



C.R.A.

Centre de Ressources et  
d'Appui pour la gestion du  
risque requin

UR | UNIVERSITÉ  
DE LA RÉUNION

Master 2 : Biologie et Écosystèmes Tropicaux , Aquatiques, Littoraux et Insulaires



# Étude de faisabilité pour l'implémentation d'un réseau d'observation et d'échantillonnage de prédateurs marins côtiers à partir d'images vidéo sous-marines

Auteur : Naert Damien

Sous la direction de :

Sébastien Jaquemet : Maître de conférences

Eric Chateauminois : Directeur opérationnel du C.R.A.

Michael Hoareau : Chargé de mission innovation du C.R.A.

*Le présent rapport constitue un exercice pédagogique qui ne peut en aucun cas engager la responsabilité de l'Entreprise ou du Laboratoire d'accueil*



## Remerciements

En premier lieu, je remercie le **Sébastien JACQUEMET**. En tant qu'enseignant référant, il m'a aidé à trouver un stage que je n'aurais jamais rêvé trouver seul, et m'a ensuite guidé dans cette belle aventure.

Je tiens à remercier chaleureusement toute l'équipe du C.R.A. pour l'ensemble du soutien qu'ils m'ont apportés au cours de ce stage. Je remercie **Éric Chateauminois**, mon maître de stage, qui a été gentil et compréhensif envers moi, nous avons commencé ce stage sans savoir à quoi ressembleraient les dispositifs et petit à petit nous avons réussi ensemble à concevoir des appareils pratiques qui ont prouvé être fonctionnels. Je remercie également **David Guillemard** pour l'aide apportée concernant les résultats sur les données de pêches. **Michael Hoareau** pour sa présence à mes côtés sur le terrain et durant les longues heures d'embouteillages. **Jonas Djareri** pour m'avoir aidé lors de l'assemblage des B.R.U.V.s. (plus de 400 trous à la perceuse et 45 mètres de barre d'aluminium coupées !). Je remercie aussi **Olivier Bielène** pour m'avoir apporté de l'aide dans une période particulièrement difficile.

**Patrick Durville, Michel Guillomard, Thierry Mulochau et Stephanie**, on forme une « dream team », je vous remercie pour ces nombreuses sorties effectuées avec succès dans la joie et la bonne humeur.

J'aimerais aussi gratifier les efforts de **Etienne Meunier, Harold LascellesLoyd, Raphaël Fary-Olax, Margot Thibaud et Jade Lopez** qui ont eu l'amabilité de m'assister dans la rédaction de mon mémoire.

Un grand merci aussi à tous les professeurs de l'université et particulièrement **Laurence Humeau et Audrey Geiger** pour m'avoir aidé avec les analyses des données.

Finalement je remercie toutes celles et ceux avec qui nous avons partagé galères, idées, joies, tant de choses que ces quelques lignes ne peuvent résumer.

# Table des matières

Acronymes des abréviations : .....	5
<b>Introduction.....</b>	<b>6</b>
<b>I. Méthodes de mesure de la biodiversité .....</b>	<b>12</b>
1. Méthodes extractives de mesure de la biodiversité .....	12
2. Méthodes non extractives utilisant des caméras sous-marines .....	14
a) Méthodes existantes .....	14
b) B.R.U.V.s.....	16
c) R.U.V.s. ....	18
d) D.O.V.....	18
e) Caméras sous-marines à La Réunion.....	20
1. Développement expérimentaux innovants .....	22
<b>II. Matériels et méthodes .....</b>	<b>22</b>
1. Sites d'études.....	22
2. Systèmes utilisés .....	24
a) B.R.U.V.s.....	24
a) R.U.M.V.s.....	26
b) Phase d'essai des dispositifs .....	26
3. Déroulement des opérations .....	28
4. Traitement des images et base de données .....	28
a) Analyses des vidéos et photos .....	28
b) Bases de données .....	28
5. Analyses .....	30
a) Variations de la diversité spécifique en fonction du type de dispositif et d'habitat ..	30
b) Effet de la méthode sur les guildes et les niveaux trophiques .....	30
a) Comparaison des coûts de chaque méthode .....	32

<b>III. Résultats .....</b>	<b>32</b>
1. Synthèse des expérimentations R.U.M.V.s. et B.R.U.V.s.....	32
2. Effet de l'appât sur le peuplement de poissons observé.....	34
3. Effet de l'habitat sur les peuplements de poissons observés.....	36
<b>IV) Discussion.....</b>	<b>38</b>
1. Observation de chondrichthyens .....	38
2. Comparaison du peuplement observé par les deux méthodes.....	40
a) Effet de la présence ou de l'absence de l'appât.....	40
b) Différences du peuplement de poissons observé en fonction de l'habitat.....	44
c) Avantages et inconvénients des méthodes utilisées .....	44
<b>Conclusion et perspectives .....</b>	<b>46</b>
<b>Annexes .....</b>	<b>54</b>

## **Acronymes des abréviations :**

- C.R.A. : Centre de Ressources et d'Appui pour la gestion du risque requin
- B.R.U.V.s. : Baited Remote Underwater Video system
- R.U.M.V.s. : Remote Underwater Multiple Video system
- D.O.V. : Diver Operated Video
- T.O.W.V. : TOWed video
- S.M.A.R.T. : Shark Managment in Real Time
- C.P.U.E. : Captures Par Unité d'Effort
- A.U.V : Autonomus Underwater Vehicule
- R.U.V.s. : Remote Underwater Video system
- P.V.C : PolyVinyl Chloride
- V.L.C. : VideoLAN Client
- I.U.C.N. : International Union for Conservation of Nature
- C.H.A.R.C. : Connaissances de l'écologie et de l'HABitat de deux espèces de Requins Côtiers sur la côte Ouest de la Réunion
- A.F.C. : Analyse Factorielle des Correspondances
- D.C.P. : Dispositif de Concentration des Requins

## Introduction

Bien qu'une morsure de requin soit rare, la fréquence annuelle du nombre de morsures augmente mondialement depuis la fin des années 1980 ([“International Shark Attack File – Florida Museum of Natural History”](#)). Afin d'en comprendre les causes à une échelle globale, il faut considérer que la population humaine mondiale n'a pas cessé d'augmenter depuis 1980 (3 milliards d'habitants de plus) et que dans le même temps, le nombre de pratiquants de sports côtiers a lui-même considérablement augmenté avec la croissance des niveaux de vie, la littoralisation de la population mondiale, l'apparition de nouvelles activités de loisir (kite surf, stand up paddle, kayak de mer, wake board, planche à voile ...) et de nouveaux matériaux permettant de les pratiquer toute l'année ([Taglioni and Guiltat, 2015](#)). Les tendances de morsures de requin dans le monde seraient donc reliées au nombre croissant d'utilisateurs de la mer ([“World Attack Frequency Rates”, 2018](#)). Outre la croissance démographique, il est probable que la dégradation des écosystèmes marins ait une influence sur le comportement de recherche alimentaire des requins, les rapprochant ainsi des côtes. À La Réunion, 25 morsures de requin ont été recensées depuis 2011 dont 9 mortelles, avec la dernière en date le 29 mars 2017 ([“Info-Requin”, 2018](#)). Il semblerait que la fréquence de morsures ait particulièrement augmenté depuis l'année 2011, essentiellement sur la côte ouest de l'île, où une grande partie des activités nautiques se déroulent. Ces morsures, principalement imputées aux requins bouledogue (*Carcharhinus leucas*) et tigre (*Galeocerdo cuvier*), ont concerné différents types d'utilisateurs de la mer, particulièrement les pratiquants de sports de glisse, mais également des baigneurs. Contrairement aux tendances mondiales, il est peu probable que la forte augmentation récente des attaques de requins à La Réunion soit le seul fait de l'augmentation du nombre d'utilisateurs de la mer. En effet, le taux annuel d'incidence des morsures de requins et a été multiplié par 23 sur la période 2005-2016 ([Lagabrielle et al., 2018](#)). Beaucoup d'hypothèses ont été émises pour expliquer ce phénomène (création de la réserve marine, ferme aquacole, arrêt de la commercialisation de la chair de requins, rejet des déchets de pêche, dégradation de l'habitat, perte des requins de récif, etc.) mais il est apparu qu'aucune de ces hypothèses n'avait été jusque-là explorée et encore moins démontrée ([Soria et al., 2015](#)).

Face à cette situation, les autorités ont mis en place un plan gouvernemental « requin » dont les objectifs sont de prévenir et réduire le risque requin à La Réunion de façon durable, c'est-à-dire en prenant en compte les dimensions économiques, sociales et environnementales de cette « crise requin » ([Taglioni and Guiltat, 2015](#)). Afin d'assurer la bonne réalisation de ce plan,





l'ensemble des acteurs a souhaité s'associer et créer une structure partenariale nommée le Centre de Ressource est d'Appui pour la gestion du risque requin (C.R.A.). Ce centre d'expertise a été créé en avril 2016 et a pour vocation d'apporter son appui administratif, juridique, technique et scientifique aux membres de l'association dans le cadre de leurs actions visant à réduire le risque requin.

La problématique des morsures de requins n'est pas récente dans de nombreux pays côtiers comme l'Afrique du Sud, l'Australie, la Nouvelle Zélande, le Brésil, les États-Unis (Hawaii, Floride), l'Égypte et le Mexique. Dans l'ensemble de ces pays, parmi les mesures envisagées (filets d'exclusion, réglementation de la période de fréquentation des plages, etc.), des programmes de pêche préventive ont été mis en place (Chapman, 2017). L'objectif étant de retirer du milieu suffisamment de requins dangereux, pour diminuer la probabilité de morsure (Davies, 1966 ; Cliff and Dudley, 1991 ; Last and Stevens, 1994). Le choix de ce type de programme est souvent lié à la dépendance de ces zones au tourisme balnéaire (Gibbs and Warren, 2015). Cependant il y a beaucoup de controverses quant à la durabilité de ces programmes et à leur efficacité à réduire le risque requin (Wetherbee et al., 1994). Outre les coûts économiques élevés, il est important de prendre en compte les conséquences écologiques qu'engendre la pêche. Bien que l'ensemble de ces programmes soit ciblé sur les grands requins côtiers beaucoup de prises accessoires sont enregistrées (Paterson, 1990 ; Dudley and Cliff, 1993; Krogh and Reid, 1996 ; Gribble et al., 1998), cela contribue à la dégradation de la biodiversité qui est déjà menacée par la pêche commerciale, la pollution et la destruction des habitats. En outre, le fait de retirer du milieu un certain nombre de gros prédateurs pour une durée prolongée pourrait avoir une conséquence sur le fonctionnement d'un écosystème, notamment par des changements de la composition en espèce des communautés (Stevens, 2000) ou par des effets en cascade (Myers et al., 2007). Pour une gestion écoresponsable de la problématique des morsures de requins, il est très important de connaître le fonctionnement de l'écosystème à l'échelle locale et globale. En Floride par exemple, Kajiura and Tellman (2016) ont montré à l'aide de systèmes vidéo que l'abondance des requins pointe noire (*Carcharhinus limbatus*) est inversement corrélée à la température de l'eau. Il est donc conseillé aux usagers de la mer d'être prudents en hiver ("International Shark Attack File – Florida Museum of Natural History"). En Afrique du Sud sur la côte Est, un phénomène nommé *sardine run* à lieu entre juin et juillet où des millions de sardines remontent les courants froids vers le nord (Fréon et al., 2010) et sont accompagnées de nombreux prédateurs dont beaucoup d'espèces de requins (O'Donoghue et al., 2010). La prédiction de ce phénomène est importante dans la gestion de la problématique des morsures



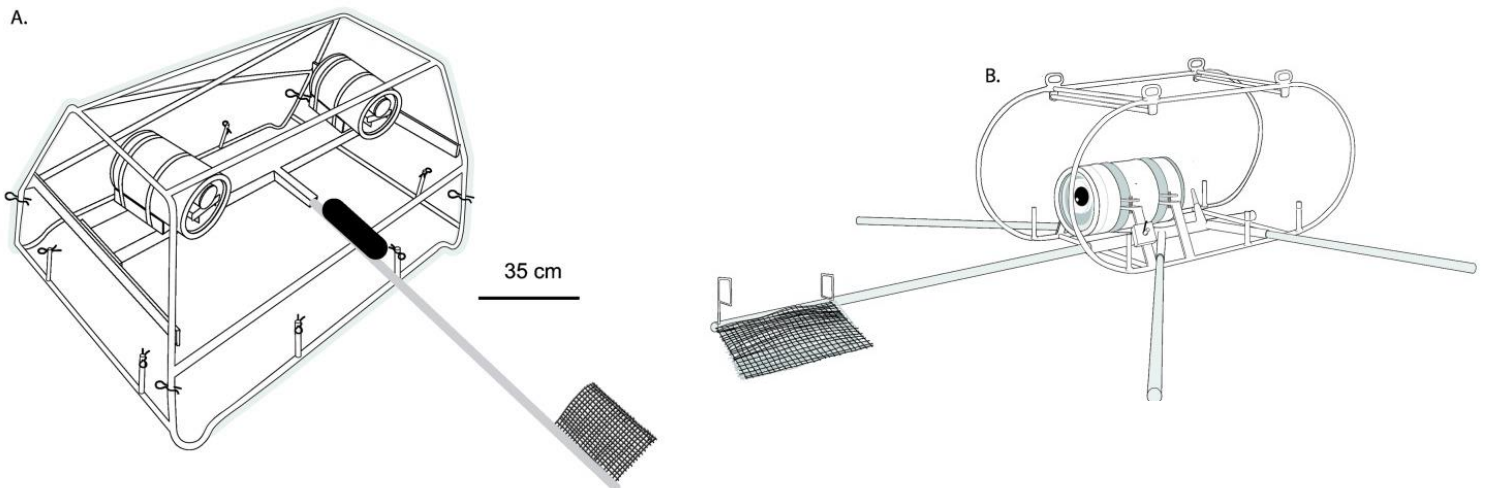
de requin car lors de ce dernier, les filets maillants utilisés pour la pêche préventive sont retirés afin de baisser le nombre de prises accessoires (Cliff and Dudley, 2011). Jusqu'en 1990 les activités nautiques de type surf et bodyboard y étaient interdites durant cette période à cause de la présence de requins et de l'absence de pêche préventive ("Sardine Run," 2018). Aujourd'hui elles sont fortement déconseillées durant le *sardine run* mais ne font pas l'objet d'interdictions. En Australie, les requins potentiellement dangereux capturés dans le programme de pêche préventive sont relâchés au large et équipés de balises acoustiques permettant de détecter leur présence et d'évacuer les plages lorsqu'ils se rapprochent de zones de baignade ("S.M.A.R.T. drumlines," 2015).

Les informations sur les requins relatives à l'habitat, à leur communauté ichthyologique associée, à la dynamique des populations, aux cycles de reproduction et aux facteurs influençant la distribution dans le temps et l'espace sont très importantes pour gérer au mieux le risque requin. La connaissance de la distribution spatiale et temporelle des gros requins côtiers à La Réunion et leurs interactions avec les communautés de poissons pourraient être mieux connues grâce à un suivi de la biodiversité.

