apparently not yet arrived at the Chesterfield Reefs during our visit (see chapter 6 of this report). We might have been more successful if we had chummed at night, because recent PAT tag data from white sharks tagged elsewhere in the tropical SW Pacific indicate that they spend considerable time at depths of 200–400 m during the daytime, and more time near the surface at night. However it was logistically impossible to work in the reef channels at night (Francis *et al.* 2011).

Conclusion

During our expedition to Chesterfield Reefs, a white shark was seen near Prony Bay, southern New Caledonia. Furthermore a PAT tag from a New Zealand-tagged white shark popped up in south-eastern New Caledonia on 22 September 2010, soon after the end of our expedition. Future attempts to tag white sharks are recommended around southern Grande Terre, Iles des Pins and Antigonia Seamount, where there have been a considerable number of white shark sightings, or where humpback whales are known to aggregate (Clua and Séret in press).

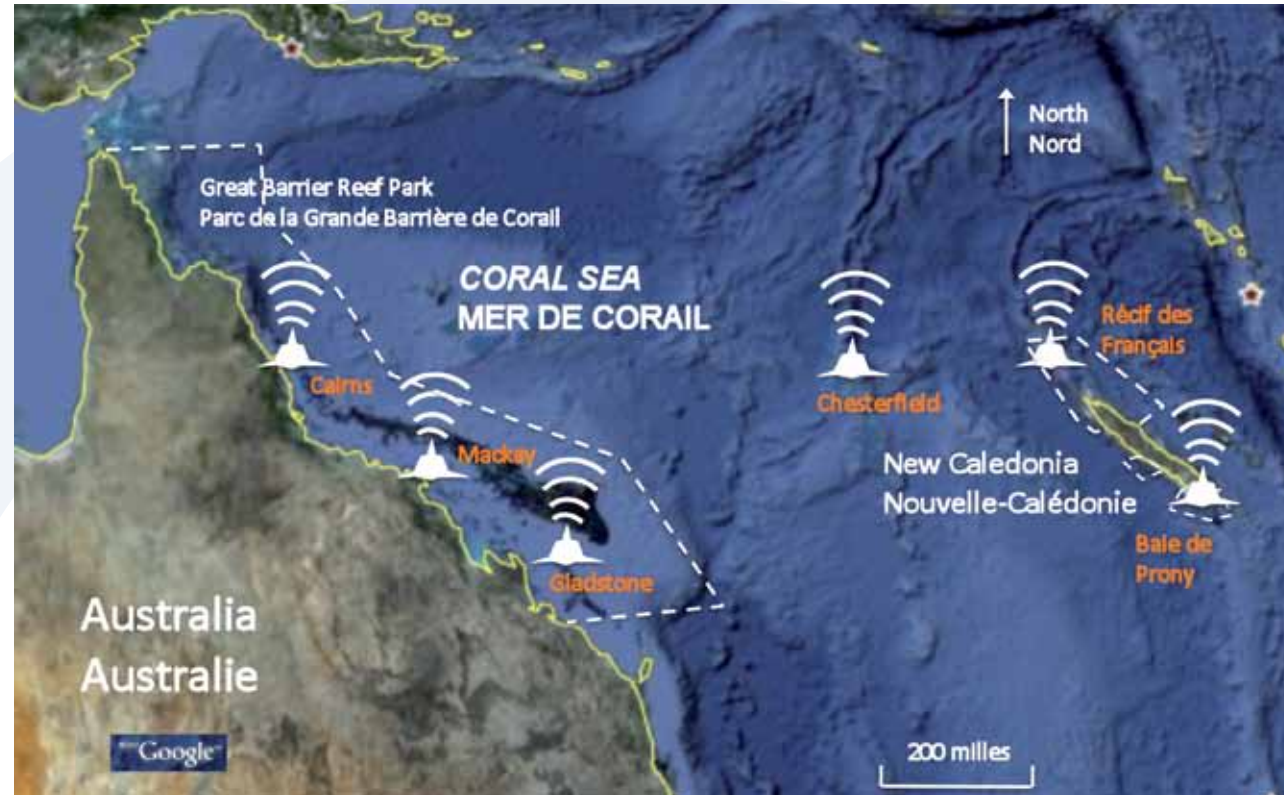


Figure 5-2-1. Les sites d'échantillonnage pour *G. cuvier* et d'autres espèces de grands requins dans la Mer de Corail, en Australie et en Nouvelle-Calédonie.

Figure 5-2-1. Sampling locations for tiger shark and other large shark species in the Coral Sea, Australia and New Caledonia.



Photo : T. Vignaud

Figure 5-2-2. Werry (gauche) et Clua (droite) réoxygénant le requin Tigre 4 (Tableau 1) après l'avoir marqué. Le Mk10-F est attaché au requin par un filin en acier.

Figure 5-2-2. Werry (left) and Clua reoxygenating Tiger 4 (Table 1) after tagging. Note the Mk10-F on a tether attached to the shark.

Contexte de l'étude : le projet « Connectivité en Mer de Corail »

Les populations de requins sont en déclin à l'échelle mondiale, principalement en raison de pratiques de pêche illégales et non contrôlées (del Monte-Luna *et al.* 2007). Des études récentes ont mis en évidence (1) le rôle critique de ces prédateurs dans la régulation de la diversité de la chaîne alimentaire, notamment grâce à l'approche descendante et (2) la préoccupation écologique en regard à leur surpêche (Baum *et al.* 2003, Myers *et al.* 2007, O'Connell *et al.* 2007, Stevens *et al.* 2000). La suppression des requins dans les récifs coralliens peut avoir de lourdes conséquences écologiques, modifiant le fonctionnement d'habitats de grande valeur. Par exemple, la modification des habitats à dominance corallienne par des algues a été attribuée à l'absence de requins dans l'écosystème de ces récifs (Bascompte *et al.* 2005). L'association avec les habitats de récifs coralliens de grande valeur peut varier selon les espèces de requins, selon leurs comportements, sédentaires ou migrateurs. L'amplitude du déplacement des espèces de requins peut ainsi déterminer leur interaction potentielle sur les activités de pêche et leur vulnérabilité face à ces pressions (Stevens *et al.* 2000). La compréhension du déplacement et de l'utilisation des habitats (et ainsi de la connectivité entre habitats) des principales espèces de requins tropicaux est donc essentielle tant pour la gestion et la conservation des populations de requins que pour les habitats des récifs coralliens qu'ils régulent.

Le Pacifique Sud présente une grande diversité à la fois dans l'étendue spatiale et dans la condition des habitats coralliens. Sur la côte orientale et à des latitudes similaires le long du Tropique du Capricorne, la plus grande barrière récifale au monde (dite « la Grande Barrière de Corail », GBC) s'étend le long de la côte Est de l'Australie. Plus à l'Est, la Nouvelle-Calédonie présente le deuxième plus grand récif lagunaire de l'hémisphère sud. Potentiellement, ce récif fonctionne comme un « nœud » reliant les îles Vanuatu, Fidji et Tonga, potentiellement jusqu'à la Polynésie française. En Australie, la GBC est inscrite comme site du patrimoine mondial depuis 1981 ; depuis 2008, plusieurs aires de Nouvelle-Calédonie, territoire français, ont également été listées, dont la zone adjacente à la baie de Prony en Province Sud. Ces récifs coralliens considérés comme étant de grande valeur ont été internationalement reconnus, et des informations sur la connectivité des populations de grands requins à

l'intérieur et entre ces récifs sont rares. À ce titre la protection de ces grands requins et de leurs habitats est une préoccupation dans cette région du Pacifique Sud.

Les Aires Marines Protégées (AMP) assurent la protection des habitats de récifs coralliens sources. Cependant elles ont rarement été testées pour leur efficacité à protéger les « superprédateurs » tels que les grands requins. La réserve marine du lagon Beqa à Fidji a été créée afin de protéger le site des grands requins bouledogues *Carcharhinus leucas* ; toutefois, il est reconnu que les requins tigres *Galeocerdo cuvier* par exemple, visitent brièvement ce site et restent vulnérables aux pressions dues à la pêche en dehors de cette réserve (Brunnshweiler et Earle 2006). Ces dernières années, la pratique des technologies acoustique et satellite a permis de mieux comprendre les modes de déplacement ainsi que le comportement des requins, qui permettent de définir des caractéristiques clés de la population : les domaines vitaux, l'ampleur des déplacements, le comportement migratoire, les préférences de profondeur et de température, les lieux de concentration, les habitats critiques, la gamme d'utilisation et de préférence de l'habitat ainsi que la durée de séjour (Heupel *et al.* 2006a, b, Weng *et al.* 2007). L'association de ces technologies avec des analyses génétiques telles que le marquage ADN peut également être une technique efficace permettant d'identifier l'étendue des déplacements d'une espèce à travers l'identification de la source des individus recapturés. Ces technologies fournissent des informations sur l'interconnexion des habitats à l'échelle des superprédateurs qui sont idéales pour déterminer un modèle approprié pour les AMP.

Le requin tigre, *Galeocerdo cuvier*, est le superprédateur principal des écosystèmes de récifs coralliens (Friedlander et DeMartini 2002). La distribution est mondiale mais ce type de requin se trouve plus particulièrement dans le Pacifique Sud, particulièrement en Australie et en Nouvelle-Calédonie (Last et Stevens 1994). Alors que *G. Cuvier* est généralement considéré comme une espèce côtière, on pense qu'il peut faire des migrations à longue distance de la côte, notamment entre les eaux tropicales australiennes et néo-calédoniennes. Ces migrations à longue distance reflètent les implications potentielles de conservation pour la gestion de ces habitats très

éloignés, s'étalant sur «l'autoroute» de la migration de la mégafaune marine. Le mouvement de cette espèce illustre la nécessité d'une meilleure connaissance des habitudes de déplacement, des besoins en habitat et de l'étendue de la connectivité entre les habitats des récifs coralliens pour les grands requins dans le Pacifique Sud. Ces données sont indispensables pour garantir une conservation efficace et fournir une protection à l'échelle spatiale de leur domaine vital. Les déplacements des autres grands requins tels que le Grand Blanc, *Carcharodon carcharias*, ont été observés entre la Nouvelle-Zélande, la Nouvelle-Calédonie, l'Australie et d'autres régions du Pacifique Sud, le long de latitudes similaires à celles du Tropique du Capricorne (Bonfil *et al.* 2010). Déterminer la connectivité des écosystèmes tropicaux de grande valeur à l'échelle des grands prédateurs, au sein de l'aire marine protégée de la Grande Barrière de corail (GBCAMP) en Australie et à travers la mer de Corail avec la Nouvelle-Calédonie, est essentiel pour la gestion des grands requins, des écosystèmes qu'ils semblent réguler et le cycle de vie des organismes marins qui reposent sur ces habitats. Identifier les voies de migration dans les eaux internationales est essentiel pour déterminer la vulnérabilité de ces grands requins, tels que *G. Cuvier*, aux pressions internationales de pêche.

Les aires marines protégées pour les superprédateurs exigent une détermination des centres d'activité des requins, des voies de migration et de la proportion de temps passé dans les zones possibles de gestion (Almany *et al.* 2007, Weng *et al.* 2007). À ce titre, le manque d'information sur le degré de connectivité des grands requins entre les habitats et les zones de gestion au sein de la GBCAMP à travers la mer de Corail et avec la Nouvelle-Calédonie, est un handicap important pour assurer une approche équilibrée de leur conservation d'une part et d'autre part fournir des solutions pour leur gestion. En même temps, nous constatons une préoccupation croissante du public concernant les grands et dangereux requins survenant dans les eaux australiennes et néo-calédoniennes, avec des risques accrus de rencontre entre les requins et les Hommes. Depuis 2007 suite à plusieurs décès dus à des attaques à la fois de grands requins tigres et de grands blancs en Nouvelle-Calédonie (Clua et Seret 2010), l'analyse de leur déplacement sur de longues distances ainsi que l'analyse de la fréquence à laquelle ils fréquentent les régions où l'activité humaine est élevée, sont essentielles pour initier une gestion afin de limiter le risque de rencontre dangereuse ceci tout en assurant des mesures de conservation de ce type de requins.

Objectif et localisation du projet « Connectivité en Mer de Corail »

Ce projet teste les hypothèses sur la connectivité des populations de requins tigres à la fois à l'intérieur et entre les habitats disjoints des récifs coralliens de grande valeur au sein de l'aire marine protégée de la Grande Barrière de Corail (Australie) et de la Nouvelle-Calédonie. Il aborde les lacunes sur les connaissances concernant le déplacement et la connectivité des grands requins, tout en se focalisant plus particulièrement sur les requins tigres, *G. cuvier*, en Australie, Mer de Corail et Nouvelle-Calédonie et également, si l'opportunité se présente, sur les grands requins blancs, *C. carcharias*, les requins bouledogues adultes, *Carcharhinus leucas*, et les grands requins marteau, *Sphyrna mokarran*. Les résultats de cette étude auront des implications importantes tant pour (1) la gestion et la conservation de *G. cuvier* ainsi que d'autres grands requins dans les zones de gestion de la GBCAMP et de la Nouvelle-Calédonie ; (2) la gestion de la pêche et les mesures de contrôle ; (3) l'obtention d'informations essentielles sur l'écologie des superprédateurs dans le Pacifique Sud.

Les objectifs de ce programme de recherche sont de déterminer la connectivité des habitats pour les grands requins (principalement *G. cuvier*) au sein de la GBCAMP en Australie et en Nouvelle-Calédonie ainsi que entre ces habitats dans la Mer de Corail, en utilisant une combinaison de techniques chimiques, de télémétrie acoustique et par satellite. Il sera ainsi possible de déterminer :

- les centres d'activité des requins ;
- la proportion de temps passé par les requins dans les zones de gestion et les habitats récifaux ;
- les points de concentration ou les zones de fidélité spécifique au site ;
- les voies de migration au sein de la Mer de Corail ;
- la mesure dans laquelle les grands requins fréquentent les zones littorales investies par les amateurs de plage, comparé au temps consacré par les requins dans les eaux océaniques de la GBCAMP et de la Nouvelle-Calédonie.