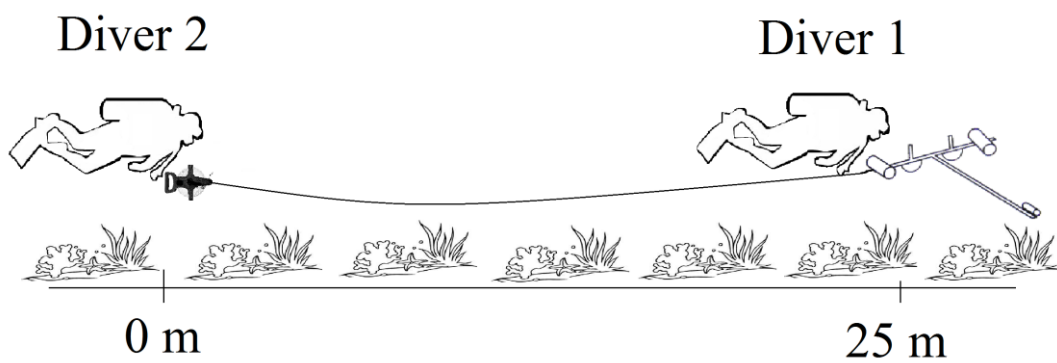
Ce suivi fournirait des informations utiles d'une part pour aider à la décision des gestionnaires dans le choix et la priorisation des zones à sécuriser, et d'autre part pour le pilotage du programme de pêche préventive, en adaptant l'effort de pêche à la distribution spatiale et temporelle des requins et en évitant les zones riches en espèces protégées (ex : requins marteaux). Différentes méthodes de suivi de la biodiversité ont été analysées pour savoir laquelle est la plus appropriée pour la problématique des requins à La Réunion. Il a été décidé de mettre en place un programme d'observation de requins grâce à des B.R.U.V.s. (Baited, Remote, Underwater, Video system), et de mini caméras non appâtées (R.U.MV.s., « Remote, Underwater, Multiple, Video system). L'objectif est d'expérimenter ces dispositifs dans les eaux réunionnaises pour savoir s'ils sont efficaces pour observer et décrire des aspects biologiques, écologiques et comportementaux des requins côtiers de l'île de La Réunion. Ce stage a pour objectif de **concevoir, construire et tester** des systèmes de caméras sous-marines comme des outils de gestion et d'amélioration des connaissances sur les populations de requins côtiers à La Réunion.



**Figure 1:** Photographie d'un R.U.V. (LaFond et al., 1961).



**Figure 2:** (A) Représentation schématique d'un B.R.O.V.s. avec stéréovision, (B) B.R.O.V.s. en monovision (Harvey et al., 2013).



**Figure 3 :** Procédure d'une opération D.O.V. (Jind, 2012).

## I. Méthodes de mesure de la biodiversité

### 1. Méthodes extractives de mesure de la biodiversité

En halieutique les C.P.U.E. (Captures Par Unité d'Effort) sont utilisées comme mesure indirecte de l'abondance pour connaître l'état d'un stock de poissons. En théorie, il est admis que le nombre de prises pondéré par l'effort de pêche est proportionnel à l'abondance (ex : [Harley et al., 2001](#) ; [Campbell, 2004](#) ; [Lynch et al, 2012](#)). De nombreuses études utilisent ce type de relation pour estimer l'abondance de poissons commerciaux. Cette méthode a été récemment utilisée pour étudier certaines espèces de chondrichthyens (ex : [Reid et al., 2011](#) ; [Holmes et al., 2012](#) ; [Dicken et al., 2016](#)). Le problème concernant les chondrichthyens, est que leurs captures ne sont pas souvent répertoriées dans les données des pêcheries. C'est le cas des populations de requins à La Réunion. Il n'existe que très peu de connaissances empiriques sur les captures de requins tigre et bouledogue. Dans ces circonstances, certains auteurs suggèrent une méthode alternative de capture marquage recapture pour tenter d'estimer l'abondance absolue d'une population ([Davis and Anderson, 1989](#)).

Cette méthode n'avait jamais été appliquée à La Réunion sur les populations de requins avant 2011 certainement à cause d'un manque d'intérêt socio-économique à investir dans ces programmes mais aussi du fait d'un manque d'informations sur l'écologie des requins (taux de croissance, mortalité, natalité et migration). C'est en 2011 avec le programme scientifique C.H.A.R.C. qu'ont réellement commencé les études sur l'écologie et le comportement des requins côtiers de La Réunion, en réponse à l'augmentation de la fréquence d'attaques sur les usagers de la mer. La méthode employée durant ce programme s'est basée sur la capture et le marquage acoustique de 45 requins tigre et 38 requins bouledogue. Les C.P.U.E. ont pu être calculées pour les deux espèces concernées et une analyse de la répartition spatiale des requins a été effectuée. Les résultats de cette étude indiquent que ceux-ci occupent quatre zones principales : la zone côtière au large du port de Saint-Gilles, la zone proche du littoral de l'étang du Gol, la zone de la baie de Saint-Paul et le port de Sainte-Marie. Selon les auteurs les requins sélectionneraient des sites particuliers ou micro-habitats favorables pour l'expression de leurs traits d'histoire de vie impliqués dans les différentes phases d'alimentation, d'accouplement ou de reproduction ([Soria et al., 2015](#)). Il serait intéressant de vérifier ces résultats en les comparant aux résultats du nouveau programme de pêche préventive qui débute au cours de l'année 2018 et de les croiser avec ceux d'autres méthodes de suivi comme les B.R.U.V.s. ou les R.U.V.s. par exemple. Ces méthodes non destructives seraient complémentaires car permettraient, à moindre coût, d'explorer une plus grande étendue de la côte tout en ayant un impact minimal sur l'environnement, d'autres avantages de ces méthodes seront détaillés dans la partie suivante.

**Tableau 1 :** Comparaison de différentes méthodes de suivi de la biodiversité (colonnes) : vidéo (B.R.U.V.s., R.U.V.s., D.O.V.), visuels (U.V.S.) et pêche. Le code de couleurs représente de manière subjective la viabilité ou non des différentes méthodes de suivi de requins Tigre et Bouledogue. Le vert indique que pour un aspect économique, écologique ou législatif (lignes), la méthode est viable et le rouge signifie l'inverse. Pour avoir plus de détails sur les aspects analysés, voir l'*annexe 5*.

		B.R.U.V.S.	R.U.V.S.	DOV	UVS	PECHE
<b>Aspects techniques et juridiques</b>	Coût financier, besoins matériels et humains	++	++	+	+	--
	Temps de mise en place	++	++	-	-	-
	Savoir-faire particulier	++	++	-	-	--
	Répétabilité	++	++	-	-	+
	Biais	+	-	-	--	+
	Poids statistique de l'échantillon	+	-	-	-	+
	Profondeur de prospection	+	+	-	-	++
	Prospection dans différents habitats	+	+	++	++	+
	Aire de prospection	+	+	+	+	+
	Possibilité de prospection en A.M.P.	++	++	++	++	--
	Difficulté d'analyse des données	--	-	--	-	++
	Problèmes techniques lié à la clarté de l'eau	--	--	--	--	++
	Possibilité de faire des analyses ultérieurement ou par un expert	++	++	++	-	--
	Matériel à but éducatif (vidéos) pour sensibilisation des décideurs et citoyens	++	++	++	-	--
<b>Mesure de la biodiversité</b>	Mesure de la biomasse de gros prédateurs	++	+	--	--	++
	Mesure de la taille des individus	+	+	+	-	++
	Mesure de l'abondance en gros prédateurs	+	-	--	--	+
	Comparaison entre les sites	++	++	+	-	+
	Suivis temporels	+	+	+	-	+
Étude du comportement	++	+	-	--	--	
<b>Mesure de l'environnement</b>	Données sur l'habitat	++	++	++	+	-
	Données environnementales (physico-chimiques)	+	+	+	+	-
<b>Impact sur l'environnement</b>	Destruction de l'habitat	++	++	++	++	--
	Prélèvement d'individus dans le milieu	++	++	++	++	--
<b>Sources bibliographiques</b>		Dunlop (2013) Bernard et al. (2014) Shortis et al. (2007) Cappo et al. (2004)	Dorman et al. (2012) Bernard and Götz (2012)	Langlois et al. (2010) Cappo et al. (2004)	Brooks et al. (2011) Cappo et al (2004) Halford et Thompson (1996) Pelletier et al. (2011) Colton and Swearer (2010)	Bernard et al. (2014) Willis et al. (2000) Cole et al. (1990)

## 2. Méthodes non extractives utilisant des caméras sous-marines

### a) Méthodes existantes

Les techniques employant des systèmes de vidéo sont de plus en plus utilisées en écologie marine et sont reconnues aujourd'hui comme étant un véritable outil de recherche dans les sciences marines ("[www.aims.gov.au/docs/projectnet/baited-video-fleet.html](http://www.aims.gov.au/docs/projectnet/baited-video-fleet.html)"). Certaines de ces techniques sont relativement efficaces pour le suivi de populations de requins notamment les B.R.U.V.s. et R.U.V.s. (ex : [Dunbrack and Zielinski, 2003](#) ; [Dicken, 2006](#) ; [Espinoza et al., 2014](#) ; [De Vos et al., 2015](#) ; [Harasti et al., 2017](#)). Les progrès techniques concernant les caméras, leur autonomie de batterie et le stockage d'information permettent une utilisation simplifiée qui ne requiert pas d'expertise particulière ([Mallet and Pelletier, 2014](#)). L'avancée des programmes informatiques ainsi que la stéréoscopie permettent aujourd'hui de faire des mesures précises de la taille des individus et limitent ainsi un biais d'échantillonnage ([Harvey et al., 2007](#)).

Il existe actuellement six variantes majeures, dans le suivi de la biodiversité employant des caméras sous-marines :

- D.O.V. : « Diver, Operated, Video system » (système vidéo piloté par un plongeur, *figure 3*)
- R.U.V.s. : « Remote Underwater Video System » (système vidéo sous-marin, *figure 1*)
- B.R.U.V.s. : « Baited Remote Underwater Video System » (système video sous-marin appâté, *figure 3*)
- TOW.V. : « TOWed Video » (système vidéo tracté)
- R.O.V. : « Remote Operated Vehicles » (véhicule téléguidé)
- A.U.V. : « Autonomus Underwater Vehicle » (robot sous-marin autonome)

Une revue bibliographique ([Mallet and Pelletier, 2014](#)) traite des avantages et inconvénients de toutes ces techniques concernant l'observation de la biodiversité sous-marine. Pour ce qui est des systèmes R.O.V. et A.U.V. il en résulte globalement que l'inconvénient principal est leur coût économique très élevé par rapport aux autres méthodes. Ces dernières présentent également des difficultés techniques lors de l'utilisation. En outre [Bernard et al., \(2014\)](#) montrent dans leur étude que pour un effort de recherche comparable, les R.O.V. recensent 5 fois moins d'espèces de chondrichthyens que les B.R.U.V.s.. Pour ce qui est de la technique TOW.V., elle est principalement utilisée pour évaluer l'évolution de la flore benthique ([Mallet and Pelletier, 2014](#)), car elle permet de prospecter de vastes étendues en peu de temps. Le TOW.V. est vraisemblablement inefficace pour suivre des





populations de poissons à cause du dérangement causé par le bruit du bateau. C'est pour ces différentes raisons que les méthodes R.O.V., A.U.V. et T.O.W.V. ne seront pas plus explorées par la suite. L'intérêt étant de tester des méthodes qui permettent d'étudier à moindre coûts les populations de requins et leur comportement sur l'ensemble de la côte. En outre, si celles-ci sont fonctionnelles, elles permettraient de prospecter dans les aires marines protégées. Une analyse comparative des méthodes existantes sera effectuée en mettant en avant la méthode B.R.U.V.s. qui *a priori* est la plus efficace pour les suivis de populations de requins.

#### b) B.R.U.V.s.

Le Baited Remote Underwater Video system (B.R.U.V.s.) peut être traduit en français comme un système vidéo sous-marin, appâté et indépendant. Le terme « remote » signifie dans ce contexte qu'il ne nécessite aucune intervention humaine sous l'eau (Mallet and Pelletier, 2014). Notez que « B.R.U.V.S.® » est une marque déposée créée par l'Australian Institute of Marine Science ("[www.aims.gov.au](http://www.aims.gov.au)"). Cette terminologie désigne un dispositif spécifique qui n'englobe pas toutes les méthodes de caméras appâtées qui seront abordées par la suite dans ce rapport. Ainsi le terme qui sera employé par la suite pour évoquer un système vidéo sous-marin, appâté et indépendant sera : « B.R.U.V.s. ».

Les B.R.U.V.s. sont souvent utilisés pour étudier la biodiversité marine comme une méthode complémentaire aux méthodes traditionnelles, extractives ou non (Murphy and Jenkins, 2010). Le principe est simple, il consiste à attirer des organismes marins grâce à une plume olfactive vers le champ de vision d'une caméra. Ces derniers peuvent ensuite être identifiés, comptés et mesurés (Cappo et al., 2006). Une des premières applications de cette technique fut dans les années quatre-vingt pour étudier les zones de nurserie des vivaneaux dans les eaux profondes à Hawaï (Moffitt and Parrish, 1996). Depuis, les techniques employant des caméras sont de plus en plus utilisées et font l'objet d'une multitude de publications (voir Bernard et al., 2014).

Les principaux avantages des B.R.U.V.s. sont autour de trois axes :

1. Cette technique est non extractive et a un impact minime sur le substrat et l'épibenthos. Il est donc possible de l'utiliser dans des A.M.P., sur des substrats rugueux (ex : corail) et pour suivre des populations d'espèces protégées sans dérangements importants (Cappo et al., 2006).
2. Il est possible de suivre la dynamique spatiale et temporelle d'espèces qui sont difficiles à étudier par des méthodes de suivi traditionnel employant la plongée ou la pêche. Cette méthode a notamment permis l'étude de populations de chondrichthyens (Meekan et al., 2006 ; Brooks et al., 2011 ; Ruppert et al., 2013 ; White et al., 2013). La caméra filme les espèces carnivores attirées par l'appât mais aussi tous les herbivores qui passent dans le champ de vision, ainsi la communauté échantillonnée est représentative de celle réellement présente (Tyre et al., 2003). La standardisation de la méthode permet une forte répliquabilité à des heures différentes, dans



une multitude de profondeurs et d'habitats, cela confère à cette méthode une puissance statistique remarquable (Cappo et al., 2006).

3. L'enregistrement et le stockage d'images enlèvent la nécessité des spécialistes à effectuer la totalité du travail de terrain. En outre les mesures effectuées sont objectives et il est possible de vérifier, par envoi d'images, l'exactitude des identifications avec des taxonomistes spécialisés même plusieurs années après le suivi. Par ailleurs, il est important de relever que les images produites sont un bon outil de communication pour l'éducation et la sensibilisation du public (Cappo et al., 2006 ; Bernard et al., 2014).

#### c) R.U.V.s.

Les R.U.V. (« Remote Underwater Video ») sont des systèmes vidéo mobiles placés dans la colonne d'eau ou sur le substrat qui permettent de filmer la faune et la flore marine même dans des conditions de températures et de pression extrêmes. Des systèmes dans ce genre firent leur apparition dans les sciences marines au début des années soixante (LaFond et al., 1961). À l'époque, l'objectif était de comprendre les mouvements verticaux nyctéméraux des poissons, en relation avec la dynamique du plancton. Depuis, beaucoup d'autres études sur l'écologie, la biologie et le comportement d'espèces marines pélagiques et benthiques ont employé des R.U.V. (ex : Jan et al., 2007 ; Chabanet et al., 2012). Deux études (Harvey et al., 2007 ; Bernard and Götz, 2012) ont comparé la méthode employant des R.U.V. à son homologue appâté, la B.R.U.V.s., dans différents habitats. Il en résulte globalement que les dispositifs appâtés attirent davantage d'espèces prédatrices et charognards proche de la caméra sans pour autant diminuer l'abondance et la diversité d'espèces de niveaux et type trophiques différents. La technique B.R.U.V.s. semble être adaptées à faire un suivi des populations de requins tigre et bouledogue à La Réunion. Cependant il est très important de standardiser la technique concernant la position des caméras, la quantité et qualité de l'appât, la durée d'immersion du dispositif et les méthodes d'analyse des vidéos, pour faire une comparaison de la structure des communautés et de l'abondance relative en espèces des différentes zones échantillonnées (Harvey et al., 2007).