La Nouvelle-Calédonie est une île de récif corallien isolée dans le Pacifique Sud. En dehors de la Grande Barrière de Corail en Australie, elle possède le plus grand lagon récifal corallien. Sept sites d'échantillonnage ont été sélectionnés, avec trois principaux situés en Nouvelle-Calédonie : (1) la baie de Prony dans la Province Sud, (2) la Province Nord, et (3) les récifs Chesterfield (Figure 1). Trois sites complémentaires ont également été choisis à des latitudes similaires au sein de la GBCAMP en Australie : (1) Gladstone (23°50'S), (2) Mackay (21°07'S), et (3) Cairns (16°55'S) (Figure 1), ceci afin d'effectuer un parallèle avec la Nouvelle-Calédonie.

Introduction à l'étude aux Iles Chesterfield

Le but de cette recherche qui fait partie du projet « Connectivité en Mer de Corail », est d'acquérir une meilleure compréhension de la prise par unité d'effort (PUE), de la fidélité au site, et de l'ampleur des déplacements des requins tigres dans les eaux territoriales néo-calédoniennes et leur possible connectivité avec les eaux tropicales australiennes. Ainsi émanent trois principaux axes de recherche ; dans ce rapport, nous ne traiterons cependant qu'un seul axe : les prises par unité d'effort qui permettent de déterminer des tendances quant à la densité en requins tigres selon les sites concernés.

Dans ce cadre, nous présentons les données préliminaires sur les PUE des requins tigres aux îles Chesterfield, un archipel inhabité de récifs coralliens dans la mer de Corail, situé entre l'Australie et la Nouvelle-Calédonie. Ces résultats seront ensuite comparés aux PUE obtenus sur les côtes tropicales de la Nouvelle-Calédonie ainsi qu'avec ceux d'autres études similaires. Concernant les deux autres axes de recherche nous ne ferons que décrire la méthodologie, les résultats étant pour l'instant trop parcellaires pour en tirer des analyses fiables.

1. Méthodes

1.1 Site d'étude et méthode de capture

Les requins tigres ont été capturés dans le lagon à l'aide de lignes à main. Ces lignes consistent en un point d'ancrage en béton sur le fond, avec une corde de 8 mm reliée à la surface à plusieurs flotteurs de 20 L, distants de 3 à 5 mètres. Chaque ligne à main a un seul brin de 3 à 4 m de longueur, se terminant par 2 m en acier inoxydable tressé et un ou deux hameçons à thon N°8/0, dont l'ardillon a été écrasé. Pour faciliter l'analyse, chaque ligne à main est considérée comme un seul engin, quelque soit le nombre d'hameçon. Les lignes sont appâtées avec des têtes de thon ou des morceaux de vache provenant d'un abattoir de Nouvelle-Calédonie. Elles sont ensuite vérifiées toutes les deux heures et appâtées de nouveau si nécessaire. Si un requin est pris, la ligne à main est récupérée avec une portion de corde et un des bidons. Le requin est alors hâlé le long du bateau en aluminium de 4 m de longueur. Une corde est enroulée autour de la nageoire caudale afin de faciliter la prise en charge du requin avant qu'il ne soit placé dans un harnais spécialement conçu. Le requin est alors maintenu avec un courant d'eau suffisant passant au travers de ses branchies. Pour ce faire, le bateau est ancré et orienté de façon à ce que le requin soit face au courant. En cas de signe d'asphyxie du requin, le bateau est mobilisé en trainant le harnais afin d'augmenter l'intensité du flux d'eau passant par

les branchies. Un marquage acoustique interne est alors réalisé après que la morphométrie ait été effectuée, et qu'un échantillon de tissu ait été prélevé pour analyse ADN. La nageoire dorsale est entaillée et photographiée pour l'identification après recapture ou par simple photo-identification (cf. planche 1). La PUE est définie comme le nombre de requins capturés par hameçon déployé dans chaque site d'étude par unité de temps comparable (îles Chesterfield, Provinces Nord et Sud).

1.2 Balises acoustiques internes

Des balises acoustiques internes V16 (Vemco, Amirix), d'une durée de vie de 3 à 5 ans, sont placées dans la cavité périnéale de six requins tigres à l'aide d'une petite incision sur la paroi ventrale. L'incision est ensuite suturée. Au cours de la procédure de marquage, les requins sont maintenus sur le dos en état d'immobilité tonique (Henningsen 1994). Les balises et les équipements chirurgicaux sont nettoyés avant l'intervention. Les balises implantées peuvent être détectées par les récepteurs acoustiques (VR2W), placés à des endroits stratégiques sur le plancher océanique du lagon ; 7 ont été disposés aux Chesterfield (Figure E). Ces balises permettent de contrôler sur le long terme si les requins retournent vers les sites de capture et de donner ainsi un aperçu sur la fidélité au site de l'espèce dans les îles Chesterfield. A noter que les requins peuvent aussi être détectés par des récepteurs identiques placés sur la Grande Terre ou en Australie, la technologie étant la même.

1.3 Balises satellites ARGOS

Deux grands requins tigres ont été équipés de mini balises satellites Mk10-PAT (Pop-up Archival Transmission) (Wildlife Computers). Ces balises enregistrent la profondeur, la température de l'eau et les niveaux de lumière dans une fenêtre prédéterminée de trois heures et procure un historique des déplacements à grande distance des requins. En outre, deux autres grands requins sont marqués avec les balises MK10-F (Fastloc GPS capable). Ces balises, étant fixées pour des périodes de trois ou six mois, permettent une reconstitution des mouvements des requins tigres.

2. Résultats

Au total, 22 grands requins tigres ont été capturés dans les eaux territoriales de la Nouvelle-Calédonie sur une période de 46 jours, entre Janvier 2009 et août 2010, parmi lesquels vingt ont été marqués. Dans les îles Chesterfield, six grands requins tigres ont été capturés, marqués et relâchés en août 2010 avec sept jours d'effort

de pêche (Figure 3). La taille moyenne des requins dans les îles Chesterfield et la Province Nord était d'environ 300 cm (longueur totale, Figure 3). Globalement les prises par unité d'effort (PUE) étaient égales à 10,59 requins tigres pour 100 hameçons. Une tendance générale était évidente pour les PUE entre les sites en Nouvelle-Calédonie, et les îles Chesterfield présentant une moyenne élevée (0.3 requins tigres par hameçon), même si l'erreur type (SE) est élevée (Figure 4). Les Provinces Nord et Sud présentent des PUE moyennes similaires de 0.1 requins tigres par hameçon, même si l'effort de pêche varie de 9 jours dans la Province Nord à 30 jours dans la Province Sud. Dans l'ensemble,

Tableau 5-2-1. Morphométrie et balises acoustiques et par satellite des requins tigres capturés et relâchés dans les îles Chesterfield.

Table 5-2-1. Morphometrics and acoustic and satellite tags of tiger sharks captured and released in the Chesterfield Islands.

Requin tigre ID	Date de capture/ Date of capture	Genre Genus	Longueur totale / Total length (cm)	Balise acoustique ID/ acoustic tag ID	Balise par satellite, type et ID/ satellite Tag type and ID	Date de pop-off (première position Argos)/ Pop off date (first Argos position)	Durée de déploiement (jours)/ Duration of deployment (days)	Profondeur maximale pendant le déploiement (m)/ Max depth during deployment
Tigre 1	12/08/2010	F	260	554--	Mk10-PAT 95996	27/08/2010	15	312
Tigre 2	12/08/2010	F	310	64967	Mk10-PAT 95998	13/12/2010	93	536
Tigre 3	12/08/2010	F	330	64953				
Tigre 4	13/08/2010	F	270	64955	Mk10-F 64319	17/08/2010	4	752
Tigre 5	15/08/2010	F	332	64957	Mk10-F 64321	22/08/2010	7	880
Tigre 6	16/08/2010	M	310	64956				

la PUE tous sites confondus est équivalente à 10.59 requins tigres pour 100 hameçons.

Six grands requins tigres ont été marqués à l'aide de balises acoustiques internes V16, puis relâchés (Figure 5, Tableau 1). Deux de ces requins ont également été marqués avec des balises satellites, les mini Mk10-PAT (Figure 6), et deux autres avec des balises Mk10-F (Tableau 1). Ces balises ont été réglées pour des déploiements entre trois et six mois, mais toutes ont été prématurément libérées (voir Figure 7 pour les emplacements pop-off).

NB: dans les îles Chesterfield, un requin tigre a régurgité son contenu gastrique, composé de plumes d'oiseaux de mer, de restes d'une tortue imbriquée, *Eretmochelys imbricata*, et de restes divers (coquilles, becs, os et un

serpent de mer noir). En outre, un mérou géant (195 cm de longueur totale), *Epinephelus lanceolatus*, a été capturé sur la ligne à main et marqué avec un tag V16.

3. Discussion

3.1 Analyse des données de CPUE

La PUE globale de 10,59 requins tigres par équivalent de 100 hameçons de ligne à main est relativement élevée par rapport aux 3,67 requins tigres pour 100 hameçons de palangre observée dans l'étude

menée à Hawaii par Holland *et al.* (1999). Les taux de capture des requins tigres, estimés à des localisations différentes dans les eaux territoriales de Nouvelle-Calédonie, montrent des niveaux de capture inférieurs aux deux endroits habités par l'Homme, à savoir dans les Provinces Nord (Bélep) et Sud (Prony). À Hawaï, les chercheurs ont noté que les requins tigres sont constamment en mouvement dans un très grand domaine vital et, à ce titre, l'épuisement local à court terme n'entraînerait probablement pas une diminution localisée de la population à moins que la pêche ne soit effectuée de façon soutenue et continue, sur une période suffisamment prolongée pour réduire les populations au niveau régional (i.e. dans l'ensemble des îles d'Hawaï) (Holland *et al.* 2001).

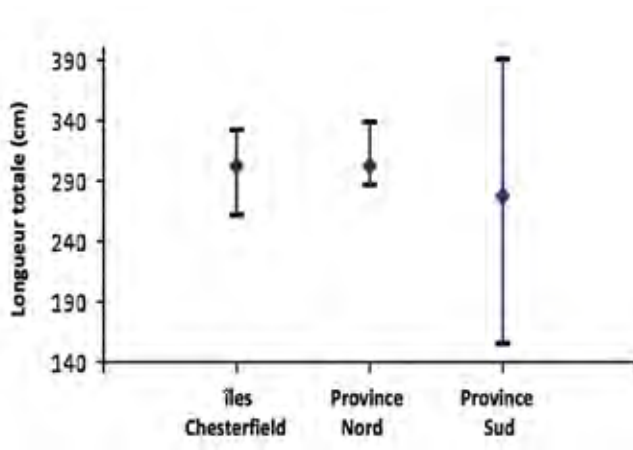


Figure 5-2-3. Longueur totale moyenne (cm) des requins tigres capturés et relâchés dans les eaux territoriales de Nouvelle-Calédonie. Les barres verticales représentent l'erreur type ($\pm$ SE).

Figure 5-2-3. Longueur totale moyenne (cm) des requins tigres capturés et relâchés dans les eaux territoriales de Nouvelle-Calédonie. Les barres verticales représentent l'erreur type ($\pm$ SE).

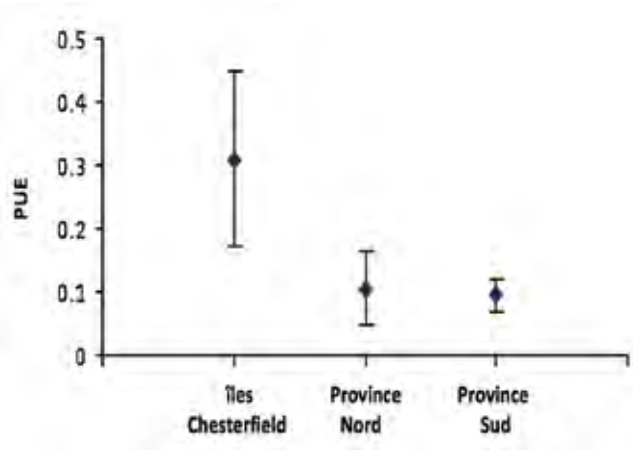


Figure 5-2-4. Moyenne des prises par unité d'effort (CPUE) (nombre de requins par hameçon) des requins tigres (n = 22) capturés, marqués et relâchés dans les eaux territoriales de Nouvelle-Calédonie. Deux requins n'ont pas été marqués en Province Sud. Les barres verticales représentent l'erreur type ($\pm$ SE). L'effort de pêche était différent suivant la localisation : 7 jours aux îles Chesterfield, 9 jours en Province Nord et 30 jours en Province Sud.

Figure 5-2-4. Mean CPUE (number of sharks/number of hooks) of tiger sharks (n=22) captured, tagged and released in New Caledonian territorial waters. Note two individuals were not tagged in the Southern Province. Vertical bars represent standard error. Effort varied according to the location: 7 days at the Chesterfield Islands, 9 days at the Northern Province and 30 days at the Southern Province.

Malgré une étude menée sur plusieurs années par Paul Rancurel, chercheur de l'ORSTOM, dans les années 1980, il n'existe malheureusement aucune donnée historique sur les niveaux de capture de requin tigre en Nouvelle-Calédonie. Certains témoignages fiables laissent néanmoins penser que les PUE dans les années 1980 étaient largement supérieures à celles d'aujourd'hui, en particulier dans le lagon Sud-Ouest et autour de l'île des Pins (P. Laboute, Comm. Pers.). Les exemples de captures intentionnelles de requins tigre dans le lagon ou les passes du lagon calédonien, souvent documentés par la presse locale, sont nombreux et il est indéniable qu'un nombre significatif de ces animaux ont été capturés par les pêcheurs artisanaux ou occasionnels des Provinces Nord et Sud, en particulier pour la vente des mâchoires. D'autre part, une pêcherie professionnelle à la palangre, ciblant les vivaneaux en eaux profondes et le thon mais à même de capturer des requins tigre, a été opérée de façon relativement soutenue dans les eaux océaniques de Nouvelle-Calédonie jusqu'au début des années 2000, et moins intensément jusqu'en 2010. Pour cette pêcherie aussi, le taux de capture des requins tigre reste indéterminé. Ces données, bien que très partielles, expliquent probablement la faiblesse relative des densités constatées dans le cadre de l'étude sur les sites anthropisés, au moins par rapport aux Chesterfield.

Le marquage satellite récent d'un requin tigre de 390 cm dans la Province Sud a montré que ce requin a pénétré dans les eaux océaniques de la mer de Corail, avant de retourner à proximité de l'endroit de sa capture en Province Sud. Ceci indique que cette espèce est prédisposée à la pêche à la palangre lors de ses migrations océaniques (Werry *et al.* 2010). La pêche illégale des requins pour leurs ailerons par des navires étrangers, a été confirmée dans les eaux de Nouvelle-Calédonie ; le fait tangible le plus récent étant un bateau de pêche taïwanais intercepté par l'armée française en 2007 aux abords des récifs de Chesterfield et Bellona, avec 7 tonnes de requins à bord (y compris des nageoires de grands requin tigre) (Anon. 2007). Il est à ce titre intéressant de noter les taux de capture de requins tigre reste élevé dans les îles Chesterfield malgré cette pêche illégale. L'hypothèse que ce taux de capture élevé repose sur une densité intrinsèque élevée sur les récifs des Chesterfield, ne peut être ni validée ni infirmée à ce stade. Elle nécessitera la collecte d'autres informations à venir dans le futur. Le taux de capture plus élevé lors de l'échantillonnage aux îles Chesterfield pourrait aussi s'expliquer par les importants efforts d'appâtage pour capturer un grand requin blanc sur ce même site (Francis, ce rapport), qui auraient contribué à concentrer les requins tigre sur le site de pêche. A noter néanmoins que l'utilisation de *beurley*¹ a également eu lieu au cours de l'effort de pêche dans les Provinces Nord et Sud, rendant les conditions de pêche similaires et suggérant que la tendance à un niveau de capture supérieur à cet endroit pourrait être mieux expliquée par d'autres facteurs explicités ci-après.

3.2 Hypothèse de la concentration saisonnière

Bien que nous ne disposions que de preuves de mesure à court terme (4 à 93 jours d'enregistrement débouchant sur des rayons d'action de quelques centaines de 100 km au mieux) du mouvement au sein de la mer de corail par les requins tigres marqués par satellite, le taux de capture plus élevé pourrait s'expliquer par la mobilité sous-régionale des grands requins tigre convergeant vers les îles Chesterfield depuis la Nouvelle-Calédonie et l'Australie, permettant soit la reconstitution et le maintien d'une population locale résidente, soit des concentrations saisonnières. Les îles Chesterfield sont un site réputé pour la nidification saisonnière des tortues vertes, *Chelonia mydas* (Rancurel 1974). L'effort de pêche dans ces îles au cours de cette étude a eu lieu en dehors de la période stricte de nidification des tortues, qui débute quelques semaines après ; cependant, le taux de capture des requins tigres reste élevé comparé aux autres endroits en Nouvelle-Calédonie. Il serait à ce titre intéressant d'effectuer des efforts de marquage dans les îles Chesterfield lors de la saison de nidification des tortues pour valider l'hypothèse de la concentration

saisonnière; une plus grande PUE de grands requins tigres pourrait être attendue dans la mesure où les requins tigres se déplacent autour des îles afin de profiter d'un plus grand nombre de tortues disponibles (Meyer *et al.* 2009). En outre, une extension des périodes de pêche aux îles Chesterfield (et en Province Nord) pourraient entraîner une plus large gamme de tailles, comparables à celles observées en Province Sud. Un modèle à explorer dans le futur est le déplacement possible des grands requins tigre vers les îles Chesterfield lors de la période de nidification des tortues, laissant un nombre réduit de grands requins tigres en Provinces Nord et Sud. Les petits requins tigres attaquent rarement les grosses tortues, qui sont plus facilement consommées par les grands requins tigres dont la taille et l'ouverture de mâchoire sont plus adaptées à de telles proies. Une hypothèse de ce modèle pourrait être que les requins tigres les plus grands, et en plus grand nombre, se retrouvent dans les îles Chesterfield lors de la période de reproduction des tortues. Le déplacement vers une source de nourriture saisonnière et abondante dans les îles Chesterfield pourrait également expliquer le taux de captures de requins tigres plus petits en Provinces Nord et Sud au cours de ces mêmes périodes. A noter que ce



Figure 5-2-5. Premières estimations des positions Argos (▲) provenant des balises satellites pop-off pour chacun des requins tigres marqués dans les îles Chesterfield, à l'Est des Chesterfield dans la mer de Corail. Le symbole ★ indique l'emplacement du marquage pour les requins. Se reporter au Tableau 1 pour la durée de déploiement pour chaque requin tigre.

Figure 5-2-5. First Argos position estimates (▲) from pop-off satellite tags for individual tiger sharks satellite tagged in the Chesterfield islands. ★ denotes the tagging location for the sharks. Refer to Table 1 for the deployment duration for each tiger shark.

modèle devrait inclure d'autres sites tel que l'archipel d'Entrecasteaux, en particulier l'île de Huon, connus aussi comme un site de reproduction des tortues vertes (E. Clua, Pers. Comm.).

3.3 Premiers résultats sur la mobilité et fidélité territoriale du requin tigre

L'analyse préliminaire des photos de nageoires dorsales de requins tigres provenant de la Province Sud entre 2002 et 2009, indique la recapture de deux grands requins tigre dans cette zone confirmant la fidélité au site sur le long terme (Read *et al.* 2010). En outre, neuf requins tigres sur dix, marqués d'une balise acoustique dans la Province Sud, ont été plusieurs fois détectés ou « recapturés » à l'aide des récepteurs acoustiques entre Janvier 2009 et août 2010 dans la Province Sud indiquant également la fidélité au site à cet endroit (Werry *et al.* 2010 et données non publiées). Les détections répétées de recaptures de huit requins tigre marqués à l'aide des balises acoustiques, étaient 50% plus élevées que par rapport au marquage conventionnel (12%) de 133 requins tigres dans une étude menée par Holland *et al.* (1999), suggérant que cette espèce présente un certain degré de fidélité au site, dans d'autres endroits plus éloignés. Heithaus (2001) a également trouvé un taux de recapture supérieur à 10 % provenant du marquage conventionnel des requins tigre dans Shark Bay, en Australie occidentale.

Les résultats préliminaires du marquage acoustique en Nouvelle-Calédonie montrent que les requins tigres de grande taille (> 2 m) présentent une fidélité territoriale (Werry *et al.* 2010). Le marquage par satellite des requins tigres dans les Chesterfield indique un déplacement loin de l'archipel vers la Mer de Corail, bien que les requins n'aient à ce jour pas parcourus des distances suffisantes

à partir des îles pour atteindre l'Australie continentale ou la Nouvelle-Calédonie (> 500 km) pendant la période de déploiement de la balise. L'attachement au site des îles Chesterfield à long terme des requins tigres marqués reste donc encore à établir. Néanmoins, le déplacement de tous les requins tigres marqués à partir de l'habitat des récifs coralliens vers les milieux océaniques profonds, où ils ont entrepris des plongées à des profondeurs de 321 à 880 m (Tableau 1), suggère qu'ils évoluent à la fois dans les habitats océaniques et des récifs coralliens dans les eaux néo-calédoniennes, à l'instar de ce qui a été décrit dans d'autres parties du Pacifique comme Hawaii (Papastamatiou *et al.* 2011).

Conclusion

Bien qu'il convienne d'être prudent en comparant les taux de captures provenant d'autres études, le nombre élevé global de captures de requins tigres en Nouvelle-Calédonie suggère une population en bonnes conditions. Dans de nombreux endroits du monde, la population de requins a été fortement réduite et les chances d'observer une réhabilitation des populations à court ou moyen terme, restent improbables. Les données préliminaires de cette étude suggèrent une opportunité exceptionnelle de pouvoir gérer durablement une population de grands prédateurs qui n'a pas subi de pressions excessive, et continuent à jouer leur rôle clef dans les écosystèmes récifaux calédoniens. Compte tenu du rôle potentiel que les îles Chesterfield semblent jouer en tant que zone de concentration pour les requins tigre, qu'elle soit temporaire ou permanente, nous recommandons qu'une interdiction de toute activité de pêche visant à la capture de ces requins et des autres grands requins pélagiques tels que le requin blanc (*Carcharodon carcharias*), soit appliquée autour des îles Chesterfield. Etant donné leur mobilité, il convient que cette interdiction soit aussi appliquée à l'échelle la région, si elle n'est pas encore en place, et que les moyens adéquats soient mis en œuvre pour assurer son application.

Remerciements

Cette mission a été financée conjointement sur financement AFD et du Ministère français de l'Ecologie et Développement Durable. Merci à Michael Berumen d'avoir fourni plusieurs récepteurs acoustiques et des balises satellites. Thomas Vignaud et Thomas Robertson ont aidé sur le terrain pour la capture et le marquage des requins tigres. Francis a aidé à la configuration des satellites ; des commentaires utiles ont été faits sur cet article par Nick Otway.



Figure 5-2-6. Relacher d'un requin tigre du harnais .

Figure 5-2-6. Releasing of a tiger shark from the harness.

Bibliographie

Anonymous (2007). Palangrier taiwanais: du requin plein les cales. Les Nouvelles Calédoniennes. Edition du 16 mai 2007.

Bascompte J, Melian C. J., Sala E. 2005. Interaction strength combinations and the overfishing of a marine food web. *Proc. Nat Acad. Sci. USA* 102, 101-117.

Bonfil R., Francis M. P., Duffy C., Manning, M. and O'Brien S. 2010. Large-scale tropical movements and diving behavior of white sharks *Carcharodon carcharias* tagged off New Zealand. *Aquatic Biology*. Vol. 8: 115-123.

Clua, E. and B. Séret (2010). Unprovoked fatal shark attack in Lifou island (Loyalty Islands, New Caledonia, South Pacific) by a Great White Shark, *Carcharodon carcharias*. *American journal of forensic medicine and pathology* 31 (3), 281-286.

Del Monte-Luna P., Lluch-Belda D., Serviere-Zaragoza E., Carmona R., Reyes-Bonilla H., *et al.* 2007. Marine extinctions revisited. *Fish and Fisheries* 8, 107-122.

Heithaus M.R. 2001. The biology of tiger sharks, *Galeocerdo cuvier*, in Shark Bay, Western Australia: sex ratio, size distribution, diet, and seasonal changes in catch rates. *Environmental Biology of Fishes* 61: 25-36.

Heithaus M.R. 2004. Predator-prey interactions. *In*: Carrier J.C., Musick J. and Heithaus M.R. (eds) The biology of sharks, skates, and rays. CRC Press, Boca Raton, Fla., pp. 487-521.

Henningsen A.D. 1994. Tonic immobility in 12 elasmobranchs: use as an aid in captive husbandry. *Zoological Biology* 13: 325-332.

Holland K.N., Wetherbee B.M., Lowe, C.G. and Meyer C.G. 1999. Movements of tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) in coastal Hawaiian waters. *Marine Biology* 134: 665-673.

Holland K.N., Bush A.C., Meyer C.G., Kajiura S.M., Wetherbee B.M. and Lowe C.G. 2001. Five tags applied to a single species in a single location: the tiger shark experience. *In*: Sibert J.R. and Nielsen J.L. (eds). Electronic tagging and tracking in marine fisheries. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, pp. 237-247.

Meyer C.G., Clark, T.B.; Papastamatiou Y.P., Whitney N.M. and Hollands K.M. 2009. Long-term movement patterns of tiger sharks *Galeocerdo cuvier* in Hawaii. *Marine Ecology Progress Series* 381: 223-235.

Meyer C.G., Yannis P., Papastamatiou Y.P. and Holland K.H. 2010. A multiple instrument approach to quantifying the movement patterns and habitat use of tiger (*Galeocerdo cuvier*) and Galapagos sharks (*Carcharhinus galapagensis*) at French Frigate Shoals, Hawaii. *Marine Biology* 157: 1857-1868.

O'Connell M., Shepherd T., O'Connell A., Myers R. (2007).

Long-term declines in two apex predators, bull sharks (*Carcharhinus leucas*) and alligator gar (*Atractosteus spatula*), in Lake Pontchartrain, an oligohaline estuary in southeastern Louisiana. *Estuaries and Coasts* 30, 567-574.

Papastamatiou Y. P., Cartamil D. P., Lowe C. G. *et al.* 2011. Scales of orientation, directed walks and movement path structure in sharks. *Journal of Animal Ecology* doi: 10.1111/j.1365-2656.2011.01815.x

Rancurel, P. (1974) Les tortues marines en Nouvelle-Calédonie. *Nature calédonienne*. N°7: 4 pp.