#### d) D.O.V.

Le « Diver Operated Video » (D.O.V.) est une technique utilisé en écologie marine où un plongeur filme le milieu sur un espace défini (Alevizon and Brooks, 1975). L'aire prospectée peut varier en forme et en taille et dépend du questionnement posé. Celle-ci peut être de forme circulaire lorsque le plongeur reste sur un point fixe ou en forme de bande lorsque ce dernier nage le long d'un transect. La méthode utilisée pour les suivis ichtyologiques se distingue de celle permettant la caractérisation de l'habitat principalement par la distance prospectée (Mallet and Pelletier, 2014). Elle varie entre 25 et 500 mètres (Vogt et al., 1997 ; Langlois et al., 2010). Le principal avantage de cette technique est la possibilité de



**Figure 4** : Carte de La Réunion montrant les sites où seront testés les dispositifs.

prospector dans des milieux contraignants comme les grottes sous-marines ou les épaves, habitats non favorables aux espèces d'intérêt qui sont le requin tigre et bouledogue. En outre, la recherche bibliographique réalisée indique que très peu d'études utilisent cette technique pour le suivi de populations de requins. Cela est probablement dû au fait que d'autres techniques (ex : B.R.U.V.s.) permettent d'avoir des échantillons plus importants d'espèces carnivores à moindre coût (Watson et al., 2005 ; Langlois et al., 2010 ; Pelletier et al., 2011). Il est aussi possible que le comportement fuyant des requins vis-à-vis des plongeurs (Clua and Torrente, 2016) soit responsable de l'inefficacité de cette méthode pour observer les requins dans leur milieu naturel. Cette technique ne permet pas de répondre aux questions relatives aux requins tigre et bouledogue dans le contexte réunionnais.

#### e) Caméras sous-marines à La Réunion

Bien que La Réunion ait fait l'objet de nombreuses études sur le suivi de population de poissons et de la biodiversité marine, peu d'entre elles s'appuient sur des systèmes de vidéos sous-marines. Ce n'est qu'en 2005 qu'a été publiée une étude sur le suivi vidéo de la colonisation et de l'agrégation de poissons de récif autour des récifs artificiels (Tessier et al., 2005). Les auteurs ont comparé deux méthodes de suivi (avec et sans vidéo) sur des transects de 24 m de long. Il en résulte globalement que les deux méthodes sont complémentaires, le suivi visuel sans caméra permet de différencier les espèces avec une meilleure précision et la méthode avec la caméra permet de mieux estimer l'abondance en individus. Une autre étude réalisée par Loiseau et al. (2016) a porté sur l'observation de requins grâce à des caméras sous-marines au niveau de la ferme aquacole dans la baie de Saint-Paul. Entre mars et avril 2012, un ensemble de 175 heures de vidéo a été enregistré pendant les heures de jour. Huit individus de requins bouledogue femelle ont été identifiés grâce à des marques naturelles. L'analyse des observations donne des informations sur le comportement des requins à plusieurs niveaux. Concernant les indices de résidence, les résultats indiquent que trois requins sont relativement sédentaires sous les cages. Il y a également des interactions sociales intraspécifiques qui ont été observées avec des comportements de nage synchronisés entre certains individus, notamment pour deux couples de femelles suggérant un certain niveau de socialité chez les requins bouledogue. Cette étude montre donc que les caméras sous-marines peuvent apporter des informations sur les grands requins côtiers à La Réunion. Grâce à leur efficacité à observer des espèces de haut niveau trophique, les systèmes de caméra appâtés B.R.U.V.s. permettraient de faire un suivi de requins sur l'ensemble des habitats côtiers de La Réunion. Sur le long terme, les résultats pourront apporter des connaissances sur les requins à différents niveaux (individu, population, communauté et écosystème).



## 1. Développement expérimentaux innovants

Bien que les caméras associées à un appât (B.R.U.V.s.) aient fait leur preuve pour observer des prédateurs marins, il reste néanmoins le problème discutable des appâts. Ainsi il a été nécessaire de trouver un système passif qui n'affecte pas le comportement des requins proche des côtes. Pour cela un dispositif innovant a été conçu pour observer la biodiversité marine sur de grandes étendues de manière simple sans avoir recours à du matériel coûteux qui requière un savoir-faire particulier. Des mini-caméras sous-marines sont reliées entre elles par une ligne mère, constituant ainsi une palangre de fond que l'on déploie depuis la surface. Les caméras sont réglées à prendre une photo toute les 5 secondes et la séquence de photo est analysée *a posteriori*. Il sera question d'évaluer l'efficacité de ce dispositif à observer des organismes marins (dont les requins) dans leur milieu. Cette méthode innovante d'observation sera comparée à celle des B.R.U.V.s., qui est une méthode fonctionnelle pour le suivi de population de requins (ex : [Espinoza et al., 2014](#)).

L'objectif de l'étude est donc de mettre en place des dispositifs d'observation de la faune marine pour éventuellement les utiliser comme des outils de recensement de requins côtiers. Après plusieurs essais, trois sites ont été prospectés avec les deux techniques de caméras sous-marines, appâtée et non appâtée.

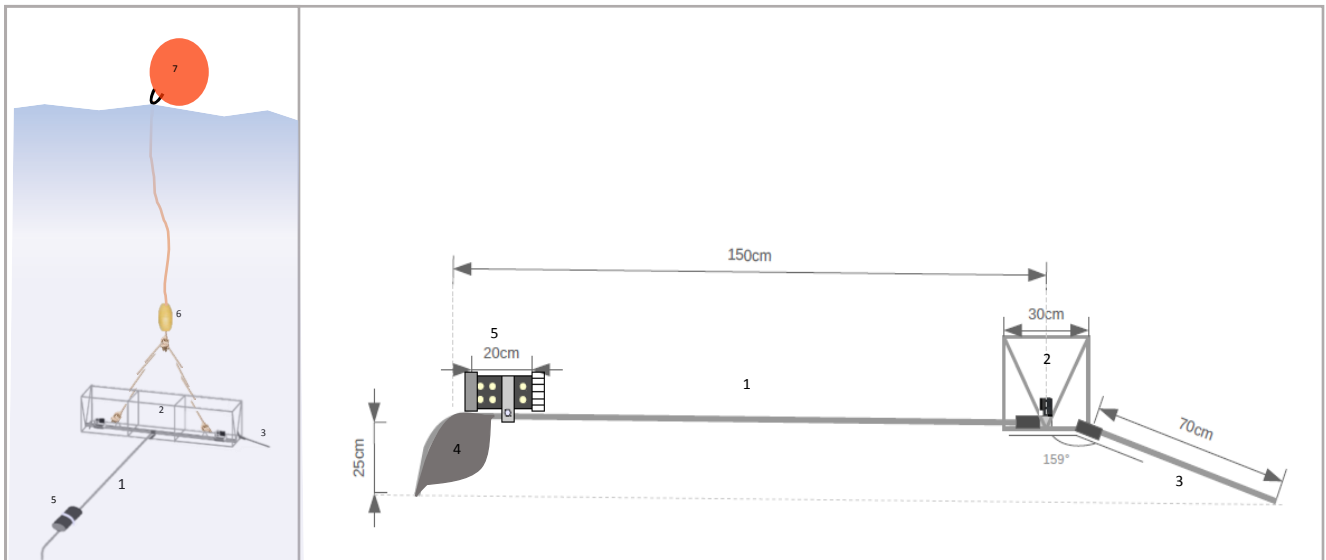
## II. Matériels et méthodes

### 1. Sites d'études

L'étude a été réalisée sur la côte Ouest de l'île de La Réunion dans le Sud-Ouest de l'océan Indien. Cette partie de l'île est bordée d'une bande corallienne d'environ 12 km<sup>2</sup> (**figure 4**). La pente externe des platiers récifaux est constituée de trois ensembles : (1) un premier situé entre 30 m et 60 m de profondeur principalement composé de sable ; (2) un second, recouvert de corail dans les parties les moins profondes, évolue en pente inférieure du platier entre 20m et 30m de profondeur ; (3) un troisième ensemble, entièrement recouvert de coraux, remonte jusqu'au platier ([Camoin et al., 1997](#)). A Saint-Paul et au Gol se trouvent deux étangs littoraux qui constituent un apport en eau douce et en éléments terrigènes en zone côtière, surtout lors de la saison des pluies de novembre à mars. Il est documenté que le requin bouledogue comme d'autres espèces de requins utilisent des estuaires et baies comme des zones de nurserie pour assurer la survie et la croissance rapide de leur juvéniles ([Branstetter, 1990](#) ; [Simpfendorfer and Milward, 1993](#)). Ainsi les zones citées précédemment représentent probablement une zone de nurserie pour les requins bouledogue et marteau. En outre des photos de captures de requins juvéniles sont fréquemment publiées sur les réseaux sociaux, les requins sont pêchés depuis le bord par des pêcheurs



**Figure 5** : étapes de construction des B.R.U.V.s. dans l'atelier du C.R.A. et essai des B.R.U.V.s. sur le débarcadère de Saint Paul.



**Figure 6** : Schémas du B.R.U.V.s. en vue de profil (image de droite) et déployé dans la colonne d'eau (image de gauche). Composantes du B.R.U.V.s. : Bras (1) ; Cage protectrice (2) ; Pieds (3) ; Dérive (4) ; Contenant appât (5) ; Petite bouée immergée (6) ; Bouée de surface (7).



amateurs surtout après des évènements de grosse pluie entre janvier et avril ("[Saint-Louis: Ils pêchent le requin marteau pour le manger](#)", 2016).

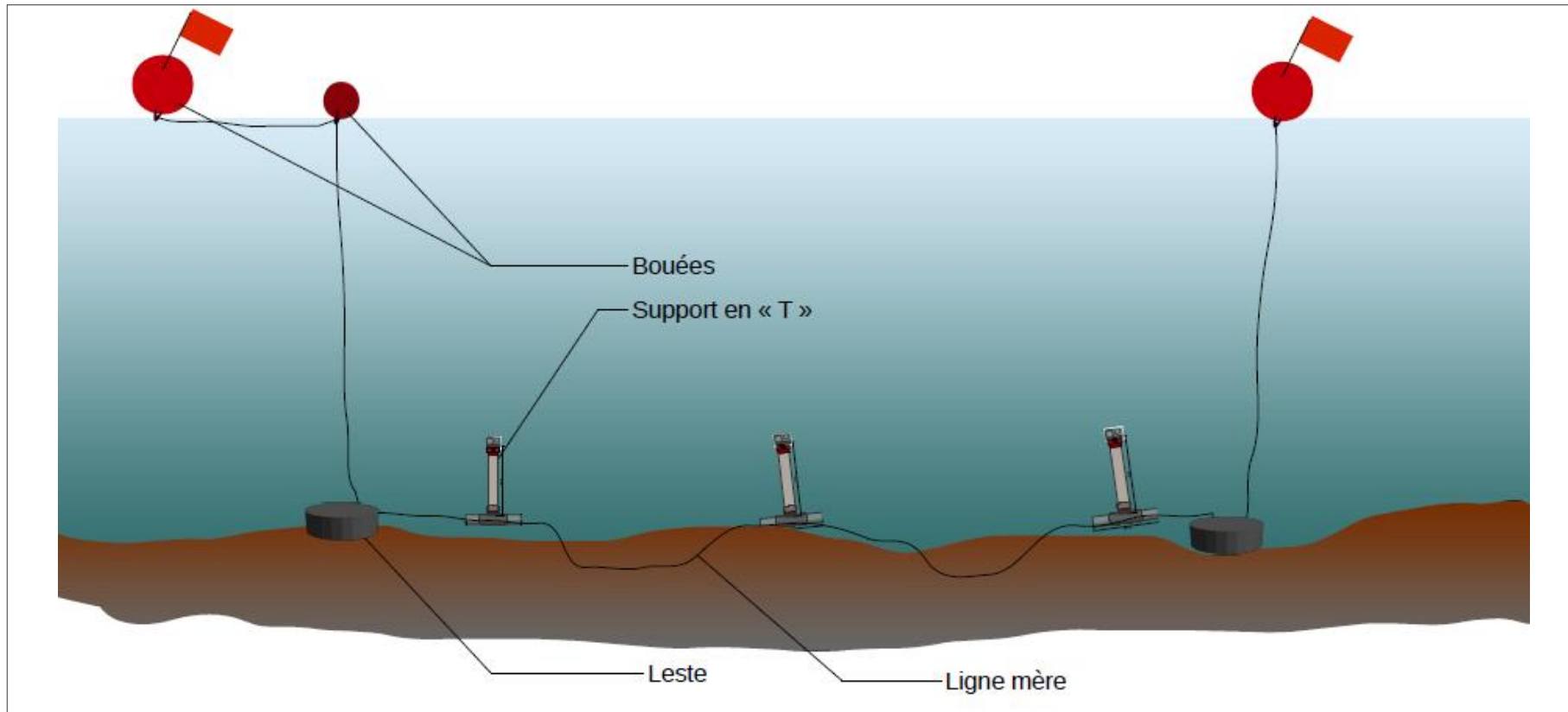
Le choix des sites de déploiement des B.R.U.V.s. et des R.U.M.V.s. a été fait selon plusieurs critères. D'abord pour des raisons de sécurité les sites choisis sont éloignés des zones où sont pratiqués des activités nautiques de type surf et bodyboard. Ensuite nous avons tenu compte des résultats de l'étude C.H.A.R.C. (Soria et al., 2015) et du programme de pêche préventive Caprequin 2 (2015-2016) qui mettent en évidence quatre zones d'occupation principales des requins bouledogues dans l'ouest à savoir la zone côtière au large du port de Saint-Gilles, la zone proche du littoral de l'étang du Gol, la zone de la baie de Saint-Paul et le port de Sainte-Marie. En outre ces sites présentent un avantage d'un point de vue technique car les fonds sont homogènes et en grande partie recouverts de sable ou de récifs peu accidentés. Cela a permis de prospecter avec les deux techniques simultanément dans les mêmes habitats et dans les mêmes conditions sans risquer d'endommager le matériel. Huit campagnes de prospection ont été réalisées entre le 30 mars et le 15 mai. Un total de 136 caméras a été déployé dont 40 immersions appâtées et 76 non appâtées. Ces sorties ont été réparties dans les sites précédemment énoncés avec deux sorties au large du port de Saint Marie, quatre dans la baie de Saint Paul et deux à proximité du port de Saint Gilles (*figure 4*). Faute de temps la zone proche du littoral de l'étang du Gol n'a pas encore été prospectée.

## 2. Systèmes utilisés

### a) B.R.U.V.s.

Tous les systèmes utilisés dans cette étude ont été conçus et assemblés dans les locaux du C.R.A. (*figure 5*). Etant donné que c'est la première fois que ce type de dispositif est utilisé à La Réunion, de nombreux essais ont été nécessaires avant le déploiement opérationnel.