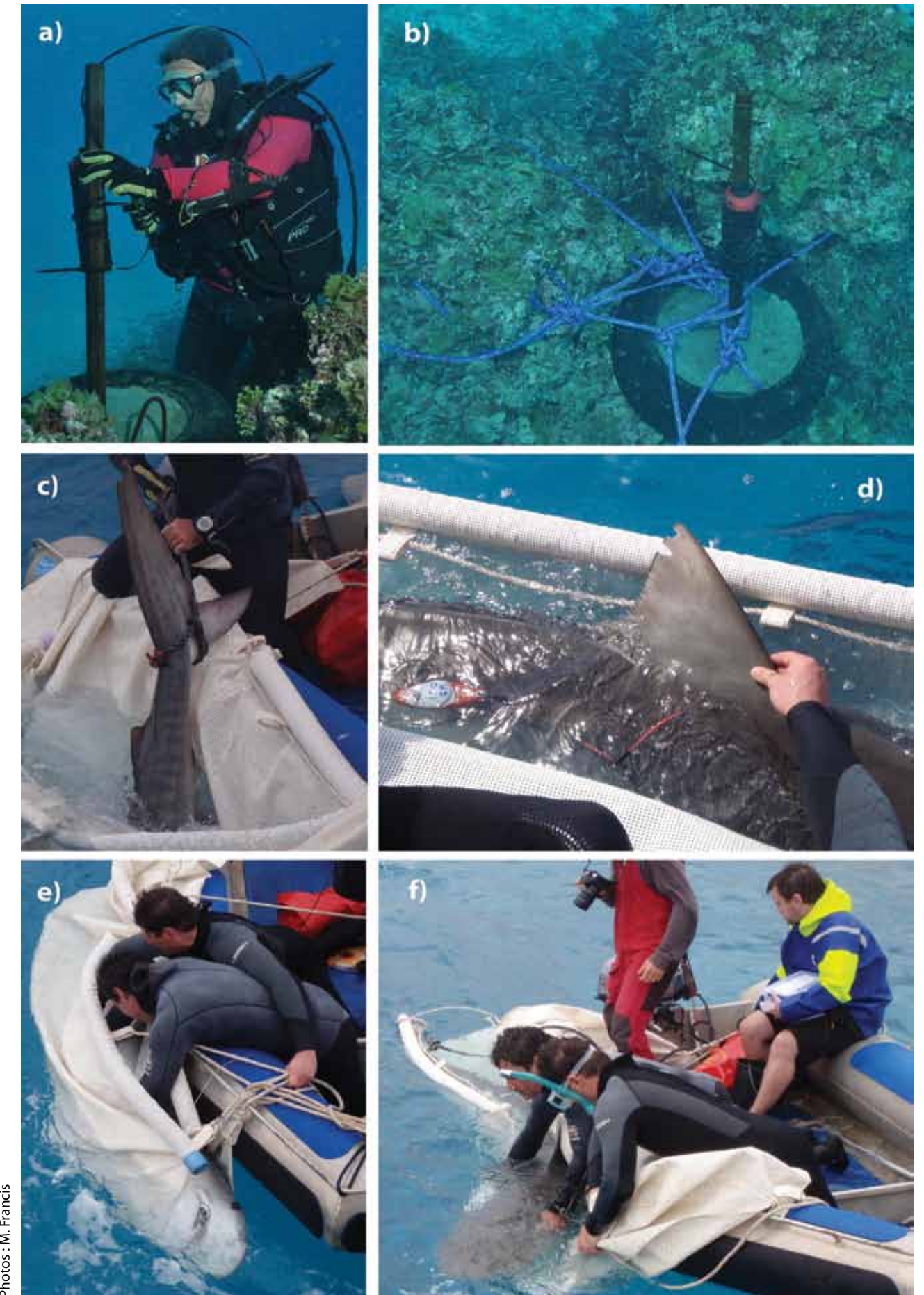
Read T.C., Lee S.Y., Werry J.M. and Clua E. 2010. Mark-recapture of tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) in New Caledonia: A photo-identification approach. Technical Report, CRISP, pp. 32.

Weng K., Boustany A., Pyle P., Anderson S., Brown A., Block B. (2007). Migration and habitat of white sharks (*Carcharodon carcharias*) in the eastern Pacific Ocean. *Marine Biology* 152, 877-894.

Werry J.M., Clua E. and Planes S. 2010. Results on movement of tiger, *Galeocerdo cuvier*, and other large shark species in Southern and Northern Provinces, New Caledonia. Technical Report for missions SharCal 04 (fieldwork conducted in January 2010) and SharCal 05 (fieldwork conducted in March 2010). Technical Report, CRISP, pp. 15.

Planche 5-2-1. (Ci-contre) Installation d'un récepteur acoustique VEMCO VR2 qui est fixé sur une tige métallique portée par un socle en ciment (a), lui-même amarré aux patates coralliennes adjacentes afin d'éviter son déplacement lors de forte houle. Contention d'un requin tigre qui est d'abord pris par la caudale pour être attiré dans un harnais spécial disposé le long du bateau (c), avant d'être identifié par des encoches sur la dorsale et implanté avec un tag satellitaire sur le dos (d) ; le requin est aussi mis en immobilité tonique pour implantation d'un tag acoustique dans la cavité péritonéale (e) avant d'être photographié et relâché (f).

Plate 5-2-1. (Right page) Underwater setting up of an acoustic receiver VEMCO VR2 which is attached to a metallic stick inserted in a cement anchor (a), which is tangled with the neighbouring patch reefs for avoiding any shift due to the strong currents. Retrieving of a tiger shark which is first hold by the tale and pulled in a harness along the boat (c), before being notched on the dorsal fin and set with a satellite tag on the back (d); the shark is also put under tonic immobility for the placement of an acoustic tag in the belly (e) before being photographed and released (f).



Photos : M. Francis

Context of the study: the project on “Coral sea connectivity”

Shark populations are declining on a global scale, largely due to illegal and uncontrolled fishing practices (del Monte-Luna *et al.* 2007). Recent studies have highlighted the critical role these apex predators play in regulating food chain diversity through top-down control and the ecological concern for their overfishing (Baum *et al.* 2003; Myers *et al.* 2007; O'Connell *et al.* 2007; Stevens *et al.* 2000). The removal of sharks from coral reef habitats can have dramatic ecological ramifications, altering the functioning of high-value habitats. For example, shifts in coral-dominated habitats to algae have been attributed to the absence of sharks from coral reef systems (Bascompte *et al.* 2005). Association with high-value coral reef habitats can vary with shark species, with some more sedentary and others migratory in their behaviour. The range of movement of shark species can therefore determine their potential interaction with fishing activities and their vulnerability to these pressures (Heupel *et al.* 2006a; Stevens *et al.* 2000). Understanding the movement and habitat use (and thus habitat connectivity) of key tropical shark species is therefore essential for both management and conservation of shark populations and the coral reef habitats they regulate.

In the South Pacific, there is wide variability in both the spatial extent and the condition of coral reef habitats. On the eastern seaboard of this region and at similar latitudes along the Tropic of Capricorn, the largest barrier reef system in the world (the Great Barrier Reef – GBR) extends along the east coast of Australia. Further to the east, New Caledonia is the second largest lagoonal reef system in the southern hemisphere and potentially operates as a ‘node’ for connectivity with the island regions of Vanuatu, Fiji and Tonga to French Polynesia. In Australia, the GBR has been listed as a world heritage site since 1981 and more recently in 2008 several areas in New Caledonia were also listed, including Prony Bay, in the Southern Province of this French Territory. Whilst these high-value coral reef habitats have been internationally recognised, information on the connectivity of populations of large sharks both within and between these habitats is scant and as such the protection of large sharks and their habitats in this region of the South Pacific is of concern.

Concepts such as Marine Protected Areas (MPAs) provide protection for source coral reef habitats, but have rarely been tested for their efficacy for protecting top-level predators such as large sharks. The shark marine reserve

at Beqa lagoon in Fiji was established to protect large site attached bull sharks, *Carcharhinus leucas*, however tiger sharks, *Galeocerdo cuvier*, for example are known to only briefly visit this site and remain vulnerable to fishing pressures outside the reserve (Brunnshweiler and Earle 2006). In recent years the application of acoustic and satellite technology has enabled significant insight into the movement patterns and behaviour of sharks, defining key population characteristics such as home ranges, extent of movement, migratory behaviour, depth and temperature preferences, hot spots, critical habitats, range of habitat use and preference and residency times (Heupel *et al.* 2006a; Heupel *et al.* 2006b; Weng *et al.* 2007). The coupling of these technologies with chemical analyses such as DNA tagging can also provide a powerful technique for identifying the extent of movement of a species through the identification of the source of recaptured individuals. These technologies provide detail on the inter-connectedness of habitats at the scale of top-level predators and as such are ideal for determining the appropriate design for top-level predator MPAs.

The tiger shark is the top-level predator in coral reef ecosystems (Friedlander and DeMartini 2002). It has a cosmopolitan distribution and occurs specifically throughout the South Pacific, including Australia and New Caledonia (Last and Stevens 1994). Whilst tiger sharks are generally considered attached to coral reef habitats, it is thought that they may undertake long-range migrations, potentially between Australian tropical waters and New Caledonia. These long-distance migrations between the two locations reflects the potential conservation implications for managing these widely separated habitats lying on a migration ‘highway’ for marine megafauna. Attaining migration data for large sharks is essential to ensure their effective conservation and provide protection at the spatial level of their home range. Movements of other large sharks such as the Great White, *Carcharodon carcharias*, have been found between New Zealand, New Caledonia, Australia and other regions of the South Pacific along similar latitudes of the Tropic of Capricorn (Bonfil *et al.* 2010). Determining the connectivity (i.e. days to years) of high-value tropical ecosystems at the scale of large predators within the Great Barrier Reef Marine Park (GRMPA) in Australia and across the Coral Sea with New Caledonia is important for the management of large sharks, the ecosystems they may regulate and the lifecycle of marine organisms that



Photo : T. Vignaud

Requin tigre (*Galeocerdo cuvier*) quittant le harnais dans le lequel il était contenu afin de lui apposer une balise acoustique dans la cavité péritonéale.

Tiger shark (*Galeocerdo cuvier*) leaving the harness where it was contained for the setting of an acoustic tag in the peritoneal cavity.

rely on these habitats. Identifying migration pathways across international waters is essential for determining the vulnerability of large sharks, such as tiger sharks, to international fishing pressures.

Marine Protected Areas for top-level predators require determination of centres of shark activity, migration pathways and proportion of time spent in potential management zones (Almany *et al.*, 2007, Weng *et al.*, 2007). As such the lack of information on the degree of connectivity of large sharks between habitats and management zones within the GBRMP, across the Coral Sea and with New Caledonia is a significant handicap to ensuring a balanced approach to their conservation and providing solutions for management. Concomitantly, there is increasing public concern about large and dangerous sharks occurring in New Caledonian and Australian waters, with increased risks of shark-human encounter. With several human deaths since 2007 attributed to both large tiger and white sharks in New Caledonia (Clua and Seret 2010), understanding the long-range movements of large sharks and how often they use regions of high human activity is essential for management initiatives to better reduce the potential of hazardous interaction whilst ensuring conservation measures.

Significance, objective and location of the overall project on “Coral sea connectivity”

This project aims to test hypotheses of connectivity of large shark populations both within and between disjunct high value coral reef habitats in the Great Barrier Reef Marine Park (Australia) and New Caledonia. This project addresses the knowledge gaps on movement and connectivity of large sharks with a specific focus in Australia, the Coral Sea and New Caledonia primarily for the tiger shark and where opportunity allows for the white shark and adult bull sharks. It is anticipated that the results of this study will have significant implications for the conservation of tiger sharks and other large sharks within the management areas in the GBRMP and New Caledonia, the management of regional shark fisheries, shark control measures and provide vital information on ecology of top-level predators in the South Pacific.

The objectives of this research program are to determine the connectivity of habitats for large sharks (primarily *G. cuvier*) both within the GBRMP in Australia and New Caledonia and between these habitats across the Coral Sea using a combination of chemical techniques and acoustic and satellite telemetry.

We specifically aim to determine:

- centres of shark activity,
- the proportion of time sharks spend in management zones and reef habitats, relative to time spent by

sharks in shelf and oceanic waters of the GBRMP and New Caledonia.

- identification of hot spots or areas of specific site fidelity,
- migration pathways across the Coral Sea.

New Caledonia is an isolated coral reef island in the South Pacific. Other than the Great Barrier Reef in Australia, New Caledonia has the largest coral reef lagoon in the Pacific. We have earmarked seven key sampling sites, with three key sites within New Caledonia: (1) Prony Bay in the South o, (2) Belep in northern section and (3) the Chesterfield reefs (Figure 1). We have also highlighted three complementary sites in the GBRMP at similar latitudes in Australia: (1) Gladstone (23° 50' S), (2) Mackay (21° 07' S) and, (3) Cairns (16° 55' S) (Figure 1). Sites in the GBRMP were chosen to provide sufficient data for north, mid and southern sections of the GBRMP along with a north, mid and southern section of New Caledonia.

Introduction to the Chesterfield study

The impetus for this specific research, which is part of the overall project on “Coral Sea connectivity”, is to acquire a better understanding of the catch-per-unit-effort (CPUE), site fidelity and extent of movements of tiger sharks in New Caledonian territorial waters and their potential connectivity with tropical Australian waters. Within this framework, we present preliminary data on CPUE of tiger sharks in the Chesterfield Islands, a remote uninhabited coral reef archipelago in the Coral Sea located between Australia and New Caledonia. These results will be compared to CPUE on the tropical coastline of New Caledonia and we discuss potential differences in catch rates of tiger sharks in other studies further afield. We also describe the methodology for the other two aspects of this research.

1. Methods

1.1 Study site and capture method

Tiger sharks were captured on setlines in the lagoon. The lines consisted of a concrete anchor with 8 mm rope leading to several 20 L floats separated by additional lengths of rope on the surface. Each set line had a single trace 3 to 4 m in length ending with 2 m of stainless steel braided leader and one or two 8/0 tuna hooks. For ease of analysis each setline was considered a single hook. Lines were baited with tuna heads or cow parts obtained from an abattoir in New Caledonia. Lines were then checked every two hours and rebaited if necessary. If a shark was caught, a length of rope with the trace attached was detached from the setline and the shark was then

brought along side of a 4 m aluminium research vessel. A tail rope was applied to enable better handling of the shark before being restrained in a specially designed harness. The shark was then maintained with sufficient water flow over the gills by anchoring the boat and facing the shark into the current. An internal acoustic tagging was carried out after morphometrics were taken along with a tissue sample for DNA analysis. The dorsal fin was notched and photographed for recapture identification (Cf. plate 1). CPUE was determined as the number of sharks caught/hooks deployed in the respective study locations (i.e. Chesterfield Islands and Northern and Southern provinces).

1.2 Internal acoustic tags

V16 internal acoustic tags (Vemco, Amirix) with a lifespan of 3 to 5 years were placed into the perineal cavity through a small incision in the ventral body wall of captured tiger sharks. The incision was then sutured. During the tagging procedure, sharks were maintained on their back in tonic immobility (Henningsen 1994). Tags and surgery equipment were cleaned prior to the surgery. The implanted tags can be detected by seven acoustic receivers (VR2W) that were placed at strategic locations on the lagoon sea floor (Figure E). These tags enable long-term monitoring of whether the sharks return to sites of capture and hence provide insight into the site fidelity of the species in the Chesterfield Islands.



Photo: S. Van Dijk

Figure 5-3-7. Balise satellitaire largable, modèle “Fastloc GPS capable”, sur le dos d’un requin tigre. Le système d’attache rallongé permet aussi à cette balise archive de transmettre en temps réel des données aux satellites les plus proches.

Figure 5-3-7. PAT tag “Fastloc GPS capable” model, set up on the back of a tiger shark. Thanks to its extended cable, this archival tag is also able to transmit information to the nearest satellite in real time.

1.3 Archival satellite tags

Selected large tiger sharks were also fitted with mini Mk10-PAT (Pop-up Archival Transmitting satellite tags) (Wildlife Computers). These tags record the depth, water temperature and light levels in predetermined 3 hour bins and provide a history of the sharks’ long-range movements. In addition further large sharks were tagged with Mk10-F (Fastloc GPS capable) tags. These tags were set for 3 or 6 months deployments and enable a reconstruction of the movement of the tiger sharks.

2. Results

In total 22 large tigers were captured in New Caledonian territorial waters during 46 days of fishing effort between January 2009 and August 2010. Of these, 20 were tagged. In the Chesterfield Islands, six large tiger sharks were captured, tagged (Table 1) and released in August 2010 with seven days fishing effort (Figure 3). Size of sharks at the Chesterfield Islands and Northern Province was around 300 cm total length (Figure 3). A trend was evident in CPUE between locations in New Caledonia, with Chesterfield Islands displaying a high mean CPUE (0.3 tiger sharks per hook), although the standard error was large (Figure 4). Northern and Southern Province displayed similar mean CPUE, of 0.1 tiger sharks per hook, although effort varied from nine days in the Northern Province and thirty days in the Southern Province. Overall CPUE across all locations was equivalent to 10.59 tiger shark/100 setline hooks.

Six large tiger sharks were internally tagged with V16 acoustic tags and released (Figure 5, Table 1). Two of these tigers were also tagged with mini Mk10-PAT satellite tags (Figure 6) and two with Mk10-F tags (Table 1). These tags were set for between 3 and 6 months deployments, but all released prematurely (see Figure 7 for pop-off locations). Of note, one tiger shark in the Chesterfield Islands regurgitated its stomach contents which contained seabird feathers, hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, remains (shell, beak and bones), and sea snake (black) remains. In addition, one Giant Grouper, *Epinephelus lanceolatus*, (195 cm total length) was also captured on the set lines and tagged with V16.

3. Discussion

3.1 CPUE trends

The overall CPUE of 10.59 tiger sharks per equivalent of 100 setline hooks is comparatively high compared to the 3.67 tiger sharks per 100 long line hooks in the study in Hawaii by Holland *et al.* (1999). CPUE of tiger sharks at spatially separated capture locations in the territorial waters of New Caledonia suggested a trend towards lower CPUE in the two locations inhabited by humans,

i.e. the Northern and Southern Provinces. In Hawaii, researchers noted that tiger sharks are constantly moving within very large home ranges and as such short-term localised depletion would probably not result in localised population reduction unless fishing was conducted continuously for a prolonged period sufficient to reduce populations at the regional level (i.e. whole of Hawaiian Islands) level (Holland *et al.* 2001).

IN spite of a study conducted in the 80s by P. Rancural, an ORSTEM researcher, there is no historical data on capture of Tiger shark in New Caledonia. Some reliable testimonies lead however to think that they were higher in the 1980's than nowadays, in particular in the Southern lagoon and around the Isle of Pines (P. Laboute, Pers. Comm.). Many captures by artisanal or occasional fishers were documented in the local newspaper and it is obvious that a significant number of Tiger sharks were removed around the Grande Terre, mainly for their jaws. Also, a longline fishery targeting deepwater snappers and tuna has operated in oceanic waters of New Caledonia in which shark has also been taken up until 2010; however, the catch of tiger shark in this fishery is unknown. These data, in spite of being partial, could explain the relative low density of Tiger shark that was assessed around the Grande Terre, submitted to a human pressure, in comparison with the Chesterfield reefs.

Recent satellite tagging of a 390 cm tiger shark in the Southern Province showed that this shark moved into oceanic waters of the Coral Sea before returning to the location of capture in the Southern Province indicating that this species is susceptible to longline fishing through its oceanic migrations (Werry *et al.* 2010). Fishing of sharks for fins by illegal foreign vessels has been confirmed in New Caledonian waters. The most recent being a Taiwanese fishing boat intercepted by the French military in 2007 with 7 tonnes of fin (including large tiger shark) on board (Anon. 2007). This pressure could be sufficient to impact tiger shark populations at the regional level.

It is interesting to note that the trend for potentially higher catch of tiger sharks in the Chesterfield Islands despite the fact the illegal fishing was identified in these Islands by the French military. The trend for higher CPUE of tiger shark for the Chesterfield Islands during sampling could be linked to a local intrinsic density of this species. The data provided by this mission will not be sufficient to validate this hypothesis that will require more data. The higher CPUE could also be due to extensive burleying efforts for white shark that also took place where the tiger sharks were captured (Francis, this report). Nonetheless burleying at a lesser extent, also took place during fishing efforts in the Northern and Southern Provinces suggesting the trend towards higher CPUE in the Chesterfields could be best explained by other factors driving tiger sharks into the area from further afield, that are developed here after.

3.2 Seasonal concentration hypothesis

Although we only had evidence of the short-term (4 to 93 days) extent (10's to 100+ km) of movement from the Chesterfield islands by the satellite tagged tiger sharks, the higher CPUE could be explained by large tiger sharks moving into the Chesterfield Islands from New Caledonia and Australia resulting in a replenishment of the localised stock and providing a buffer from localised depletion, or leading to some seasonal concentration.

The Chesterfield Islands are an important rockery for the seasonal nesting of green turtles, *Chelonia mydas* (Rancurel 1974). Fishing effort at the Chesterfield Islands during this study took place close but outside the specific turtle nesting period, however the catch of tiger sharks was still high during this period in relation to other locations in New Caledonia. Future tagging efforts in the Chesterfield Islands would be best directed during the turtle nesting season and a higher CPUE of large tiger sharks could be expected as tiger sharks may move into the islands to exploit the available turtles (Meyer *et al.* 2009). Furthermore, longer fishing times at the Chesterfield Islands and the Northern Province could result in broader size ranges similar to those observed in the Southern Province. One model to explore in the future is the possible movement of large tiger sharks to the Chesterfield Islands during turtle nesting, leaving reduced numbers of large tigers at the Northern and Southern Provinces. Small tiger sharks rarely prey on large turtles, whereas turtles are readily consumed by large tiger sharks which have the size and gape to deal with this prey. A hypothesis for this model could be larger tiger sharks in greater numbers occur in the Chesterfield Islands during turtle nesting. The movement towards a seasonally abundant food source in the Chesterfield Islands could also explain captures of smaller tiger sharks in the Northern and Southern Provinces during these periods. This model should include other places well known for turtle nesting such as the Entrecasteaux archipelago, in particular Huon island (E. Clua, Pers. Comm.).

3.3 Preliminary results on mobility and site fidelity for tiger sharks

Preliminary analysis of photos of tiger shark dorsal fins from the Southern Province between 2002 and 2009 indicates the recapture of two large tiger sharks in this area suggesting long term site fidelity (Read *et al.* 2010). In addition 8 of 10 tiger sharks acoustically tagged in Southern Province have been repeatedly detected or 'recaptured' on acoustic receivers between January 2009 and August 2010 in the Southern Province also indicating site fidelity for this location (Werry *et al.* 2010 and unpublished data). Repeat detections or 'recaptures' of eight acoustically tagged tiger sharks were also as

high as 50% compared to a recapture rate of 12% from conventional tagging of 133 tiger sharks in a study by Holland *et al.* (1999) further suggesting tiger sharks do display some degree of site fidelity in other locations further afield but could be biased by the tagging method. Heithaus (2001) also found a recapture rate of > 10% from conventional tagging of tiger sharks in Shark Bay, Western Australia. Our preliminary results of acoustically tagged tiger sharks support the evidence that large tiger sharks (> 2 m TL) in New Caledonia display site fidelity. Our satellite tagging of tiger sharks in Chesterfield indicates movement away from the islands into the Coral Sea, although the sharks didn't move distances from the Islands sufficient to reach mainland Australia or New Caledonia (i.e. > 500 km) during the period of tag deployment. Long-term site attachment of tagged tiger sharks to the Chesterfield Islands is yet to be established. Nonetheless, movement of all tagged tiger sharks from coral reef habitats into deep oceanic environments, where they undertook dives to depths of 321 to 880 m (Table 1), suggests they do rely on both oceanic and coral reef habitats in the Coral Sea, as it was described in other places around the Pacific such as Hawaii (Papastamatiou *et al.* 2011).

Conclusion

While caution should be exercised with the comparison of catch from different line methods in other studies, the high CPUE of tiger sharks in New Caledonia could suggest a vibrant population. In many examples around

the globe, shark stocks have been heavily depleted requiring major management initiatives. The preliminary data in this study however, suggest an opportunity for management to ensure tiger shark populations remain healthy in New Caledonia. Given the role that Chesterfield Island seem to play as a concentration area for tiger sharks, we recommend a ban of any fishing aiming at catching sharks should be enforce in the Chesterfield area, if it is not yet in place, providing the adequate means for insuring its enforcement.

Acknowledgments

This mission was jointly funded by AFD and the french Ministry of Environment and Sustainable Development. Thankyou to Michael Berumen for providing several acoustic receivers and satellite tags in a collaborative capacity. Thomas Vignaud and Thomas Robertson provided assistance in the field with the capture and tagging of tiger sharks. Malcolm Francis provided assistance with satellite configuration and helpful comments and discussion on this paper were provided by Nick Otway.

Figure 5-3-8. Werry et Clua en train de réoxygéner un requin tigre afin de garantir une récupération optimale après la pose de balises interne et externe.

Figure 5-3-8. Werry and Clua reoxygenating a tiger shark in order in insure optimum recovery after internal and external tagging.



Photo : T. Vignaud

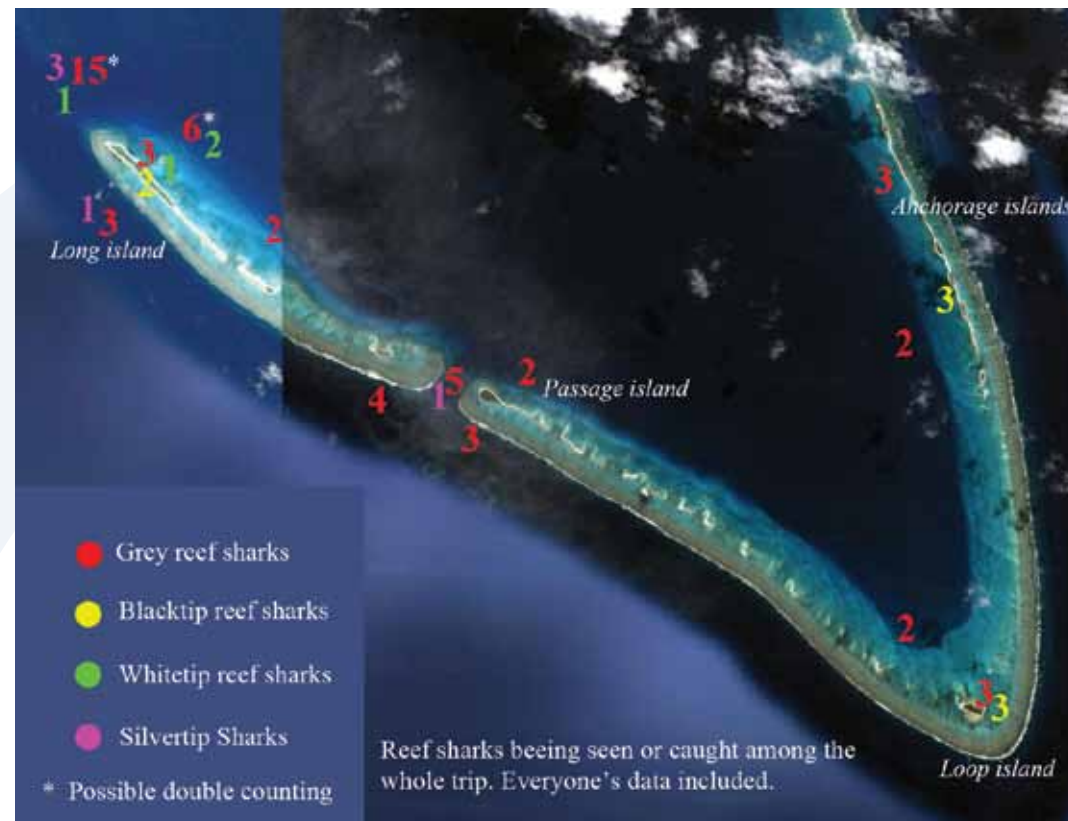


Figure 5-3-1. position et nombre d'observations de requins.

Figure 5-3-1. Location and number of the reef sharks sightings.

Figure 5-3-2. Site de pêche sur le côté Est de l'Îlot Loop. Les requins point noire juvéniles arrivaient d'eaux très peu profondes (<20 cm) et se jetaient sur l'hameçon. Les adultes et sub-adultes de la même espèce approchaient plus lentement et tournaient un moment dans la zone avant de s'approcher de l'hameçon. Ils n'ont pas tous été pris puisque certains sont partis sans avoir mordu.

Figure 5-3-2. Fishing site on the Eastern side of Loop Island. Juveniles' blacktip reef sharks arrived from very shallow waters (<20 cm) and rushed the hook immediately. Adults and sub-adults of blacktip reef and grey reef sharks approached slowly, roaming a few minutes in the area before approaching the hook. They weren't all caught as some of them refused to take the hook and swam away without biting.