La recherche bibliographique a permis de concevoir un modèle de B.R.U.V.s. adapté aux différents substrats récifaux et sableux présents à La Réunion. Le modèle conçu (*figure 6*) est largement inspiré de celui utilisé en Afrique du Sud par la S.A.I.A.B. (South African Institute for Aquatic Biodiversity) (ex : Bernard, 2012). Une des différences principales de ce modèle réside dans le choix du matériau. En effet l'acier inoxydable est remplacé par de l'aluminium qui est plus facile à travailler et dont le coût est nettement moins élevé. La B.R.U.V.s. est constitué d'une cage protectrice, d'un bras sur lequel est fixé le contenant de l'appât et de deux jambes stabilisatrices (*figure 6*). Les caméras (Gopro® Hero5 Black) munies de batteries supplémentaires sont placées à l'intérieur de la cage qui sert à la fois de support et de protection. La qualité de la vidéo est réglée à 1080p pour 50 images par secondes. Les appâts sont mis dans un tube en P.V.C. perforé fixé sur le bras à 150cm de la caméra. Les appâts utilisés pèsent environ 1Kg. Initialement des lèses de thon provenant de l'usine Reunipêche ont été broyées et utilisées comme appât. Cependant en l'absence d'observations et grâce aux conseils de l'expert Sud-Africa



*Figure 7* : schémas de la palangre horizontale munie de caméras R.U.M.V.s. (Remote Underwater Multiple Video system).

Michael Rutzen (spécialiste du comportement des requins Blancs), le thon a été remplacé par du foie de requin. La dérive placée au bout du bras (*figure 6*) sert à orienter le B.R.U.V.s. de manière à ce que le champ de vision de la caméra soit dans la même direction que le courant et permet ainsi au système de filmer les organismes lorsqu'ils se rapprochent de la source odorante (appât). Les dispositifs sont attachés à une bouée de surface de 25L par une corde en polyéthylène ( $\varnothing$  12mm) dont la longueur est proportionnelle à la profondeur de l'eau. Le système étant visible à une grande distance grâce à la bouée, il est possible de s'éloigner du site lors des enregistrements pour minimiser les biais causés par le dérangement du bateau.

#### a) R.U.M.V.s.

En halieutique la palangre de fond est un engin de pêche dormant. Celle-ci est composée d'une ligne mère, tendue entre deux lests, sur laquelle sont fixées plusieurs lignes secondaires munies d'hameçons. La R.U.M.V.s. (*figure 7*) est inspiré de ce système de pêche mais a pour but l'observation passive d'organismes marins dans leurs milieux par captures d'images. Ainsi, les hameçons sont remplacés par des mini-caméras non appâtées placées au fond de l'eau, celles-ci enregistrent des images en continu toute les 5 secondes. Les caméras sont fixées sur un support lesté en forme de « T » qui les maintient au fond de l'eau. Le support de la caméra possède un flotteur correctement dimensionné permettant au système de garder une position verticale stable au fond de l'eau. Les caméras sont des Gopro Hero 5 avec une extension de batterie, et sont réglées pour prendre une image de 12MP toutes les 5 secondes. Deux parpaings font office de lests et maintiennent la ligne mère rectiligne au fond de l'eau, ce qui évite la superposition des images enregistrées. Les deux lests sont reliés à deux bouées de surfaces par une corde en polyéthylène pour facilement repérer et récupérer le système une fois l'échantillonnage terminé.

#### b) Phase d'essai des dispositifs

La phase d'essai a permis de tester la performance des différents dispositifs (R.U.M.V.s. et B.R.U.V.s.). Concernant la R.U.M.V.s., deux sorties ont été faite dans le cône sableux devant le port de Saint-Gilles. La ligne de caméra a été immergée derrière le bateau et le comportement de leurs supports a été observé grâce à une autre caméra posée au fond sur un trépied. Les essais ont été faits sur différents substrats (récif et sable) pour des profondeurs allant de 10m à 40m. Ces sorties ont permis de multiples mises au point techniques notamment concernant l'accrochage des supports des caméras par des agrafes et le dimensionnement du flotteur pour le maintien d'une position stable de la caméra. Pour ce qui est des B.R.U.V.s., les essais ont été faits à partir du débarcadère de la baie de Saint Paul à une profondeur de 2m. Le comportement du dispositif sous l'eau a été observé directement à partir du débarcadère et aussi grâce aux vidéos enregistrées par une caméra placée dans la cage de la B.R.U.V.s. . Suite à ces essais, les B.R.U.V.s. ont été munis d'un poids supplémentaire pour éviter les oscillations causées par la houle et il a été décidé d'utiliser une corde flottante pour éviter que celle-ci passe devant le champ de vision



lors des enregistrements. Après quelques mises au point techniques, les deux systèmes ont été déployés dans la phase d'expérimentation dans les zones précédemment citées, présentant potentiellement des requins.

### 3. Déroulement des opérations

Lors de chaque opération en mer, les deux types de dispositifs ont été déployés durant la même période de la journée sur des radiales situées à au moins 100 mètres du bord. Les points de déploiement des B.R.U.V.s. ont été espacés d'au moins 300m entre eux pour éviter que les plumes olfactives se superposent. Ensuite pour ne pas que les appâts aient une influence sur la palangre de caméras, celle-ci a été placée à au moins 1km de la radiale des B.R.U.V.s. . Avant chaque immersion des caméras, les coordonnées spatiales et les informations sur l'environnement ont été enregistrés à l'aide d'une tablette sur le logiciel Oruxmaps. La profondeur de l'eau a été mesurée grâce au sondeur du bateau et n'ayant pas d'instruments permettant de mesurer les caractéristiques *in situ*, du vent, de la couverture nuageuse et de la houle, ces informations ont été collectées sur le site windguru ("[Windguru - Indian Ocean - La Reunion](#)"). La durée de chaque immersion est notée lors de l'analyse des vidéos.

Après chaque sortie, tout le matériel est rincé et rangé. Les vidéos et photos sont téléchargées sur un disque dur et classées dans un dossier par type de dispositif et par caméra.

### 4. Traitement des images et base de données

#### a) Analyses des vidéos et photos

Les informations sur les conditions environnementales comme la visibilité et la direction du courant sont relevées au début de chaque analyse d'images. Les vidéos enregistrées par les B.R.U.V.s. sont visualisées en accéléré (×4) sur le logiciel libre V.L.C. . Chaque fois qu'un organisme est observé, une image de ce dernier est soutirée de la vidéo. Le nom donné à la photo informe sur le lieu, la date, le numéro de la caméra et le temps écoulé depuis le début de l'immersion avant l'observation de l'organisme. Cela facilite l'entrée des informations relatives à une observation dans les bases de données. Les images des R.U.M.V.s. sont visualisées grâce à la visionneuse de photographies. Les clichés montrant des organismes ont été sélectionnés et classés de manière similaire que pour les B.R.U.V.s. . L'identification des espèces a été faite à l'aide d'ouvrages de référence (ex : [Taquet and Diringer, 2012](#)) et celles-ci ont été vérifiées et validées par Dr. Patrick Durville.

#### b) Bases de données

Une base de données a été réalisée grâce au logiciel Excel afin d'assembler les informations relatives aux observations faites par les deux méthodes. Chaque ligne représente un individu observé avec en colonnes les informations sur sa biologie, le lieu et les conditions environnementales dans lequel l'espèce a été observée (*annexe 3*). Le site FishBase ([Froese and Pauly, 2006](#)) a servi de référence pour toutes les informations sur l'écologie et la biologie des espèces observées (famille, genre, espèce,



niveau trophique, groupe trophique et statut I.U.C.N.). Les classes de la modalité « guild trophique » sont les même que celles définies dans l'étude de [Bernard, \(2012\)](#). Chaque individu a été assigné à une des 6 classes de guild trophique : herbivore, omnivore, carnivore microinvertébrés, carnivore invertébré, carnivore généraliste et piscivore (*annexe 3*).

Une seconde base de données a permis de classer les sorties avec les informations sur les heures d'immersion et les caractéristiques environnementales de chaque déploiement. Ces bases de données sont indispensables à l'analyse des facteurs influençant la diversité et la distribution des espèces observées et permettent d'apprécier l'efficacité de chaque méthode.

## 5. Analyses

### a) Variations de la diversité spécifique en fonction du type de dispositif et d'habitat

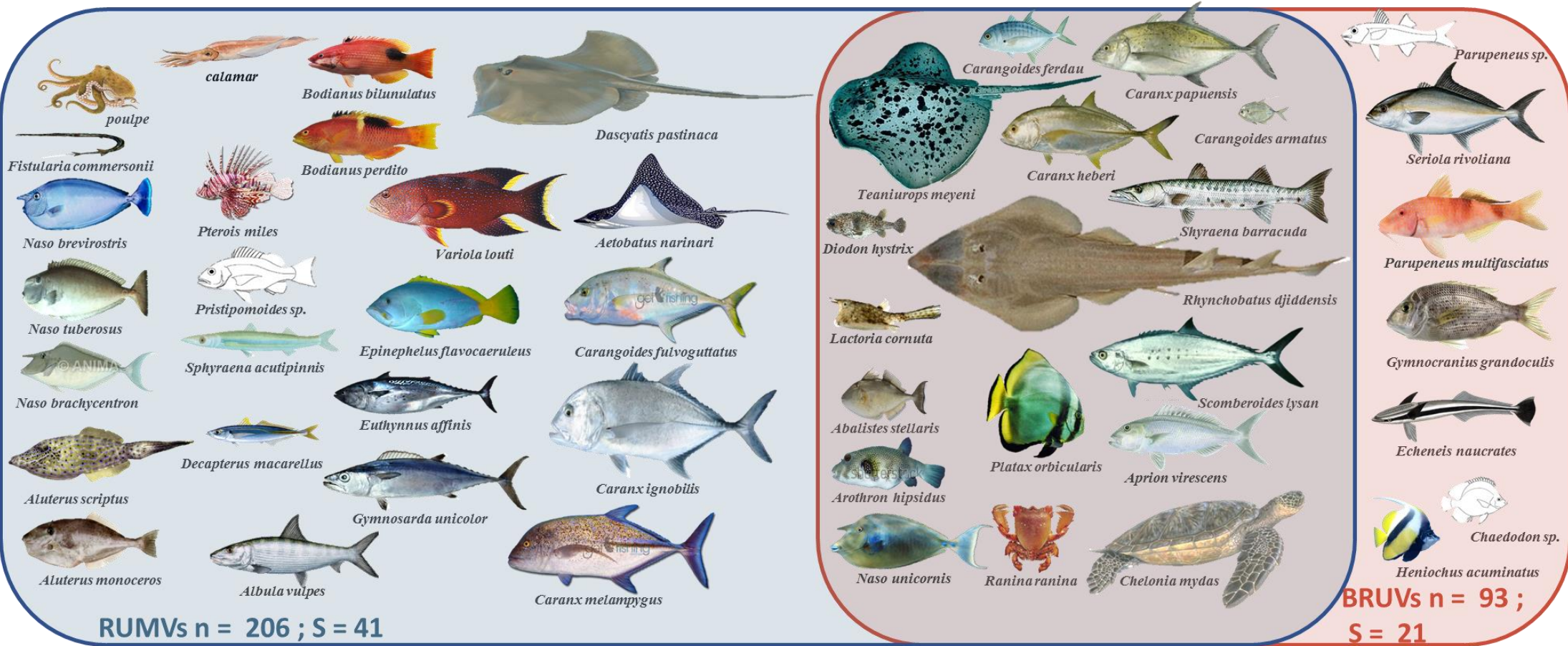
Afin d'apprécier la richesse spécifique observée par rapport au temps de déploiement de chaque type de dispositifs, une courbe d'accumulation en espèces a été faite avec le temps d'immersion cumulé en abscisse et le nombre d'espèces observées en ordonnée (*figure 8*). Étant donné que l'effort d'observation a été faible pour certains sites, l'effort déployé dans chaque site a été cumulé pour chaque méthode. Ainsi les courbes d'accumulation en espèces (*figure 8*) renseignent sur l'efficacité de chaque méthode à observer des nouvelles espèces. Elles ne permettent pas de connaître le nombre théorique d'espèces présentes dans un milieu car tous les sites ont été confondus pour cette analyse. Les indices de diversité de Shannon  $H'$  et de Pielou ( $J$ ) ont été calculés indépendamment pour les deux méthodes grâce à la formule suivante :

- $H'_M = \sum_{i=1}^S p_i \times \log_2 p_i$
- $J = \frac{H'_M}{\log_2 S}$

$H'_M$  est l'indice de biodiversité de Shannon et  $J$  l'indice de Pielou pour une méthode considérée,  $i$  est une espèce du milieu d'étude,  $S$  est la richesse spécifique,  $p_i$  est la proportion d'une espèce  $i$  par rapport au nombre total d'espèces dans le milieu d'étude ( $p_i = \frac{n_i}{N}$ )  $n_i$  est le nombre d'individus pour l'espèce  $i$  et  $N$  est l'effectif total des individus de toutes les espèces. L'analyse de la variation de la diversité en fonction des habitats ne concerne que la R.U.M.V.s. . Ce choix a été fait pour éviter les biais d'observation liés à la présence d'un appât et aussi parce-que l'effort d'observation des B.R.U.V.s. a été trop faible sur certains sites.

### b) Effet de la méthode sur les guildes et les niveaux trophiques

Afin de comparer la spécificité des B.R.U.V.s. et des R.U.M.V.s. à observer des prédateurs marins, les niveaux trophiques moyens des individus observés ont été calculés pour chaque méthode. Les données n'ayant pas une distribution normale (test de Shapiro,  $p < 0,05$ ), un test non paramétrique de Wilcoxon a permis d'identifier d'éventuelles différences statistiques de niveaux trophiques dans "les espèces identifiées par les deux méthodes. Les tests statistiques ont été faits grâce au logiciel R ("[R Core Team](#)", 2018).



**Figure 8** : Espèces observées grâce aux deux dispositifs durant l'étude. 206 individus de 41 espèces ont été comptés avec les R.U.M.V.s. (bleu) et 93 individus de 21 espèces avec les B.R.U.V.s. (rouge). Les espèces affichées sont celles dont les individus ont été identifiés au niveau spécifique mis à part pour les céphalopodes (poulpe et calamar) et pour quelques individus du genre *Parupeneus*, *Chaetodon* et *Pristipomoides* (images en noir et blanc).



La réponse des différentes guildes trophiques à la présence d'un appât a été explorée grâce à une analyse factorielle des correspondances (A.F.C.) effectuée à l'aide du package « ade4 » (Thioulouse et al., 1997) sur le logiciel RStudio v 3.3.3 (R Core Team, 2018). Pour prendre en compte l'effet de la période de la journée, deux classes (matin et après-midi) ont été considérées pour chaque méthode (B.R.U.V.s.\_mat, B.R.U.V.s.\_appr, R.U.M.V.s.\_mat et R.U.M.V.s.\_appr). Il est attendu que la présence d'un appât favorise un plus grand comptage de carnivores surtout en fin de journée.