Évaluation et échantillonnage des populations de requins côtiers de récif

Introduction

Le rôle essentiel que des grands prédateurs tels les requins jouent dans l'équilibre des écosystèmes récifaux a été largement documenté, ainsi que les effets potentiels et observés de leur déclin (Stevens *et al.* 2000, Baum *et al.* 2003, Sergio *et al.* 2006). A titre d'exemple, le déclin de l'abondance de 11 espèces de requins le long de la côte Est de l'Amérique du Nord a eu pour effet l'augmentation des populations de raies chauve-souris (*Rhinoptera bonasus*), ce qui a considérablement affecté les populations de pétoncles dont elles se nourrissent, entraînant la faillite de la pêche côtière locale (Heithaus *et al.* 2008). Dans les écosystèmes récifaux, l'absence de grands prédateurs a un impact significatif sur la biomasse totale des poissons et la structure de la pyramide trophique, et altère la santé des écosystèmes (Friedlander et De Martini, 2002). En réalisant des comptages visuels sous-marins sur des sites avec un gradient de densité des grands prédateurs, Sandin *et al.* (2010) ont montré que les espèces de poissons ciblées par les requins (et potentiellement par les pêcheurs) ont tendance à consacrer plus d'énergie pour la reproduction que pour leurs réserves somatiques. Ce phénomène conduit à un gain de biomasse dû à une augmentation du nombre d'individus, en dépit de leur taille inférieure à ceux qui n'étaient pas soumis à la prédation des requins. Malgré la démonstration de ce rôle et les arguments de la communauté scientifique en faveur de la protection des requins, la situation de leurs populations dans le monde entier ne s'est pas améliorée (Lack and Sant 2009). Leur exploitation commerciale repose sur la valeur de leurs ailerons sur le marché pour la consommation humaine (Brierley 2007). Les estimations des recettes annuelles mondiales du commerce des ailerons (y compris la vente des carcasses de requins et d'autres sous-produits) se situent entre 400 et 550 millions \$US, principalement concentrées en Asie du Sud-est (Clarke *et al.* 2007). Dans la mer de Corail voisine, les chiffres sur les populations de requins commencent à devenir inquiétants. En dépit d'être l'un des écosystèmes récifaux les mieux gérés de la planète, une étude sur la Grande Barrière de Corail (Australie) a documenté un effondrement en cours des populations de deux des espèces de requins de récif les plus abondantes. L'abondance des requins à pointes blanches de lagon (*Triaenodon obesus*) et des requins gris de récif (*Carcharhinus amblyrhynchos*) diminue respectivement de 7% et 17% par an (Robbins *et al.* 2006).

Les aires marines protégées (AMP) semblent pourtant être un outil efficace pour la conservation des requins (Dulvy 2006). Les effets positifs de ces AMP peuvent toutefois être masqués par le braconnage qui se produit dans la mer de Corail. A titre d'exemple, un bateau taiwanais a été arrêté en mai 2007 par la marine française dans la Zone Économique Exclusive de Nouvelle-Calédonie, à proximité des récifs des Chesterfield et Bellona, avec 7 tonnes de requins et encore 25 tonnes d'appâts à bord (Anon. 2007) (cf. planche 1).

La résilience des requins au sein des écosystèmes récifaux est limitée par leur très faible fécondité. Elle est, par ailleurs, fortement liée à la diversité génétique parmi les populations proches de congénères. Compte tenu de leur position centrale dans la mer de Corail, les récifs Chesterfield peuvent être considérés comme éloignés et isolés, ce qui signifie que les requins pourraient être facilement vulnérables à une surpêche qui mettrait rapidement en péril leur diversité génétique. Néanmoins, en s'appuyant sur le concept de la connectivité entre les récifs (Sale 2004), ces récifs peuvent aussi être considérés comme une étape relais entre les grandes populations de requins de récif d'Australie, de Nouvelle-Calédonie et potentiellement de Papouasie-Nouvelle-Guinée. Ainsi, le risque de dégradation de la variabilité génétique au sein des Chesterfield serait d'autant plus aigu que la connectivité entre les Chesterfield et le reste de la mer de Corail serait faible. Il convient donc de l'évaluer au plus vite.

Jusqu'à présent, aucune étude n'avait spécifiquement porté sur les requins de récif des Chesterfield. Dans ce contexte, il apparaissait donc essentiel de remplir les objectifs suivants dans le cadre de la mission CHESTER2010:

1. Réaliser une évaluation générale des populations de requins de récif dans la zone; cette étude comprendrait les espèces les plus communément rencontrées comme le requin pointe noire (*C. melanopterus*), le requin gris de récif (*C. amblyrhynchos*), le requin à pointes blanches de lagon (*T. obesus*) et le requin à pointes blanches des passes (*C. albimarginatus*);
2. Recueillir des échantillons de peau afin d'améliorer l'estimation de la taille des populations et d'identifier une possible signature génétique des requins des Chesterfield, afin de mieux comprendre la

connectivité génétique avec d’autres populations de la mer de Corail.

1. Matériel et Méthodes

Aucune publication scientifique n’a jamais été faite sur les espèces de requins de récif des Chesterfield, cependant des informations existent, principalement à travers des témoignages et articles de magazine. Avant et après la mission, nous avons rassemblé les principaux documents disponibles et nous avons interrogés plusieurs plongeurs expérimentés et fiables qui ont pratiqué les récifs Chesterfield, à la fois en Nouvelle-Calédonie et en Australie.

Pendant la mission, un des auteurs (TV) a consacré son temps essentiellement à la pêche au requin, soit à partir des plages d’îlots, soit d’un bateau. Des lignes manuelles composées de tresses métalliques montées sur des hameçons sans ardillon ont été utilisées pour capturer les requins. Chaque session comprenait a minima une ligne avec de petits appâts et parfois une autre ligne neutre avec des poissons morts pour attirer et concentrer les requins de récif. Quand un requin était attrapé, il était tiré hors de l’eau (sur la plage ou sur le bateau) pendant 1 à (maximum) 3 minutes. Le sexe était alors déterminé, l’individu mesuré et une biopsie était effectuée sur la queue ou la nageoire dorsale afin de permettre une analyse génétique. L’hameçon était finalement retiré avec des pinces et le requin libéré (cf. planche 1). Les appâts utilisés sur les lignes étaient composés de thon, thazard, poissons de récif frais ou bonite. Nous avons cumulé un total de 25 heures de pêche, dans 4 zones différentes (deux îlots, puis dans le lagon et dans une passe) (Figure E).

En plus des sessions de pêche, deux sessions d’échantillonnage sous l’eau (durée: 1 heure) ont été menées pour obtenir des biopsies de requins à l’aide d’une arbalète dont l’extrémité de la flèche était équipée d’un emporte-pièce. Tandis qu’un plongeur en apnée pêchait au fusil pour attirer les requins de la zone et créer une frénésie liée à la présence de poissons en détresse, l’autre plongeur réalisait les biopsies.

Enfin, les plongées effectuées par E. Clua et M. Francis lors de la mission et ce, indépendamment de leur objet (mise en place de récepteurs acoustiques, comptages de poissons, etc.) ont permis d’évaluer visuellement l’identification et l’abondance des requins de récif.

2. Résultats

2.1 Historique des densités de sur les requins aux Chesterfield

Une mission de plongée en apnée a été organisée en 1971 dans les récifs Chesterfield par une équipe australienne composée de plusieurs plongeurs qualifiés,

dont les célèbres Ron et Valerie Taylor (Harding 1971). Selon l’article du magazine, des densités très élevées de requins non habitués à l’homme ont été observées. Voici quelques extraits de l’article: «Personne ne soupçonnait que l’activité de requin serait aussi intense qu’elle l’était ...», «Les requins des Chesterfield étaient agressifs, et non pas simplement curieux ...», «Les requins sont curieux et nagent très près de nous», «Ces requins semblent être affamés, ils ont attaqué les hélices de nos petites embarcations et nageait frénétiquement autour en brisant la surface avec leurs nageoires dorsales», «(...) il suffisait juste de jeter un hameçon avec un appât dans l’eau et en moins d’une demi-minute, un lutjan rouge de 7kg était au bout de la ligne. Avant que le poisson puisse être sorti de l’eau un requin l’avait déjà attrapé...», «Les requins étaient si affamés qu’ils s’accrochaient à leur prise grâce à leur mâchoire telle un étou et n’abandonnaient qu’après avoir été entraînés complètement hors de l’eau. Un requin a même nagé hors de l’eau sur le récif découvert alors qu’il suivait un appât placé à quelques centimètres devant lui...”. Une interview de V. Taylor, réalisée par E. Clua en juin 2010 lors de la Conférence internationale sur les requins de Cairns, a confirmé les concentrations impressionnantes de requins côtiers dans les récifs des Chesterfield, tout comme l’article de magazine écrit par Harding (1971).

Plusieurs autres témoignages ont confirmé une très forte densité de requins de récif entre les années 70 et 80. Pierre Laboute est un ancien plongeur scientifique de l’IRD (ex-ORSTOM). Il a fait partie de plusieurs missions scientifiques dans la zone et a fait le commentaire suivant: «Lors d’une mission dans les années 70 qui a eu lieu vers le mois d’avril, je me souviens que nous étions témoins de l’éclosion de tortues vertes (*Chelonia mydas*), lorsque nous avons été entourés par plusieurs centaines de requins gris de récif (*Carcharhinus amblyrhynchos*), à proximité de l’île Longue, sur une profondeur d’environ 30 mètres. Ils étaient très excités. Nous avons dû nous replier sur le bateau, et des requins ont mordu deux fois l’hélice du bateau alors que le moteur était en marche, c’était incroyable...»

Des témoignages plus récents (2008) ne décrivent pas de telles concentrations, mais évoquent tout de même la présence de plusieurs requins de récif au cours de chaque plongée (G. Lasne, comm. pers.).

2.2 Résultats des pêches menées pendant la mission CHESTER2010

Un total de 19 requins ont été capturés. Ces captures étaient composées de 12 requins gris, 4 requins à pointe noire, 2 requins pointes blanches de lagon et 1 requin pointes blanches des passes (tableau 1).

NB: il est intéressant de noter que les requins gris de récif ont été capturés à partir de la plage dans des eaux peu profondes. C’est un fait très rare puisque les requins gris

restent habituellement dans des eaux plus profondes. Il a été rapporté que cette espèce peut être trouvée dans des eaux peu profondes lorsque le requin pointe noire n’y est pas présent. Ce pourrait être un indice indiquant que la population de requins pointe noire des récifs Chesterfield est peut-être faible et que leur présence est limitée à un environnement très peu profond situé entre les îles et le récif externe.

Tableau 5-3-1. Composition de la capture de la mission CHESTER2010.

Table 5-3-1. Catch composition of the CHESTER2010 mission.

Espèces/ Species	Individus capturés /Total number	Mâles/ Males	Femelles/ Females	Taille moyenne/ Average size	Sites/ Locations
<i>C. amblyrhynchos</i>	12	3	9	109	11 autour de l’île Longue, 1 à l’Îlot Loop/ 11 around Long Island, 1 from Loop island
<i>C. melanopterus</i>	4	2	2	105 (dont 2 de 70 cm)	1 autour de l’île Longue, 3 à l’Îlot Loop/ 1 from Long island, 3 from Loop island
<i>C. albimarginatus</i>	1	0	1	90	Passe nord de l’île Longue/ North pass of Long Island
<i>T. obesus</i>	2	0	2	105	Dans le lagon à l’Îlot Loop/ Inside the lagoon of Long Island

Les deux juvéniles que nous avons capturés lors de la mission étaient de requins pointe noire de récif qui mesuraient 70 cm et qui provenaient de ces zones peu profondes. Les plus gros requins de cette espèce provenaient généralement des eaux plus profondes (Fig. 2).

2.3 Comptage visuel sous-marin des requins de récif

La figure 3 compile les résultats qui comprennent 2 sessions d’échantillonnage ADN au cours desquelles aucune biopsie n’a pu être effectuée; des comptages visuels de requins de récif ont cependant été réalisés lors de ces sessions.

Tableau 5-3-2. Compilation des observations de requins de récif au cours de la mission CHESTER2010.

Table 5-3-2. Compilation of reef shark observations of the CHESTER2010 mission.

Espèces/ Species	Nombre d’individus observés/ Total number	Taille mini. estimée/ estimated minimum size	Taille maxi. observée/ Estimated max. size	Taille moyenne estimée/ Estimated average size
<i>C. amblyrhynchos</i>	50	90 cm	160 cm	110 cm
<i>C. melanopterus</i>	9	70 cm	150 cm	non applicable
<i>C. albimarginatus</i>	5	100 cm	150 cm	120 cm
<i>T. obesus</i>	4	100 cm	120 cm	110 cm

3. Discussion

D'après nos observations, les requins de récif sont présents aux Chesterfield en nombre très limité et de taille moyenne à faible. Les densités et distribution de taille observées sont comparables à celles des zones fortement exploitées dans le Pacifique. Par ailleurs, le comportement des requins confirme qu'ils sont pêchés.

3.1 Faiblesse des Captures Par Unité d'Effort (CPUE) pour les requins de récif

La CPUE est étroitement liée à la densité des requins, mais également à leur comportement d'évitement en présence d'engins de pêche. Ce comportement a été évident avec tous les requin et particulièrement les requins gris. Quelle que soit la méthode d'observation (sous l'eau ou du bateau), nous avons clairement vu les requins tourner autour de l'hameçon appâté, ingérer les morceaux de poisson qui étaient dispersés pour les attirer dans la zone, mais ils ont très rarement mordus à l'hameçon. Quand un requin venait tout près de l'hameçon, attiré par l'appât, il lui arrivait souvent de brutalement changer de direction, signe de grande nervosité et méfiance. Il est connu que les requins peuvent détecter le métal, mais ils n'en ont pas peur à moins d'avoir déjà été pris ou d'avoir vu d'autres individus se faire prendre (Spät *et al.* 2010). Ce comportement est une preuve irréfutable que les requins gris de récif des Chesterfield ont fait l'objet d'une pêche avec du matériel type tresses métalliques et gros hameçons. En complément du comportement d'évitement, la faible CPUE s'explique par une faible densité de requins. Nous avons parfois passés plus d'une heure à appâter avant que le premier requin ne se présente et jamais plus de 6 requins n'ont été vus en même temps.