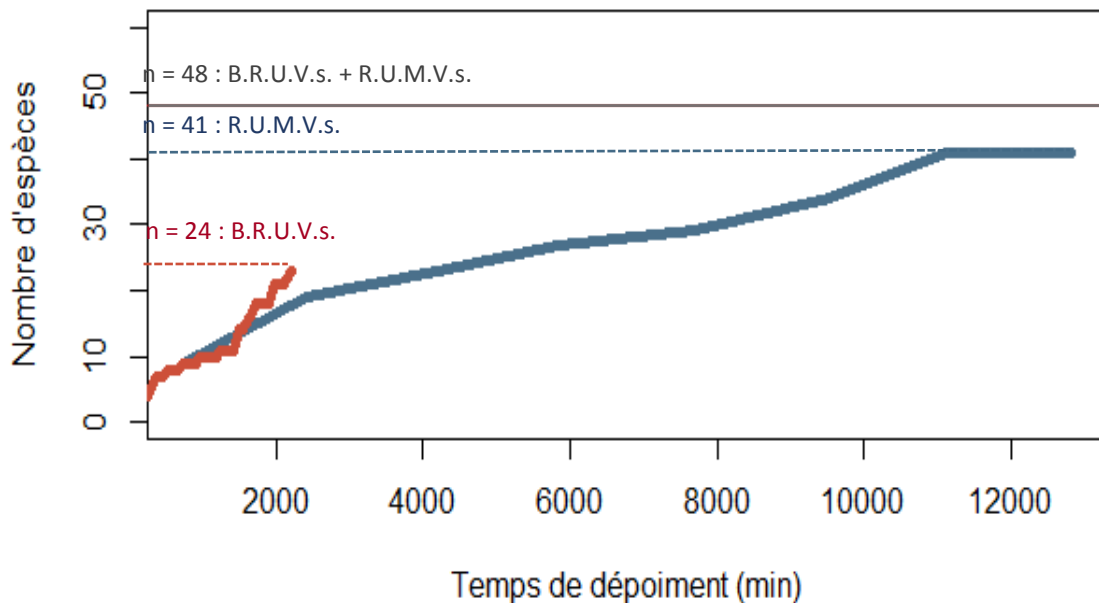
#### a) Comparaison des coûts de chaque méthode

Afin de déterminer laquelle des deux méthodes présente le plus d'avantages, une comparaison des coûts a été effectuée pour les deux dispositifs utilisés. Le coût a été estimé en fonction du nombre d'heures de travail nécessaire à leur déploiement et à l'analyse des images produites pour une caméra. Un coût économique a été pris en compte pour les composantes les plus chères qui sont les caméras, les batteries et les cordages. Le prix de la location du bateau et de la rémunération des opérateurs n'est pas considéré car il a été le même pour les deux méthodes. D'autres aspects tels que l'encombrement du matériel et l'étendue de l'aire de prospection ont été comparés. Cette analyse a été faite sur les sorties effectuées entre fin mars et mi-mai sur le déploiement de quatre B.R.U.V.s. composés chacun d'une caméra et sur une R.U.M.V.s. de 10 caméras.

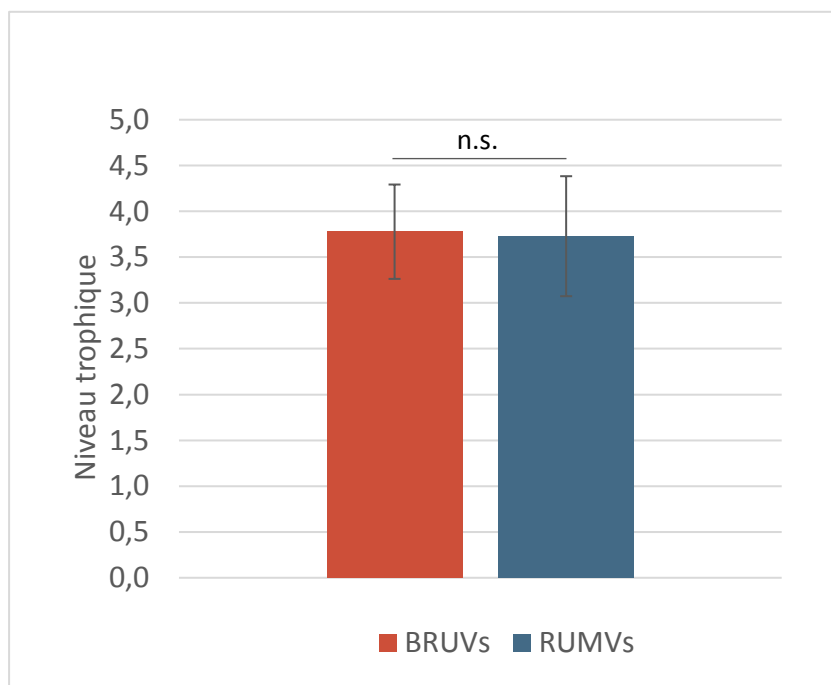
### III. Résultats

#### 1. Synthèse des expérimentations R.U.M.V.s. et B.R.U.V.s.

Les 8 sorties ont été réalisées avec succès sans perte de matériel même dans des conditions difficiles de vents de 10 nœuds avec une houle de plus de 2 mètres. Chaque sortie a permis d'observer des organismes marins même dans des conditions de basse visibilité dans des eaux turbides. Les deux systèmes de caméra ont permis de recenser un total de 48 espèces (**figure 8**) d'un large éventail de niveaux trophiques allant de petits herbivores à de grands carnivores. Seulement deux céphalopodes et trois individus du genre *Parupeneus*, *Chaetodon* et *Pristipomoides* n'ont pu être identifiées au niveau spécifique à cause du manque d'indices visuels sur les images. Les 214 heures d'immersion des caméras non appâtées ont abouti au dénombrement de 206 individus appartenant à 41 espèces. Pour ce qui est des systèmes appâtés, malgré un effort d'observation moindre avec seulement 43 heures d'immersion, pas moins de 93 individus appartenant à 21 espèces différentes ont été observés



**Figure 9** : Courbes d'accumulation en espèces pour les deux méthode (B.R.U.V.s. en rouge et R.U.M.V.s. en bleue). La droite grise indique le nombre d'espèces totales observées durant l'étude (n=48).



**Figure 10** : Niveau trophique moyen des organismes observés pour les différentes méthodes employées il n'y a pas de différence significative entre les deux moyennes (test Wilcoxon  $W = 4212.5$ ,  $p\text{-value} > 0.05$ ).

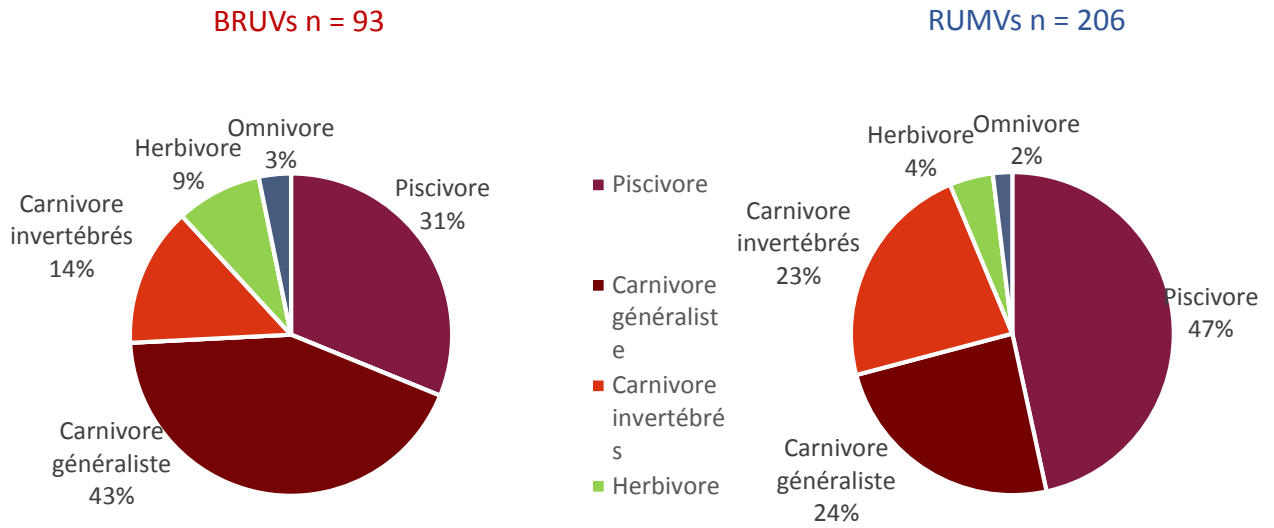
**Tableau 2** : Synthèse des résultats des sorties pour les deux méthodes employées dans les trois sites d'étude entre le 30 mars et le 15 mai

<i>Dispositifs</i>	Sorties en mer	Caméras immergés	Temps d'immersion total (min)	Heures	Temps d'immersions moyen/dispositif (min)	Nb. de photos	Espèces observées
<i>B.R.U.V.s.</i>	8	40	2 601	43	65 ± 24	---	24
<i>R.U.M.V.s.</i> (10 caméras)	8	76	12 821	214	169 ± 363	153 855	41
<b>TOTAL</b>	8	116	15 422	257	---	153 855	48

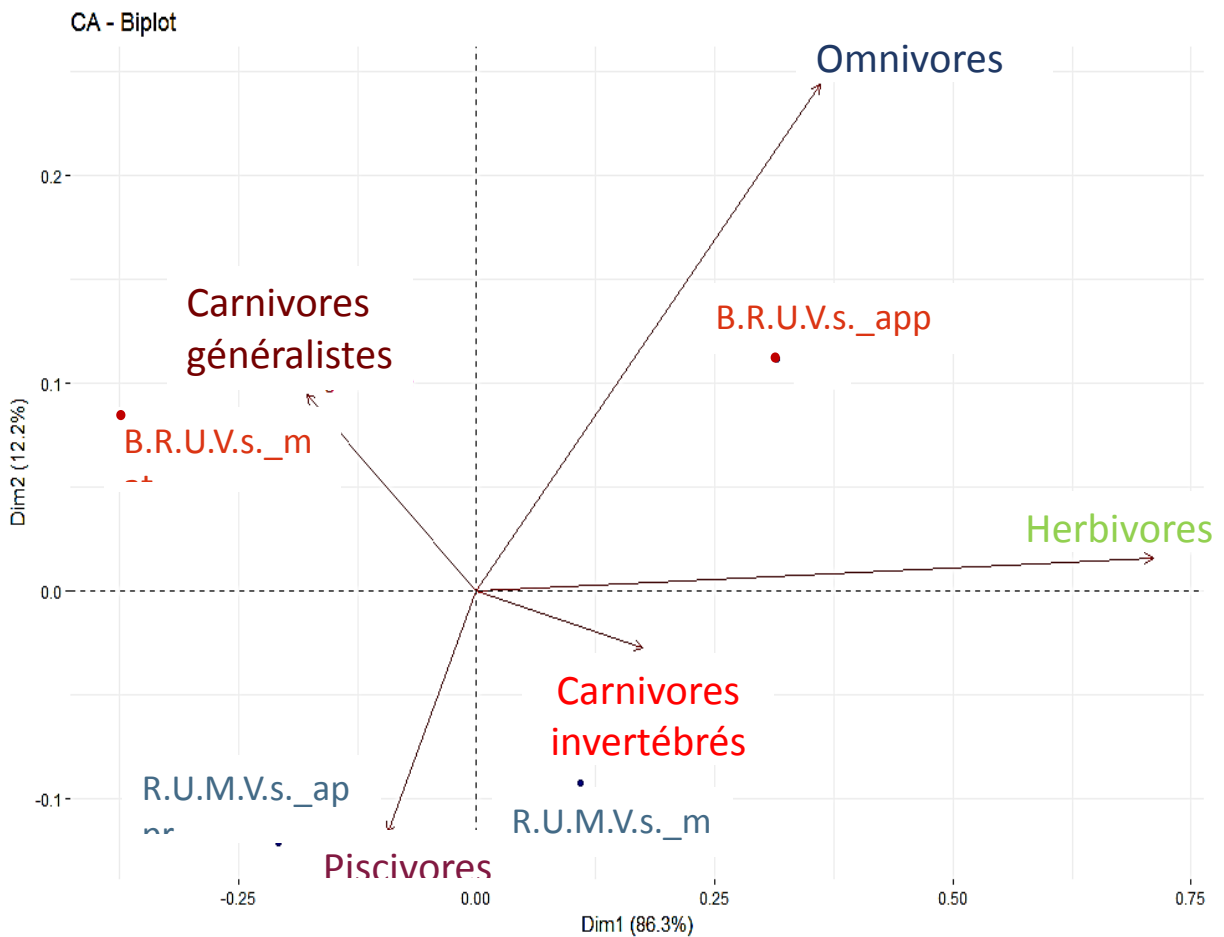
## 2. Effet de l'appât sur le peuplement de poissons observé

Le graphique (*figure 9*) représente les courbes d'accumulation en espèces pour les deux méthodes employées sur l'ensemble des sites. L'effort a été représenté par le temps d'observation cumulé en minutes. La méthode non appâtée montre un effort d'observation bien plus élevé que la méthode appâtée. Les résultats montrent globalement que la méthode B.R.U.V.s. en rouge (*figure 9*) permet d'observer 0,6 espèces/heures contre 0,2 espèces/ heures pour la méthode non appâtée R.U.M.V.s. en bleu. Ici la courbe ne renseigne pas sur le nombre théorique d'espèces maximales rencontrées par site car la richesse spécifique de chaque site a été confondus pour l'analyse. Sur l'ensemble des 48 taxons observés, 7 ont été uniquement observés par le B.R.U.V.s. et 24 uniquement par le R.U.M.V.s. (*figure 8*). Il est intéressant de noter que parmi ces observations, la proportion de carnivores mixtes observée (généraliste, piscivore et invertébré) est semblable pour les deux méthodes.

La *figure 11* montre les proportions d'individus observés appartenant à chaque guildes trophique pour les deux méthodes employées. Globalement les opérations ont permis d'observer une plus grande proportion d'individus carnivores. En effet plus de 80% des organismes identifiés par les deux méthodes sont des carnivores mixtes (piscivore, généraliste et invertébrés). Les organismes herbivores et omnivores sont observés en plus faibles proportions et représentent pour les deux techniques moins de 15% des individus observés au total. Malgré des ressemblances globales des guildes trophiques observées par les deux méthodes, la proportion de carnivores généraliste est dominante pour la méthode appâtée. La méthode non appâtée a recensé autant d'individus carnivores invertébrés que de carnivores généralistes et a compté deux fois plus de piscivores. L'effet de la méthode sur le type de guildes trophique des individus observés a été vérifié par un test Chi<sup>2</sup> d'indépendance de Pearson. Les résultats indiquent que la guildes trophique des individus observés n'est pas indépendante de la méthode d'observation (p-value < 0.05), la guildes trophique des individus observés serait donc associée à une technique d'observation. En effet pour les organismes carnivores, les deux méthodes ne montrent pas la



**Figure 11** : Proportion d'individus observés appartenant à chaque guilde trophique pour les deux méthodes employées.



**Figure 12** : A.F.C. (Analyse Factorielle des Correspondances) représentant le lien entre la méthode d'observation (points) et la guilde trophique des individus observés (flèches).

même proportion de carnivores généralistes, de piscivores et de carnivores invertébrés. Il semble y avoir une domination d'individus carnivores généralistes observés par les B.R.U.V.s. et une domination de piscivores observés par les R.U.M.V.s. . L'analyse factorielle des correspondances réalisée (*figure 12*) permet de visualiser graphiquement l'association entre les guildes trophique des individus observés et le type de dispositif utilisé le matin ou l'après-midi. Les deux dimensions utilisées expliquent 98.5% de la variance totale du jeu de données. Le premier axe distingue le moment de l'observation (matin/après-midi), tandis que le deuxième axe tend à distinguer le type de dispositif (B.R.U.V.s./R.U.M.V.s.). Les modalités qui contribuent le plus à la définition de la première dimension (Dim1) sont « B.R.U.V.s.\_mat » et « Herbivore » avec respectivement 50.6% et 66.7% des contributions. Pour ce qui est du second axe (Dim2), c'est les modalités « R.U.M.V.s.\_mat » et « Piscivore » qui contribuent majoritairement avec 32.7% et 47.6% des contributions. Les carnivores généralistes sont associés au B.R.U.V.s. déployés le matin et les carnivores invertébrés au R.U.M.V.s. le matin. Les positions opposées des modalités « piscivore » et « omnivore » indiquent des affinités différentes des deux guildes trophiques aux type de dispositif déployé l'après-midi, il y a une association des omnivores au B.R.U.V.s. et des piscivores au R.U.M.V.s. . Concernant les herbivores, ils ne semblent pas être associé à aucune des deux méthodes.