Tableau 5-3-3. Comparaison des PPUE de requins pointe noire *C. melanopterus* selon la même méthode de capture.

Table 5-3-3. Comparison of CPUE of blacktip shark *C. melanopterus* following the same method of capture.

Pays/ Country	Nombre de requins pointe noire/ NB of Blacktip sharks	Effort de pêche/ Fishing effort	PPUE/ CPUE	Sources/ Reference
Polynésie française / French Polynesia (Archipel des Actéons)	234	52 h	4,5 requins/h	(Clua 2009)
Polynésie française/ French Polynesia(Rangiroa)	37	14 h	2,6 requins /h	(Vignaud 2008, données non publiées)
Polynésie française / French Polynesia (Fakahina)	42	37 h	1,1 requin/h	(Mourier <i>et al.</i> 2009)
Nouvelle Calédonie/ New Caledonia (Ilot Mato)	12	15 h	0,8 requin/h	(Vignaud and Clua 2010, données non publiées)
Chesterfield	4	25 h*	0,16 requin/h	Présente étude

La CPUE de la mission CHESTER2010 pour les requins pointe noire de récif, qui sont parmi les espèces les plus faciles à capturer dans un tel milieu, est de 0,16 requins/heure (tableau 3). Cette valeur est très inférieure à celle mesurée en Polynésie française (jusqu'à 4,5 requins/heure), ou sur les sites fortement exploités de Nouvelle-Calédonie (0,8 requins/heure). Même si la faible densité de requins pointe noire juvéniles nous amène à considérer que l'environnement des Chesterfield pourrait ne pas être un habitat optimal pour cette espèce, ces chiffres portent à croire que les requins de récif Chesterfield ont été pêchés dans un passé récent.

3.2 La taille moyenne des animaux

En plus d'être présents en faible densité, les requins des Chesterfield présentent également une faible taille moyenne, qui pourrait être un effet de la surpêche. Les tailles moyenne (110 cm) et maximale (160 cm) du requin gris de récif mesurées aux Chesterfield sont faibles pour une espèce qui peut atteindre une taille maximale de 220 cm LT (Compagno 2001). Dans lieu aussi éloigné et vierge que les Chesterfield, on pourrait s'attendre à capturer ou observer des animaux âgés et de grande taille (généralement des femelles) (Friedlander et De Martini 2002) mais ce ne fut pas le cas. Cela ne signifie pas qu'ils sont absents de la zone, mais qu'ils sont soit en très faible densité, soit en densités raisonnables mais qu'ils se tiennent éloignés de l'Homme. Il semblerait néanmoins que la plupart des adultes de grande taille aient été pêchés il y a quelques années et que nous ne puissions voir actuellement que les requins qui ont échappé à cette pression, et étaient juvéniles à l'époque. Les mêmes observations peuvent être faites sur les pointes blanches des passes *C. albimarginatus*. Tous les individus observés étaient jeunes et ce, même dans la passe de l'Ile Longue, qui a pourtant une forte influence océanique très favorable pour attirer les grands requins

de cette espèce. Nous avons cependant vu de très jeunes requins gris de récif, probablement nés en 2010, dont la présence prouve qu'il y a encore des accouplements d'adultes dans la zone (cf. planche 1). La figure 4 montre la différence importante de taille entre les requins gris capturés aux Chesterfield et à Moorea, une île pourtant anthropisée.

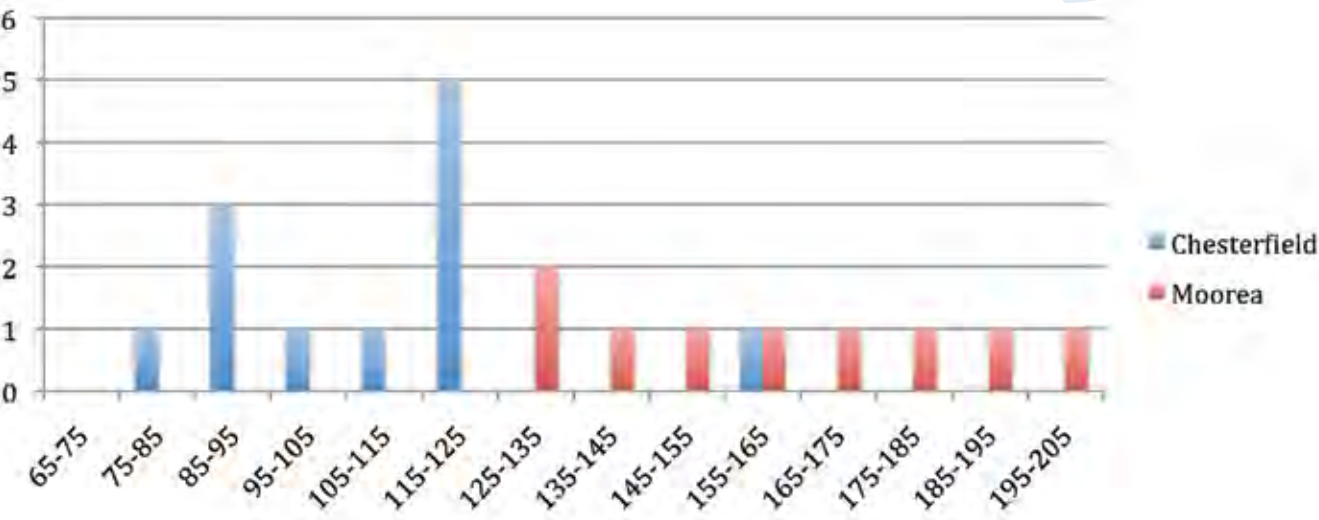


Figure 5-3-3. Comparaison de taille entre les requins gris de récifs (*C. amblyrhynchos*) capturés aux Chesterfield (bleu) et ceux captures à Moorea (rouge) en utilisant le même technique de pêche.

Figure 5-3-3. Sizes of the grey reef sharks (*C. amblyrhynchos*) caught in the Chesterfield (blue) compared to the one caught in Moorea (red), with the same fishing technique.

3.3 Nécessité de réaliser des échantillonnages d'ADN supplémentaires

Le nombre d'échantillons d'ADN prélevé est faible (n = 19) et ne permettra pas, par conséquent, d'avoir recours à la génétique pour obtenir une estimation fiable de la taille des populations des requins de récif, ni une idée générale de la connectivité des ces populations avec d'autres sites de la mer de Corail. Pour obtenir un résultat fiable, le nombre minimum d'échantillons requis pour une espèce donnée est d'environ 30. A ce titre, le nombre d'échantillons de requins gris de récif n'est lui-même pas suffisant (n = 12). À l'heure actuelle, les échantillons d'ADN récoltés ont été doublés : l'un est conservé à la CPS à Nouméa, et l'autre au CRILOBE à Moorea, où l'analyse génétique pourra être réalisée plus tard, quand le nombre requis d'échantillons aura pu être récolté. Dans la cadre de campagnes à venir, il serait intéressant de couvrir toute la zone des Chesterfield, qui couvre 300 km de long et 80 km de large, des récifs Bellona au sud aux récifs Bampton au nord. Certains de ces récifs peuvent abriter de plus fortes concentrations de requins qui n'ont pas été exploitées, et leur exploration permettrait de récolter eun nombre important d'échantillons d' ADN et d'avoir une vision

plus claire sur ce qui s'est potentiellement passé dans les récifs Chesterfield qui offrent un abri sûr pour les bateaux de pêche, et peuvent donc être ciblés en priorité.

Conclusion: Nécessité de mesures immédiates de conservation

Les requins ont une capacité lente à la régénération des stocks et ce, en raison d'une maturité sexuelle tardive, de petites portées et une longue période de gestation (Bonfil, 1994). Ces caractéristiques les rendent très vulnérables à la pêche, même de faible intensité. Cette vulnérabilité serait aggravée dans le cas où les récifs Chesterfield s'avèreraient être faiblement connectés en raison de leur isolement. Si c'est le cas, les nouveaux migrants en mesure d'apporter de la diversité génétique dans la population locale sont probablement très rares, et une population appauvrie ne peut pas récupérer de manière efficace. La meilleure option à court terme semble être de mettre en œuvre une protection totale des requins dans la zone des Chesterfield jusqu'à ce que potentiellement les évaluations s'améliorent. A noter que la mise en oeuvre d'une réglementation

devra s'accompagner de mesures efficaces d'application qui devront tenir compte de la taille et l'éloignement de l'endroit, et donc de la capacité de tout bateau illégal, notamment les palangriers, à infliger des dégâts significatifs en quelques jours seulement comme cela a très probablement été le cas dans le passé. La santé des récifs Chesterfield dépendra fortement de l'efficacité de l'application de ces mesures de conservation pour les requins de récif. Par ailleurs, il est recommandé d'organiser des campagnes d'échantillonnage d'ADN complémentaire dans la zone dans le but déterminer la résilience des populations locales de requin de récif et leur connectivité avec le reste de la mer de Corail, dont peuvent dépendre les modalités les plus adaptées de gestion durable.

Remerciements

Cette mission a été financée conjointement sur financement AFD et du Ministère français de l'Ecologie et Développement Durable., mis en oeuvre par le CRILOBE de MOOREA en partenariat avec la CPS.

Bibliographie

- Anonymous (2007). Palangrier taiwanais: du requin plein les cales. Les Nouvelles Calédonniennes. Edition du 16 mai 2007.
- Baum J. K., Myers R. A., Kehler D. G., Worm B., Harley S. J., Doherty P. A. (2003) Collapse and conservation of shark populations in the northwest Atlantic. *Science* 299, 389-392.
- Bonfil, R. (1994). Overview of world elasmobranch fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper*, 341. 119 pp.
- Brierley, A. S. (2007). Fisheries ecology: Hunger for shark fin soup drives clam chowder off the menu. *Current Biology* 17(14): R555-557.
- Clarke, S., McAllister, M. K., Milner-Gulland, E. J., Kirkwood, G. P., Michielsens, C. G. J., Agnew, D. J., Pikitch, E. K., Nakano, H. and M. S. Shivji (2006) Global estimates of shark catches using trade records from commercial markets. *Ecology Letters*, (2006) 9: 1115-1126.
- Clua, E. (2009) Campagne de prélèvements (17 au 28 mars 2009) de matériel génétique sur requins du genre *Carcharhinus* dans le cadre de la mission "Archipel des Actéons". Rapport technique du CRISP. 13 pp.
- Compagno L. J. V. (2001) Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Volume 2. Bullhead, mackerel and carpet sharks (Heterodontiformes, Lamniformes and Orectolobiformes). *FAO species catalogue for fisheries purposes* 2001; N°1, Vol. 2: 269 p.
- Dulvy, N. K. (2006) Conservation biology: strict marine

protected areas prevent reef shark declines. *Curr. Biol.* 16, R989-R991.

- Friedlander, A. M. and De Martini, E. E. (2002) Contrasts in density, size, and biomass of reef fishes between the northwestern and the main Hawaiian islands: the effects of fishing down apex predators. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 230, 253-264.
- Harding, J. Taylor R, Taylor, V. *et al.* (1971) A skindiving expedition to the remote Chesterfield Reefs. *Fathom Magazine*. 6: 7-23.
- Heithaus, M.R., Frid, A., Wirsing, A.J., Worm, B. (2008). Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends Ecol Evol.* 23(4): 202-210.
- Lack, M. and Sant, G. (2009) Trends in Global Shark Catch and Recent Developments in Management. *TRAFFIC International*.
- Mourier, J., Vignaud, T. and Planes, S. (2009). Rapport de la mission requins à Fakahina. Rapport CRILOBE pour le service de la pêche, 8pp.
- Myers R. A, Baum J. K., Shepherd T. D., Powers S. P., Peterson C. H. (2007) Cascading Effects of the Loss of Apex Predatory Sharks from a Coastal Ocean. *Science* 315, 1846-1850.
- Robbins, W.R., William, D., Hisano, M., Connolly, S. R. and Choat, J. H. (2006) Ongoing collapse of coral-reef shark populations. *Cur. Biol.* 16, 2314-2319.
- Sale, P. (2004) Connectivity, Recruitment Variation, and the Structure of Reef Fish Communities. *INTEGR. COMP. BIOL.*, 44:390-399.
- Sandin, S.A., S.M. Walsh, J.B.C. Jackson. (2009) Prey release, trophic cascades, and phase shifts in tropical nearshore marine ecosystems. In J. Estes and J. Terborgh (eds) *Trophic cascades*, Island Press.
- Sergio, F., Newton, I., Marchesi, L., and Pedrini, P. (2006). Ecological justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology* 43, 1049-1055.
- Spaet, J. L., Kessel, S. T., Gruber, S. H. (2010). Learned hook avoidance of lemon sharks (*Negaprion brevirostris*) based on electroreception and shock treatment. *Marine Biology Research*, July 2010, pp 399-407.
- Stevens J. D., Bonfil R., Dulvy N. K., Walker P. A. (2000) The effects of fishing on sharks, rays, and chimeras (chondrichthyans), and the implications for the marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* 57, 476-494.



Planche 5-3-1. En haut à gauche: page de couverture des "Nouvelles Calédonniennes" du 16 mai 2007, titrant l'arraisonnement d'un bateau braconnier taiwanais à proximité des récifs Chesterfield et Bellona. (a) T. Vignaud tenant un requin gris juvénile en état d'immobilité tonique. Exemples de requins de récif juvéniles qui ont été capturés lors de CHESTER2010 : (a) M. Francis avec un requin pointes blanches (*C. albimarginatus*); (c) un requin gris de récif sur le point d'être relâché (*C. amblyrhynchos*) et (d) un jeune requin pointe noire de l'année (*C. melanopterus*).