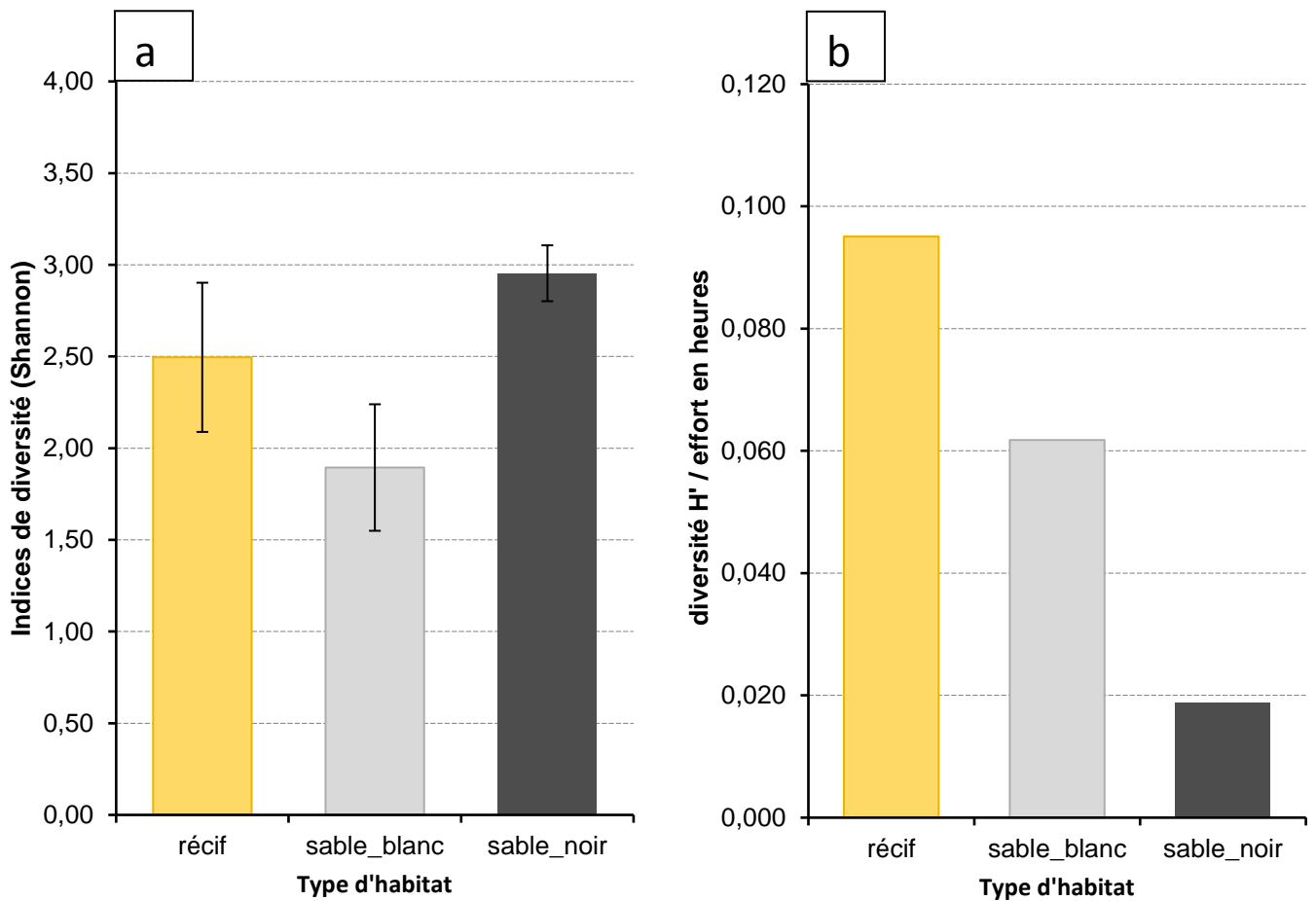
### 3. Effet de l'habitat sur les peuplements de poissons observés

Trois différents habitats ont été prospectés lors de cette étude. Les sites de la baie de Saint Paul et de la zone proche du port de Sainte Marie montrent un habitat dominé par un substrat sableux basaltique. Les habitats de type « récif » et « sable blanc » concernent uniquement le cône sableux devant le Port de Saint Gilles.

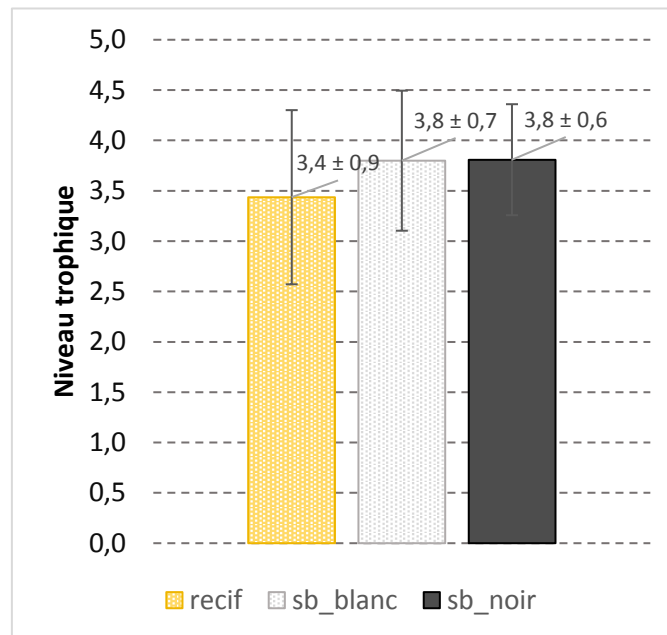
La richesse spécifique varie en fonction des habitats prospectés. Sur un ensemble de 41 espèces (R.U.M.V.s.), 29 ont été observées dans un habitat de sable noir, 18 dans un habitat récifal et 11 dans un habitat de sable blanc. Il en est de même pour la diversité spécifique avec des valeurs d'indices de Shannon respectivement de 2,9, 2,5 et 1,9. Les indices de Pielou calculés pour les mêmes zones montrent des valeurs entre 0,790 et 0,877 ce qui indique que l'abondance d'individus est assez bien répartie entre les espèces. Il est important de noter que l'effort d'observation entre les différents sites est très hétérogène. En effet dans les sites de Saint-Paul et de Sainte-Marie, où se trouve un habitat sableux basaltique, les caméras ont été déployées pour 157 heures. Concernant les habitats récifaux et de sable blanc, cet effort est bien inférieur et ne représente que 26 et 31 heures. Le rapport de l'indice de Shannon sur l'effort révèle une plus grande diversité en milieu récifal que dans les milieux sableux (*figure 13b*).

### 4. Avantages et inconvénients des méthodes employées

Les méthodes utilisées dans cette étude présentent toute deux des avantages et des inconvénients. Le *tableau 3* résume d'un point de vue économique et technique l'analyse des coûts associés à chaque méthode.



**Figure 13 :** a) Indices de diversité (Shannon) calculés pour apprécier la diversité en espèces observées dans les différents habitats rencontrés. b) Diversité spécifique observée pour chaque habitat en fonction de l'effort d'observation en heures.



**Figure 14 :** Niveau trophique moyen des organismes observés dans chaque habitat pour les R.U.M.V.s. .

Cette analyse montre que le déploiement de 4 caméras appâtée est avantageux d'un point de vue économique et du temps de travail par rapport à la palangre de caméras non appâtées. Les B.R.U.V.s. peuvent être déployés dans des fonds accidentés sans trop de risques de maillage mais le problème avec cette méthode est qu'elle nécessite la gestion d'appâts et que les cages protectrices et les 4 bouées sont très encombrante. Par conséquent le nombre de caméras est limité à 4 caméras par sortie. C'est pourquoi elle ne permet pas de prospecter sur des aussi grandes étendues que celles prospectées par les 10 caméras de la méthode R.U.M.V.s. .

Le coût économique élevé des R.U.M.V.s. est équilibré par un déploiement facile et rapide des 10 caméras. L'effort d'observation est ainsi deux fois plus grand que pour celui des B.R.U.V.s. en termes de nombre de caméras immergées.

## IV) Discussion

### 1. Observation de chondrichthyens

Dans cette étude, beaucoup d'espèces de poissons ont été observées grâce aux deux systèmes de caméras sous-marines, malgré le recensement d'un grand nombre de gros carnivores avec notamment des gros spécimens de poissons cartilagineux, aucun requin n'a encore été observé en journée dans la baie de Saint-Paul, à Sainte-Marie et dans le cône sableux du port de Saint-Gilles. Ce résultat indique l'absence de requins dans les zones prospectés en journée. En effet durant la même période, de mars à avril 2018, des requins et des raies ont été capturés de nuit par le programme de pêche préventive à proximité des zones prospectées par les B.R.U.V.s. et les R.U.M.V.s. . Huit requins tigres (*Galeocero cuvier*) et une raie guitare (*Rhynchobatus djiddensis*) ont été capturés dans la Baie de Saint Paul et deux raies guitare à Saint Gilles (Requin, 2018b). Il faut savoir que l'effort déployé par les pêcheurs est différent de celui déployé par les systèmes de caméras. Les opérations de pêche commencent au crépuscule et peuvent durer toute la nuit alors que les caméras appâtées ont été déployée uniquement en journée pour un maximum de deux heures. L'effort de pêche a été de 1004 heures × hameçons dans la baie de Saint Paul et de 890 heures × hameçon à Saint Gilles entre mars et avril 2018. Ainsi cet effort considérable cause un recouvrement des plumes olfactives des appâts plus grand que celui des appâts des B.R.U.V.s. (43 heures d'immersion), par conséquent la probabilité de capture d'un requin est beaucoup plus grande pour la pêche que pour les B.R.U.V.s. . En outre, la profondeur de prospection des caméras est limitée à des profondeurs de 50 mètres maximum. Or des études sur le comportement des requins gris et à pointe blanche (*Hexanchus griseus* et *Triaenodon obesus*) ont montré que les requins seraient plus actifs pendant la nuit et retourneraient dans des eaux plus profondes en journée (Andrews et al., 2009 ; Fitzpatrick et al., 2011). Ces constats ont aussi été faits à La Réunion sur les requins bouledogue grâce au programme C.H.A.R.C. (Soria et al., 2015), les auteurs confirment que les requins bouledogue sont

**Tableau 3 :** Tableau de synthèse de l'analyse des coûts associés à chaque méthode.

	B.R.U.V.s.		R.U.M.V.s.	
Coût financier	1440 €	+	3600 €	-
Encombrement matériel (en litres)	1352 L	--	191 L	+
Temps de mise en place (en minutes)	44 min	-	28 min	+
Temps d'analyse des données (en minutes)	145 min	+	250 min	-
Prospection dans différents habitats	Corde verticale pas de maillages	+	Maillage de la ligne mère horizontale sur le récif	-
Nombre de caméras	4	-	10	+
Aire de prospection	? Dépend attraction de l'appât et des espèces observées	+	Dépend de la visibilité	-



au large dans des eaux plus profondes en journée et se rapprochent de la côte à partir du début d'après-midi jusqu'au crépuscule. Il est invraisemblable qu'un comportement d'évitement des requins soit responsable du fait qu'ils n'aient pas encore été observés avec ces méthodes à La Réunion car plusieurs études ont réussi à étudier des chondrichthyens dont des requins grâce à des systèmes de caméras appâtées (Dunbrack and Zielinski, 2003 ; White et al., 2013 ; Espinoza et al., 2014 ; De Vos et al., 2015 ; Harasti et al., 2017). En outre les espèces de raies qui ont été observées grâce aux systèmes de caméras (*Rhynchobatus djiddensis*, *Teaniurops meyeri* et *Dasciatis pastinica*) sont souvent attrapées comme prises accessoires dans le programme de pêche préventive à La Réunion alors qu'il cible spécifiquement les requins bouledogue et tigre.

On peut alors formuler plusieurs hypothèses pour expliquer l'absence des squales :

- Un effet temporel de la présence des requins avec probablement des déplacements nyctéméraux entre le large et la côte ;
- La pêche de régulation porte peut-être ses fruits et la population de requins a nettement diminuée au point de ne plus les retrouver à leurs emplacements habituels ;
- Les requins détectent notre présence malgré la discrétion du dispositif mis en place. Ceci reste peu probable du fait que l'on capte beaucoup d'autres animaux au mode de vie similaire, notamment les raies et les grands prédateurs ;
- Les requins sont rares à La Réunion et les attaques perpétrées n'étaient le fait que d'un individu ou un groupe d'individus qui a sévit pendant plusieurs années.

Il serait intéressant de munir les B.R.U.V.s. d'éclairages et de multiplier l'efforts d'observation même pendant la nuit pour atteindre un effort comparable à celui de la pêche. Cela permettrait d'améliorer les connaissances sur des aspects biologique et comportementaux des grands requins côtiers.

## 2. Comparaison du peuplement observé par les deux méthodes

### a) Effet de la présence ou de l'absence de l'appât

Les deux méthodes d'observation ont permis d'observer beaucoup d'individus d'espèces différentes dans les habitats sableux et récifaux des trois sites prospectés. Dans cette étude, une plus grande richesse spécifique a été observée par la méthode R.U.M.V.s. par rapport à celle observée par les B.R.U.V.s. . Cela n'est pas en accord avec la littérature (ex : Harvey et al., 2007 ; Bernard and Götz, 2012). En effet les auteurs ont montré que les systèmes appâtés aboutissent au recensement d'une plus grande richesse spécifique que les systèmes non appâtés. Il est très probable que les résultats soient ici biaisés par la grande disparité de l'effort d'échantillonnage. Pour chaque déploiement du R.U.M.V.s. , dix caméras ont été immergées pour environ 214 heures en cumulé contre 43 heures pour les 4 caméras des B.R.U.V.s. . L'effort déployé avec le R.U.M.V.s. est donc quatre fois plus élevé que celui déployé avec



les B.R.U.V.s. ce qui expliquerait la plus grande richesse spécifique observée par la R.U.M.V.s. . Lorsque la richesse spécifique est divisée par l'effort de déploiement, il en résulte que la méthode non appâtée est moins efficace que celle appâtée, et permet d'observer 0,2 espèces/heure contre 0,6 espèces par/heure pour les B.R.U.V.s. (**figure 9**). Cette différence est probablement liée à l'effet attractif de l'appât qui concentre un plus grand nombre de poissons devant la caméra (Watson et al., 2005 ; Harvey et al., 2007 ; Bernard and Götz, 2012). Pour ce qui est des aspects qualitatifs des espèces observées, il semblerait que les individus carnivores de haut niveau trophique soient attirés par les B.R.U.V.s. car ils représentant une grande proportion des individus observés (**figure 11**). Les taxons majoritairement représentés font partie des guildes trophiques des carnivores généralistes, des piscivores et des carnivores invertébrés. Cela confirme les résultats de l'étude de Harvey et al., 2007 dans laquelle la capacité des systèmes de caméras appâtés et non appâtés à observer des aspects trophiques des peuplements de poissons de fond a été comparée. Ici l'effet des carnivores généralistes est attribué à la domination de l'observation d'individus appartenant aux familles de Raninidae (14%), Balistidae (11%), Diodontidae (7%) et Tetraodontidae (4%). Le type d'alimentation de ces espèces expliquerait leur forte proportion parmi les autres espèces observées. Malgré de nombreuses observations, les familles Raninidae et Balistidae sont représentés seulement par deux espèces, le crabe girafe (*Ranina ranina*) et le baliste étoilé (*Abalistes stellaris*). Ces dernières sont des espèces carnivores benthiques typiquement retrouvées sur des substrats sableux ou vaso-sableux (Baylon and Tito, 2012; Broad, 2003). Il n'est donc pas étonnant d'en observer beaucoup avec les B.R.U.V.s., surtout dans les habitats sableux présents dans les sites prospectés.

Pour ce qui est de la méthode R.U.M.V.s., les individus le plus souvent observés font partie de la guildes trophique des piscivores et appartiennent en majorité à la famille des Carangidae. Il est intéressant de noter que quelques individus de Scombridae ont été observés et uniquement grâce à la méthode non appâtée. Les résultats de l'A.F.C. (**figure 12**) confirment que les piscivores ont été d'avantage observés grâce au R.U.M.V.s. mais surtout pendant l'après-midi. Il faut savoir que les familles des Carangidae et des Scombridae (carangues et thons) sont des prédateurs qui chassent dans la colonne d'eau (Juanes et al., 2002). Ainsi ils se déplacent constamment et ont des adaptations physiologiques (bonne vue, queue étroite et partie antérieure du corps large, ligne latérale développée) leur permettant de repérer et attraper des proies en mouvement. Le choix de la recherche alimentaire de ces prédateurs est donc motivé par le mouvement de leur proie plutôt que l'odeur. Leur comportement alimentaire de chasse expliquerait pourquoi ces espèces n'ont pas été intéressées par l'appât des B.R.U.V.s. immobile au fond de l'eau. C'est donc la différence de l'effort d'observation entre la R.U.M.V.s. et les B.R.U.V.s. qui explique la différence du nombre de carangues et de thons comptés par les deux méthodes. Ceci dit il n'est pas exclu que la forme et la couleur des supports des caméras aient attiré la curiosité des poissons piscivores en agissant comme des D.C.P. .



### b) Différences du peuplement de poissons observé en fonction de l'habitat

Dans cette étude il est difficile d'analyser l'effet de l'habitat sur le peuplement de poissons observés car l'effort de déploiement est très inégal entre chacun des habitats. Les indices de diversité de Shannon calculés pour la R.U.M.V.s. semblent à première vue indiquer que la diversité est plus grande en milieu de sable noir qu'en milieu récifal et de sable blanc. Cela est étonnant car la présence de structures sous-marines complexes tels que les récifs coralliens devraient favoriser une grande biodiversité. En effet cela a été montré par plusieurs études dans divers habitats tropicaux marins (Ferreira et al., 2000 ; Gratwicke and Speight, 2005). Étant donné que l'effort d'échantillonnage a été beaucoup plus élevé dans les habitats sableux basaltiques, il est très probable que ce biais soit responsable de la différence de diversité observée. Lorsque les indices de diversité sont divisés par l'effort (temps d'immersion des dispositifs) les résultats indiquent une faible diversité par effort d'observation pour l'habitat de sable noir (*figure 13*). En effet les milieux sableux de la baie de Saint-Paul et de Sainte-Marie ont été prospectés en total pour un effort 5 fois plus grand que celui déployé dans les habitats récifaux et sableux blancs. Ainsi il faut interpréter avec précaution la diversité observée dans les milieux où l'effort d'observation a été faible. Il serait nécessaire d'augmenter l'effort d'observation à Saint Gilles pour apprécier la diversité en gros poissons des milieu coralliens et de sable blanc.

### c) Avantages et inconvénients des méthodes utilisées

L'analyse des coûts associés à chaque méthode relève les avantages et inconvénients des B.R.U.V.s. et des R.U.M.V.s. à suivre des peuplements de poissons. Globalement dans cette étude les R.U.M.V.s. demandent un apport financier plus élevé mais permettent de compter une plus grande richesse spécifique que les B.R.U.V.s. car un plus grand nombre de caméras sont utilisées. Le cout financier est principalement lié aux caméras (Gopro Hero 5 black). Ainsi pour diminuer considérablement le prix des dispositifs, notamment pour les R.U.M.V.s. il est possible d'utiliser des caméras moins couteuses. Cela engendrerait une perte de précision dans le comptage de la richesse spécifique en poissons (Mallet and Pelletier, 2014) et affecterait l'efficacité de la R.U.M.V.s. à observer des prédateurs marins. C'est pourquoi il est intéressant de garder des caméras de bonne qualité malgré leur coût élevé.

Concernant les aspects pratiques des méthodes utilisées, la palangre de caméras est avantageuse par rapport aux B.R.U.V.s. car le temps de déploiement et d'analyses d'images sont moins chronophages. Cela est en accord avec l'étude réalisées en Afrique du Sud (Bernard and Götz, 2012) dans laquelle le temps d'analyse d'images des systèmes appâtés a été estimé à 7h contre 3.5h pour celle non appâtée. Les auteurs expliquent cette différence par le fait qu'un plus grand nombre d'individus sont comptés par les B.R.U.V.s. . Par conséquent, le temps d'analyse des images capturés par le système appâté ne devrait pas être considérées comme un inconvénient si il permet une plus grande puissance de diagnostic (Bernard and Götz, 2012). En outre si le but de l'étude est d'observer des requins il est préférable d'utiliser des B.R.U.V.s. du fait de l'attractivité des appâts. Deux études ont montré qu'une des forces



des systèmes de caméras appâtés est d'observer des chondrichthyens (Cappo et al., 2004 ; Brooks et al., 2011). Cela a été démontré par une estimation de l'abondance en carnivores généralistes cartilagineux 6 fois plus élevée lorsqu'un appât est ajouté au système. Les auteurs ajoutent que très peu d'autres méthodes permettent d'avoir des résultats similaires (Cappo et al., 2004). Ainsi l'inconvénient du temps d'analyse des B.R.U.V.s. est compensé par sa capacité à observer des prédateurs marins.

Il est tout de même important de distinguer la R.U.M.V.s. des systèmes non appâtés (R.U.V.) utilisés dans l'étude citée précédemment car le nombre de caméras immergées en une sortie est bien supérieur avec la R.U.M.V.s. (10 caméras) qu'avec les R.U.V. (1 caméra). Cette différence de l'effort d'observation déployée présente un avantage pour les R.U.M.V.s. car pour un même nombre de sorties, le nombre d'heures d'enregistrement sera supérieur. Il en est alors de même si l'on compare avec les dispositifs appâtés, d'autant plus que l'encombrement des B.R.U.V.s. limite le nombre de dispositifs embarqués par sortie.

Pour conclure, les deux méthodes utilisées dans cette étude permettent d'observer des prédateurs marins. Le choix d'une méthode par rapport à une autre doit être fait en fonction du budget disponible. Les B.R.U.V.s. sont encombrants et nécessitent la logistique des appâts mais semblent attirer d'avantage de prédateurs ce qui augmente la probabilité d'observer des requins. Ainsi si l'équipe de recherche souhaite faire un suivi de la faune marine et que l'encombrement n'est pas un souci, il est avantageux d'utiliser les B.R.U.V.s. . En revanche si l'objectif est de prospecter sur des grandes étendues et que l'embarcation est petite, la méthode R.U.M.V.S. est avantageuse malgré son coût économique élevé.

## Conclusion et perspectives

Au terme de ce travail nous pouvons dire qu'il n'est pas facile d'observer des requins dans leur milieu naturel. Des dispositifs permettant l'observation de la faune marine ont été conçus et testés dans des sites où il y a une présence potentielle de requin. Ils ont prouvé leur fonctionnalité en détectant environ 300 individus appartenant à 48 espèces différentes. Dans chacun des trois sites prospectés les systèmes ont détecté la présence de nombreux prédateurs carnivores dont un certain nombre de chondrichthyens. Les principales hypothèses émises quant à l'absence d'observation de requins sont : (1) un effet temporel de la présence des requins, avec des déplacements nyctéméraux entre le large et la côte ; (2) les requins seraient rares à La Réunion et les attaques perpétrées n'étaient le fait que d'un individu ou un groupe d'individus qui a sévit pendant plusieurs années ; (3) les requins évitent les caméras malgré la discrétion des dispositifs (R.U.M.V.s.) et l'attraction de l'appât (B.R.U.V.s.).

Malgré le fait que les requins n'aient pas été observés, ces méthodes ont permis de faire un échantillon des peuplements poissons de grande taille dans les sites prospectés (Port de Sainte-Marie, Baie de Saint-Paul, et cône sableux devant le port de Saint-Gilles). Beaucoup de poissons à intérêt commercial ont été échantillonnés avec notamment des individus appartenant aux familles de Scombridae, Carangidae et





Ludjanidae. Par ailleurs, de nombreux crabes girafes (*Ranina ranina*) ont été comptés dans les habitats sableux surtout devant le Port de Sainte Marie avec les caméras appâtées. Cela indique qu'avec un plan d'échantillonnage adapté, les B.R.U.V.s. pourraient être un bon outil de gestion des populations d'espèces exploitées à La Réunion.

L'analyse comparative des deux systèmes montre que les caméras appâtées attirent davantage de poissons carnivores de haut niveau trophique mais présente un inconvénient quant à l'encombrement des cages protectrices et donc à la limitation de l'effort d'observation. La R.U.M.V.s., quant à elle permet de déployer facilement et rapidement sur une surface de prospection plus importante que celle des B.R.U.V.s. . Cependant les inconvénients principaux de cette méthode sont que l'analyse d'images est chronophage et que l'absence d'appât diminue les probabilités de rencontre de requins.

Il reste à explorer beaucoup de zones, peut-être même nuit, à l'heure où les requins présentent un comportement alimentaire actif. Pour cela il est nécessaire de munir les dispositifs de phares de plongée qui sont étanches avec une bonne autonomie énergétique. L'effet attractif de l'appât peut être remplacé par un stimulus sonore (ex : craquement de bouteille ou émission de vibrations) qui permettrait de mieux connaître l'aire d'attraction et ainsi de déterminer une densité absolue en requins.

## Bibliographie

- Alevizon, W.S., Brooks, M.G., 1975. The comparative structure of two western Atlantic reef-fish assemblages. *Bulletin of Marine Science* 25, 482–490.
- Andrews, K.S., Williams, G.D., Farrer, D., Tolimieri, N., Harvey, C.J., Bargmann, G., Levin, P.S., 2009. Diel activity patterns of sixgill sharks, *Hexanchus griseus*: the ups and downs of an apex predator. *Animal Behaviour* 78, 525–536. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2009.05.027>
- anonyme, n.d. About the Australian Institute of Marine Science [WWW Document]. URL <https://www.aims.gov.au/docs/research/monitoring/seabed/video-monitoring.html> (accessed 3.19.18).
- Baylon, J.C., Tito, O.D., 2012. Natural Diet and Feeding Habits of the Red Frog Crab (*Ranina ranina*) from Southwestern Mindanao, Philippines 2.
- Bernard, A., 2012. Towards a cost-efficient and standardised monitoring protocol for sub-tidal reef fish in the Agulhas Eco-region of South Africa.
- Bernard, A., Götz, A., 2012. Bait increases the precision in count data from remote underwater video for most subtidal reef fish in the warm-temperate Agulhas bioregion. *Marine Ecology Progress Series* 471, 235–252.
- Bernard, A.T.F., Götz, A., Parker, D., Heyns, E.R., Halse, S.J., Riddin, N.A., Smith, M.K.S., Paterson, A.W., Winker, H., Fullwood, L., Langlois, T.J., Harvey, E.S., 2014. New possibilities for research on reef fish across the continental shelf of South Africa. *South African Journal of Science* 110, 1–5. <https://doi.org/10.1590/sajs.2014/a0079>
- Branstetter, S., 1990. Early life-history implications of selected carcharhinoid and lamnoid sharks of the northwest Atlantic. NOAA Tech. Rep. NMFS 90, 17–28.
- Broad, G., 2003. Fishes of the Philippines.
- Brooks, E., Sloman, K., Sims, D., Danylchuk, A., 2011. Validating the use of baited remote underwater video surveys for assessing the diversity, distribution and abundance of sharks in the Bahamas. *Endangered Species Research* 13, 231–243. <https://doi.org/10.3354/esr00331>
- Camoin, G.F., Colonna, M., Montaggioni, L.F., Casanova, J., 1997. Reef development in south west indian ocean. *Coral Reefs*.
- Campbell, R.A., 2004. CPUE standardisation and the construction of indices of stock abundance in a spatially varying fishery using general linear models. *Fisheries Research* 70, 209–227. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.08.026>
- Cappo, M., Harvey, E., Shortis, M., 2006. Counting and measuring fish with baited video techniques— an overview. Presented at the Australian Society for Fish Biology Workshop Proceedings, pp. 101–114.
- Cappo, M., Speare, P., De’ath, G., 2004. Comparison of baited remote underwater video stations (BRUVS) and prawn (shrimp) trawls for assessments of fish biodiversity in inter-reefal areas of the Great Barrier Reef Marine Park. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 302, 123–152. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2003.10.006>
- Chabanet, P., Loiseau, N., Join, J.-L., Ponton, D., 2012. VideoSolo, an autonomous video system for high-frequency monitoring of aquatic biota, applied to coral reef fishes in the Glorioso Islands (SWIO). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 430–431, 10–16. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2012.06.024>
- Chapman, B., 2017. Shark Attacks.
- Cliff, G., Dudley, S.F.J., 2011. Reducing the environmental impact of shark-control programs: a case study from KwaZulu-Natal, South Africa. *Mar. Freshwater Res.* 62, 700–709. <https://doi.org/10.1071/MF10182>
- Cliff, G., Dudley, S.F.J., 1991. Sharks caught in the protective gill nets off Natal, South Africa. 5. The Java shark *Carcharhinus amboinensis* (müller & Henle). *South African Journal of Marine Science* 11, 443–453. <https://doi.org/10.2989/025776191784287817>

- Clua, E.E., Torrente, F., 2016. Determining the Role of Hand Feeding Practices in Accidental Shark Bites on Scuba Divers. *Journal of Forensic Science & Criminology* 4. <https://doi.org/10.15744/2348-9804.4.102>
- Davies, D.H., 1966. About sharks and shark attack. Hobbs, Dorman.
- Davis, G.E., Anderson, T.W., 1989. Population estimates of four kelp forest fishes and an evaluation of three in situ assessment techniques. *Bulletin of Marine Science* 44, 1138–1151.
- De Vos, L., Watson, R., Götz, A., Attwood, C., 2015. Baited remote underwater video system (BRUVs) survey of chondrichthyan diversity in False Bay, South Africa. *African Journal of Marine Science* 37, 209–218. <https://doi.org/10.2989/1814232X.2015.1036119>
- Dicken, M., Cliff, G., Winker, H., 2016. Sharks caught in the KwaZulu-Natal bather protection programme, South Africa. 13. The tiger shark *Galeocerdo cuvier*. *African Journal of Marine Science* 38, 285–301. <https://doi.org/10.2989/1814232X.2016.1198276>
- Dicken, M.L., 2006. Population dynamics of the raggedtooth shark (*Carcharias taurus*) along the east coast of South Africa.
- Dudley, S.F., Cliff, G., 1993. Some effects of shark nets in the Natal nearshore environment. *Environmental Biology of Fishes* 36, 243–255. <https://doi.org/10.1007/BF00001720>
- Dunbrack, R., Zielinski, R., 2003. Seasonal and diurnal activity of sixgill sharks (*Hexanchus griseus*) on a shallow water reef in the Strait of Georgia, British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 81, 1107–1111. <https://doi.org/10.1139/z03-087>
- Espinoza, M., Cappel, M., Heupel, M.R., Tobin, A.J., Simpfendorfer, C.A., 2014. Quantifying Shark Distribution Patterns and Species-Habitat Associations: Implications of Marine Park Zoning. *PLoS ONE* 9, e106885. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0106885>
- Ferreira, C.E.L., Goncalves, J.E.A., Coutinho, R., 2000. Community Structure of Fishes and Habitat Complexity on a Tropical Rocky Shore 17.
- Fitzpatrick, R., Abrantes, K.G., Seymour, J., Barnett, A., 2011. Variation in depth of whitetip reef sharks: does provisioning ecotourism change their behaviour? *Coral Reefs* 30, 569–577. <https://doi.org/10.1007/s00338-011-0769-8>
- Fréon, P., Coetzee, J.C., van der Lingen, C.D., Connell, A.D., O'Donoghue, S.H., Roberts, M.J., Demarcq, H., Attwood, C.G., Lamberth, S.J., Hutchings, L., 2010. A review and tests of hypotheses about causes of the KwaZulu-Natal sardine run. *African Journal of Marine Science* 32, 449–479. <https://doi.org/10.2989/1814232X.2010.519451>
- Froese, R., Pauly, D., 2006. Search FishBase [WWW Document]. URL <https://www.fishbase.de/> (accessed 6.17.18).
- Gibbs, L., Warren, A., 2015. Transforming shark hazard policy: learning from ocean-users and shark encounter in Western Australia. *Faculty of Social Sciences - Papers* 116–124. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.04.014>
- Gratwicke, B., Speight, M.R., 2005. The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *Journal of Fish Biology* 66, 650–667. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2005.00629.x>
- Gribble, N., McPherson, G., Lane, B., 1998. Effect of the Queensland Shark Control Program on non-target species: whale, dugong, turtle and dolphin: a review. *Marine and Freshwater Research* 49, 645–651.
- Harasti, D., Lee, K.A., Laird, R., Bradford, R., Bruce, B., 2017. Use of stereo baited remote underwater video systems to estimate the presence and size of white sharks (*Carcharodon carcharias*). *Marine and Freshwater Research* 68, 1391. <https://doi.org/10.1071/MF16184>
- Harley, S.J., Myers, R.A., Dunn, A., 2001. Is catch-per-unit-effort proportional to abundance? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58, 1760–1772. <https://doi.org/10.1139/f01-112>
- Harvey, E., Cappel, M., Butler, J., Hall, N., Kendrick, G., 2007. Bait attraction affects the performance of remote underwater video stations in assessment of demersal fish community structure. *Marine Ecology Progress Series* 350, 245–254. <https://doi.org/10.3354/meps07192>