Plate 5-3-1. Cover page of the newspaper "Les Nouvelles Calédonniennes" on the 16 May 2007, headlining the arrest of a Taiwanese poaching boat loaded with tons of sharks from the Chesterfield reefs (top left). (a) T. Vignaud holding a juvenile grey reef shark through tonic immobility. Examples of juvenile reef sharks that were caught during CHESTER2010: M. Francis with a white tip shark (*C. albimarginatus*) (b); a grey reef shark (*C. amblyrhynchos*) about to be released (c) and a young-of-the-year black tip shark (*C. melanopterus*).

Photo : G. Lasne



Requin gris (*Carcharhinus amblyrhynchos*) survolant le substrat dur d'une passe où cette espèce est quasi-absente.
 rey reef shark (*Carcharhinus amblyrhynchos*) flying over the hard substrate of a passage where this species can hardly be found.

Acknowledgments

This mission was jointly funded by AFD and the french Ministry of Environment and Sustainable Development., under the implementation of CRIIBE from Moorea in partnership with SPC Nouméa.

Coastal reef sharks assessment and sampling

Introduction

The critical role that top predators such as sharks play in the balance of reef ecosystems has been widely documented, as well as the potential and observed effects of their decline (Stevens *et al.* 2000, Baum *et al.* 2003, Sergio *et al.* 2006). As an example, the decline in abundance of 11 shark species along the east coast of North America has increased cownose ray (*Rhinoptera bonasus*) populations, which significantly impacted scallops on which they feed (Heithaus *et al.* 2008). In reef ecosystems, the absence of apex predators has a significant impact on the total fish biomass and the structure of the trophic pyramid, altering the health of the ecosystems (Friedlander and De Martini 2002). Through underwater visual censuses conducted on sites with a gradient of densities of top predators, Sandin *et al.* (2010) showed that fish species targeted by shark (and potentially by fishermen) tended to allocate more energy to reproduction than to somatic storage; this phenomenon led to a gain in biomass based on more individuals, in spite of their smaller size compared to those which were not subjected to shark predation.

In spite of this well-demonstrated role, and the arguments of the scientific community in favor of shark conservation, the situation of their populations around the world has not improved (Lack and Sant 2009). The extractive activity of fishing relies on the market value for consumption, mainly motivated by the shark fin trade (Brierley 2007). Estimates of the world annual revenues from the fin trade (including the sale of shark carcasses and other by-products) ranges from US\$400 million to US\$550 million, mostly concentrated in the South-East Asia (Clarke *et al.* 2007). In the neighboring Coral Sea, the figure about shark populations starts to become alarming. In spite of being one of the world's most-well-managed reef ecosystems, a study on the Great Barrier Reef (Australia) has documented an ongoing collapse in two of the most abundant reef shark species. The populations of the whitetip (*Triaenodon obesus*) and gray reef (*Carcharhinus amblyrhynchos*) sharks have declined in abundance of 7% and 17% per annum, respectively (Robbins *et al.* 2006). Marine Protected Areas seem to be an efficient tool for shark conservation (Dulvy 2006). The positive effects of MPA may however be shaded by poaching which occurs in the Coral Sea. Amongst other examples, a Taiwanese boat was arrested in May 2007 by the French navy in the New Caledonian EEZ with a load onboard of 7 tons of sharks and still 25 tons of bait (Anon. 2007) (cf. Plate 1).

Shark resilience amongst reef ecosystems is limited by their very low fecundity and strongly linked to the genetic

diversity amongst the connected diverse populations of conspecifics. Given their central position in the Coral Sea, the Chesterfield reefs can be seen as a remote and isolated place, where reef sharks could be easily vulnerable to overfishing that could quickly jeopardize their genetic variability. Based on the concept of reef connectivity (Sale 2004), these reefs can also be seen as a relaying step between large populations of reef sharks that are present in Australia and New Caledonia, potentially Papua New Guinea. So far, there was not a single study that has been focusing on reef sharks of the Chesterfield. In this context, it appeared therefore critical to address the following objectives in the framework of the CHESTER2010 mission:

- to conduct a general assessment of reef sharks in the area; this study would include the most commonly seen species such as the blacktip reef shark (*C. melanopterus*), the grey reef shark (*C. amblyrhynchos*), the whitetip reef shark (*T. obesus*) and the silvertip shark (*C. albimarginatus*);
- to collect skin samples in order to improve the estimate of the populations' size and to identify a potential genetic signature from the Chesterfield sharks, in order to better understand the connectivity with other populations of the Coral Sea.

1. Material and methods

No scientific publications were ever made about reef shark species of the Chesterfield reefs, but information exists, mostly through testimonies and magazine articles. Before and after the mission, we therefore gathered all the documentation that was available and we interviewed several reliable people that had a diving experience in the Chesterfield Reefs, both in New Caledonia and Australia.

During the mission, one of us (TV) dedicated his time to shark fishing, either from the beaches of several islets, or from a boat. Every session included at least a baiting and sometimes heavy chumming with dead fishes to attract and concentrate the reef sharks. Hand lines with metal tresses and circled hooks with no barbells were used for restraining the sharks. When a shark was caught, it was pulled out of the water (either on the beach or on the boat) for 1-3 minutes. It was sexed, measured, a biopsy was made on the tail or the dorsal fin (for the purpose of genetic analysis), the hook was removed with long pliers and the shark was then released (cf. Plate 1). Baits used on the lines were tuna, wahoo, fresh reef fish or bonito. We

cumulated a total of 25 hours of fishing most of the time with 2 lines, and in 4 different areas (from two different islands, and from the boat in the lagoon and in the pass/outer reef) (Figure E).

In addition to the specific fishing sessions, two underwater sampling sessions (duration: 1 hour) were organized to get biopsies of sharks with a speargun specially equipped with a probe on the spear for skin biopsy. A free diver was in charge of spearing fish to attract around the sharks, and create feeding frenzies, while a second one was in charge of using the special gun for biopsy.

Finally, the dives conducted by EC and M. Francis during the mission, whatever their purpose (i.e. setting up of acoustic receivers, surveys for fish identification, etc.) were used for visually assessing the presence of sharks from both a qualitative and quantitative point of view.

2. Results

2.1 Background on the Chesterfield sharks densities

A skin diving mission was organized in 1971 in the Chesterfield reefs by an Australian team composed of several skilled divers, including the well known Ron and Valerie Taylor (Harding 1971). According to the magazine article, sharks were found in very high densities, and not used to see human beings. Here are some quotations from the article: "Nobody suspected that shark activity would be as intense as it was...", "The Chesterfield sharks were aggressive, not simply curious...", "The sharks were inquisitive and swam very close to us", "These sharks appeared to be starved, they attacked the propellers on our small boats and swam excitedly around, breaking the surface with their dorsal fins", "...It was just a matter of throwing a baited hook into the water, within half a minute it would hook a 15 pound Red Bass. Before that fish could be brought out of the water a shark would have it.", "The sharks were so hungry that once they grabbed hold of that bait they would not release their vice-like grip until they had been dragged completely clear of the water. One shark even swam out of the water and on to the exposed reef while following the bait being drawn a few inches ahead..." An interview by EC in June 2010 in Cairns, during the International Shark Conference, of V. Taylor, confirmed impressive concentrations of coastal sharks in the Chesterfield reefs, in accordance with the magazine article by Harding (1971).

Several other oral testimonies confirmed a very high density of reef sharks between the 70s and 80s. Pierre Laboute is a former scientific diver for IRD (former ORSTOM). He was part of several scientific missions in the area and made a specific comment: "During a mission that took place around April, between 1972 and 1980, I remember that we were witnessing the hatching of small green turtles (*Chelonia mydas*), when we have

been surrounded by several hundreds of grey reef sharks (*Carcharhinus amblyrhynchos*), close to the Ile Longue, in a depth of around 30 meters. They were very excited. We actually had to jump back on the boat, and some sharks bit twice the propeller of the boat as it was running; it was unbelievable..."

Testimonies about more recent experiences (2008) do not describe such concentrations but still mention a very high concentration and presence of reef shark during each dive (G. Lasne, Pers. Comm.)

2.2 Fishing during CHESTER2010

A total of 19 reef sharks were caught. This total was composed of 12 grey reef sharks, 4 blacktip reef sharks, 2 whitetip reef sharks and 1 silvertip shark (Table 1).

NB: An interesting fact is that grey reef sharks were caught in shallow waters, from the beach. This is a very rare fact, as grey reef sharks normally stay in deeper waters. It have been reported that this species could be found in shallow water when the blacktip reef shark wasn't present. This could be a clue indicating that the blacktip reef shark population of the Chesterfield is possibly low, restricted to specific extra-shallow environment, located between the islands and the outer-reef.

The two juveniles we caught during the mission were 70 cm blacktip reef sharks, coming from these shallow areas. Bigger sharks usually came from deeper waters (Fig. 2).

2.3 Underwater visual observation of reef sharks

See figure 3 for a compilation which includes the 2 underwater DNA sampling sessions which did not allow any biopsy but some visual censuses of reef sharks.

2.4 Synthesis of results

A cumulated total of around 65 sharks were seen during the 9 days of field. These were around 50 grey reef sharks, 9 blacktip sharks, 4 whitetip sharks and 5 silvertip sharks (Table 2).

In spite of a significant baiting, the 2 attempts for implementing underwater sampling of sharks were not successful and the only DNA samples were obtained through fishing (n=19).

3. Discussion

Reef sharks are present in Chesterfield reefs, but based on our observations in very limited numbers and with low average size. These densities and size distribution are comparable to heavily fished areas in the Pacific, and the sharks behavior confirms that they have been experiencing fishing.

3.1 Low Catch Per Unit of Effort for reef sharks

The CPUE closely depends on the shark density, but also on their avoidance behavior in presence of fishing gears. This behavior was obvious with all sharks, but particularly for the grey reefers. Whatever the observation mean (either underwater or from the boat), we clearly saw the sharks circling around the baited hook, eating the pieces of fish that were used to chum around the hook, but very scarcely taking it. When a shark would come very close to the hook, attracted by the bait, he would often brutally turn-away at the last moment. It is known that sharks can detect metal, but are never afraid of it until they experience being caught, or saw other individuals being caught (Spaet *et al.* 2010). This behavior is a definitive proof that the grey reef sharks of the Chesterfield have been experiencing fishing with heavy material (i.e. metal tresses and large hooks) in the past. In addition to strong avoidance behavior, the low CPUE can be explained by a low density of sharks. We sometimes spent more than one hour chumming before the first shark would show up. No more than 6 sharks were seen at the same time.

If we look at the black tip reef sharks, which is usually one of the easiest species to catch in such an environment, the CPUE of CHESTER2010, which are around 0,16 sharks/hour, are far behind those recorded in French Polynesia (up to 4,5 sharks/hour), and even lower than those experienced in impacted sites of New Caledonia (0,8 shark/hour) (Table 3). Even if the low density of juvenile blacktip sharks leads us to consider that the Chesterfield environment might not be an optimal habitat for this species, these figures lead us to strongly believe that Chesterfield reef sharks have definitely been fished in the recent past.

3.2 Average size of the animals

Besides being in low densities, Chesterfield sharks globally showed low average sizes, which could be an effect of overfishing. The average and maximum sizes of the grey reef shark recorded in the Chesterfield were always under 160 cm TL. This species can reach a maximum size of 220 cm TL (Compagno 2001). In a remote place such as Chesterfield, as far as it is quite pristine, we could expect to catch or observe some large animals (usually females) (Friedlander and De Martini 2002); but none were observed. It does not mean that none exist in the area, but they must be in low densities, and potentially hiding from the human presence. As a matter of fact, it seems that most of the large adults were fished in the past (a few years ago) and that we could only see the sharks which escaped from the fishing, that were juvenile by this time. The same comments can be made about the white tip *C. albimarginatus*, as all sighted individuals were young animals, even in the pass of Ile Longue, which has a strong oceanic influence, very favorable for attracting large sharks from this species. We saw however very young grey reef sharks, probably born

in 2010, which means there are still some adults mating in the area (cf. Plate 1). The Figure 4 shows the significant difference between the sizes of the sharks caught in the Chesterfield, compared to the one caught in Moorea.

3.3 Need for additional DNA sampling

The global number of DNA samples being low (n=19), it will not be possible to use genetics in short term to get a reliable estimation of the reef sharks populations' size, as well as an overall idea of their connectivity with other locations. The minimum required number of samples for a given species is around 30 for a reliable result, and even the samples from grey reef sharks are far to be sufficient (n=12). At the present time, DNA samples of reef sharks were split in two pieces, one being stored at SPC in Noumea, and the other one being stored at the CRILOBE in Moorea, where genetic analysis could be conducted later on, based on a suitable number of samples. An interesting move would be to cover the whole Chesterfield area, which is about 300 km long and 80 km large, from south Bellona reef to the north of Bampton island. Some of these areas might still have higher concentrations of sharks, and allow a clearer vision on what potentially happened in the Chesterfield reefs, as they offer a reliable shelter for fishing boats, and may therefore be impacted in priority.

Conclusion: Need for immediate conservation measures

As stated in the introduction, sharks have a slow capacity of stock repletion, due to a late sexual maturity, a small number of newborn and a long gestation period (Bonfil 1994). These characteristics make them very vulnerable to fishing, even under a low pressure. This vulnerability might be worsened in the case of the Chesterfield reefs, as the connectivity might be low due to the isolation of the place. If so, new migrants (in a position to input genetic diversity in the local population) are probably very rare, and a depleted population would hardly recover in a resilient way. The best short-term option seems to implement a total protection of sharks in and around the Chesterfield area, until the figures improve. However, any regulation will need a strong enforcement which is made difficult by the remoteness and the size of the place and the capacity for any illegal boat to quickly (in few days) and efficiently harm the place, with longline fishing specifically targeting sharks, as it probably occurred in the past. The health of the Chesterfield reefs will strongly depend on the efficiency of enforcing strong conservation measures for reef sharks. By the meanwhile, it is recommended to organize complementary DNA sampling campaigns in the area for being in a position to conduct genetic analysis aiming to determine the resilience of the local reef shark populations and the connectivity of the Chesterfield Reefs with the rest of the Coral Sea.