- Harvey, E.S., Cappel, M., Kendrick, G.A., McLean, D.L., 2013. Coastal Fish Assemblages Reflect Geological and Oceanographic Gradients Within An Australian Zootone. *PLoS ONE* 8, e80955. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0080955>
- Holmes, B.J., Sumpton, W.D., Mayer, D.G., Tibbetts, I.R., Neil, D.T., Bennett, M.B., 2012. Declining trends in annual catch rates of the tiger shark (*Galeocerdo cuvier*) in Queensland, Australia. *Fisheries Research* 129–130, 38–45. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.06.005>
- International Shark Attack File – Florida Museum of Natural History [WWW Document], n.d. URL <https://www.floridamuseum.ufl.edu/shark-attacks/> (accessed 6.17.18).
- Jan, R.-Q., Shao, Y.-T., Lin, F.-P., Fan, T.-Y., Tu, Y.-Y., Tsai, H.-S., Shao, K.-T., 2007. An underwater camera system for real-time coral reef fish monitoring. *The Raffles Bulletin of Zoology* 14, 273–279.
- Jind, S., 2012. A comparison of two underwater visual sampling techniques used to estimate tropical reef fish communities. Honours Dissertation. Dalhousie University, Canada.
- Juanes, F., Buckel, J., Scharf, F.S., 2002. 12 Feeding Ecology of Piscivorous Fishes.
- Kajiura, S.M., Tellman, S.L., 2016. Quantification of massive seasonal aggregations of blacktip sharks (*Carcharhinus limbatus*) in Southeast Florida. *PloS one* 11, e0150911.
- Krogh, M., Reid, D., 1996. Bycatch in the protective shark meshing programme off south-eastern New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 77, 219–226. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00141-7](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00141-7)
- LaFond, E.C., Barham, E.G., Armstrong, W.H., 1961. Use of Underwater Television in Oceanographic Studies of a Shallow-water Marine Environment. U.S. Navy Electronics Laboratory.
- Lagabriele, E., Allibert, A., Kiszka, J.J., Loiseau, N., Kilfoil, J.P., Lemahieu, A., 2018. Environmental and anthropogenic factors affecting the increasing occurrence of shark-human interactions around a fast-developing Indian Ocean island. *Scientific Reports* 8. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-21553-0>
- Langlois, T., Harvey, E., Fitzpatrick, B., Meeuwig, J., Shedrawi, G., Watson, D., 2010. Cost-efficient sampling of fish assemblages: comparison of baited video stations and diver video transects. *Aquatic Biology* 9, 155–168. <https://doi.org/10.3354/ab00235>
- Last, P., Stevens, J., 1994. *Sharks and rays of Australia*. 513 pp. Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization, Australia.
- Loiseau, N., Kiszka, J., Bouveroux, T., Heithaus, M., Soria, M., Chabanet, P., 2016. Using an unbaited stationary video system to investigate the behaviour and interactions of bull sharks *Carcharhinus leucas* under an aquaculture farm. *African Journal of Marine Science* 38, 73–79. <https://doi.org/10.2989/1814232X.2016.1156578>
- Lynch, P.D., Shertzer, K.W., Latour, R.J., 2012. Performance of methods used to estimate indices of abundance for highly migratory species. *Fisheries Research* 125–126, 27–39. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.02.005>
- Mallet, D., Pelletier, D., 2014. Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: A review of sixty years of publications (1952–2012). *Fisheries Research* 154, 44–62. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.01.019>
- Meekan, M., Carleton, Marriott, 2006. Surveys of shark and fin-fish abundance on reefs within the MOU74 Box and Rowley Shoals using Baited Remote Underwater Video Systems. Prepared for the Australian Government Department of Environment and Heritage. December 28.
- Moffitt, R.B., Parrish, F.A., 1996. Habitat and life history of juvenile Hawaiian pink snapper, *Pristipomoides filamentosus*.
- Murphy, H.M., Jenkins, G.P., 2010. Observational methods used in marine spatial monitoring of fishes and associated habitats: a review. *Marine and Freshwater Research* 61, 236. <https://doi.org/10.1071/MF09068>
- 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. <https://doi.org/10.1126/science.1138657>

- O'Donoghue, S.H., Drapeau, L., Dudley, S.F., Peddemors, V.M., 2010. The KwaZulu-Natal sardine run: shoal distribution in relation to nearshore environmental conditions, 1997–2007. *African Journal of Marine Science* 32, 293–307. <https://doi.org/10.2989/1814232X.2010.501587>
- Paterson, R.A., 1990. Effects of long-term anti-shark measures on target and non-target species in Queensland, Australia. *Biological Conservation* 52, 147–159. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(90\)90123-7](https://doi.org/10.1016/0006-3207(90)90123-7)
- Pelletier, D., Leleu, K., Mou-Tham, G., Guillemot, N., Chabanet, P., 2011. Comparison of visual census and high definition video transects for monitoring coral reef fish assemblages. *Fisheries Research* 107, 84–93. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.10.011>
- Reid, D.D., Robbins, W.D., Peddemors, V.M., 2011. Decadal trends in shark catches and effort from the New South Wales, Australia, Shark Meshing Program 1950 - 2010. *Marine and Freshwater Research* 62, 676. <https://doi.org/10.1071/MF10162>
- Requin, I.I., 2018a. Attaques recensées [WWW Document]. URL <http://www.info-requin.re/attaques-recensees-r68.html> (accessed 6.17.18).
- Requin, I.I., 2018b. Prélèvements Avril 2018 [WWW Document]. URL <http://www.info-requin.re/prelevements-avril-2018-r105.html> (accessed 6.18.18).
- Ruppert, J.L.W., Travers, M.J., Smith, L.L., Fortin, M.-J., Meekan, M.G., 2013. Caught in the Middle: Combined Impacts of Shark Removal and Coral Loss on the Fish Communities of Coral Reefs. *PLoS ONE* 8, e74648. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0074648>
- Saint-Louis: Ils pêchent le requin marteau pour le manger [WWW Document], 2016. URL [https://www.zinfos974.com/Saint-Louis-Ils-pechent-le-requin-marteau-pour-le-manger\\_a97353.html](https://www.zinfos974.com/Saint-Louis-Ils-pechent-le-requin-marteau-pour-le-manger_a97353.html) (accessed 6.18.18).
- Sardine Run [WWW Document], 2018. URL <http://www.shark.co.za/Pages/Sardinerun> (accessed 6.17.18).
- Simpfendorfer, C.A., Milward, N.E., 1993. Utilisation of a tropical bay as a nursery area by sharks of the families Carcharhinidae and Sphyrnidae. *Environmental Biology of Fishes* 37, 337–345.
- SMART drumlines [WWW Document], 2015. URL <https://www.dpi.nsw.gov.au/fishing/sharks/management/smart-drumlines> (accessed 6.17.18).
- Soria, M., Jaquemet, S., Trystram, C., Chabanet, P., Bourjea, J., Jean, C., Ciccione, S., Dalleau, M., Bigot, L., Hemery, A., 2015. Etude du comportement des requins bouledogue (*Carcharhinus leucas*) et tigre (*Galeocerdo cuvier*) à la Réunion: rapport scientifique final du programme CHARC (Connaissance de l'écologie et de l'Habitat de deux espèces de Requins Côtiers sur la côte ouest de la Réunion). Synthèse des études sur les facteurs biotiques et abiotiques analysés au cours du programme CHARC: annexe.
- Taglioni, F., Guiltat, S., 2015. Le risque d'attaques de requins à La Réunion. Éléments d'analyse des attaques et contextualisation d'une gestion contestée. *EchoGéo*.
- Tessier, E., Chabanet, P., Pothin, K., Soria, M., Lasserre, G., 2005. Visual censuses of tropical fish aggregations on artificial reefs: slate versus video recording techniques. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 315, 17–30. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2004.08.027>
- Thioulouse, J., Chessel, D., Dole' dec, S., Olivier, J.-M., 1997. ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and Computing* 7, 75–83. <https://doi.org/10.1023/A:1018513530268>
- Tyre, A.J., Tenhumberg, B., Field, S.A., Niejalke, D., Parris, K., Possingham, H.P., 2003. IMPROVING PRECISION AND REDUCING BIAS IN BIOLOGICAL SURVEYS: ESTIMATING FALSE-NEGATIVE ERROR RATES. *Ecological Applications* 13, 1790–1801. <https://doi.org/10.1890/02-5078>
- Vogt, H., Montebon, A.R., Alcalá, M.L., 1997. Underwater video sampling: an effective method for coral reef surveys? *PROCEEDINGS OF THE INTERNATIONAL CORAL REEF SYMPOSIUM* 1447–1452.

- Watson, D.L., Harvey, E.S., Anderson, M.J., Kendrick, G.A., 2005. A comparison of temperate reef fish assemblages recorded by three underwater stereo-video techniques. *Marine Biology* 148, 415–425. <https://doi.org/10.1007/s00227-005-0090-6>
- Wetherbee, B.M., Lowe, C.G., Crow, G.L., 1994. A Review of Shark Control in Hawaii with Recommendations for Future Research.
- White, J., Simpfendorfer, C.A., Tobin, A.J., Heupel, M.R., 2013. Application of baited remote underwater video surveys to quantify spatial distribution of elasmobranchs at an ecosystem scale. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 448, 281–288. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.08.004>
- Windguru - Indian Ocean - La Reunion [WWW Document], n.d. URL <https://www.windguru.cz/172> (accessed 6.18.18).
- World Attack Frequency Rates [WWW Document], 2018. . Florida Museum. URL <https://www.floridamuseum.ufl.edu/shark-attacks/trends/frequency-rates/world/> (accessed 6.17.18).

## Annexes

### Annexe 1 : Synthèse des caractéristiques de chaque sortie (R.U.M.V.s.)

<i>Sites</i>	Nombre de caméras immergées	Durée totale des immersions	Durée moyenne des immersions	Habitats rencontrés
<i>Saint-Paul</i>	47	125:44:55	2:38:14 ± 0:37:29	Sable noir
<i>Sainte-Marie</i>	10	31:01:45	3:06:11 ± 0:10:02	Sable blanc Récif
<i>Saint-Gilles</i>	19	56:54:35	2:59:29 ± 0:06:23	Sable noir

### Annexe 2 : Synthèse des caractéristiques de chaque sortie (B.R.U.V.s.)

<i>Sites</i>	Nombre d'immersions	Durée d'immersion totale	Durée moyenne d'immersion par site HH :MM :SS (B.R.U.V.s.)	Habitats rencontrés
<i>Sainte-Marie</i>	8	04:44:58	00:35:37 ± 00:06:38	Sable noir
<i>Saint-Paul</i>	24	22:26:56	00:56:07 ± 00:29:03	Sable noir
<i>Saint-Gilles</i>	12	10:55:57	01:22:00 ± 00:28:44	Sable blanc Récif

### Annexe 3 (partie 1) : Informations contenues dans les deux bases de données

Informations relatives aux sorties	Informations relatives aux observations
n°cam	date
date	n°echantillon
type	famille
Nombre Heure	genre
site	espèce
habitat	genre espèce
nb cameras	niv_troph
duree(h)	se.niv_troph

**Annexe 3 (partie 2) : Informations contenues dans les deux bases de données**

duree(min)	grp_troph
nombre de photos	guilde_troph
appat	site
profondeure	habitat
dir_courant	n°caméra
vitesse_courant	lien_photo
vent (nœuds)	dispositif
<b>Informations relatives aux sorties</b>	<b>Informations relatives aux observations</b>
direction_vent	prof(m)
houle(m)	appat
direction_houle	heure d'immersion
couv_nuageuse	periode
<b>espèce</b>	temps_immersion_tot
richesse sp obs	temps_obs
remarque	lat_Y
---	long_X
---	lat_Y_large
---	long_X_large
---	courant
---	dir_courant
---	vitesse_courant
---	direction_vent
---	intensité_vent
---	houle(m)
---	couv_nuageuse
---	pluie
---	visibilité
---	nb_obs
---	nb_min_estime
---	nb_estime
---	statut_I.U.C.N.
---	remarques



**Annexe 4 (partie 1) : Niveaux trophiques des espèces observées**

<b>famille</b>	<b>Genre espèce</b>	<b>Niveau trophique</b>	<b>Groupe trophique</b>	<b>Guilde trophique</b>
Carangidae	<i>Carangoides armatus</i>	4,2	carnacier	Piscivore
Carangidae	<i>Carangoides ferdau</i>	3,98	carnacier	Piscivore
Carangidae	<i>Carangoides fulvoguttatus</i>	4,02	carnacier	Piscivore
Carangidae	<i>Caranx heberi</i>	3,7	carnacier	Piscivore
Carangidae	<i>Caranx ignobilis</i>	4,48	carnacier	Piscivore
Carangidae	<i>Caranx melampygus</i>	4,28	carnacier	Piscivore
Carangidae	<i>Caranx papuensis</i>	4,65	carnacier	Piscivore
Carangidae	<i>Decapterus macarellus</i>	3,24	carnacier	Piscivore
Scombridae	<i>Euthynnus affinis</i>	4,47	carnacier	Piscivore
Scombridae	<i>Gymnosarda unicolor</i>	4,5	carnacier	Piscivore
Carangidae	<i>Scomberoides lysan</i>	4,04	carnacier	Piscivore
Carangidae	<i>Seriola rivoliana</i>	4,5	carnacier	Piscivore
Sphyraenidae	<i>Shyraena barracuda</i>	4,5	carnacier	Piscivore
Sphyraenidae	<i>Sphyraena acutipinnis</i>	4,5	carnacier	Piscivore
poulpe	poulpe	3	carnacier	Carnivore généraliste
Balistidae	<i>Abalistes stellaris</i>	3,85	carnacier	Carnivore généraliste
Ludjanidae	<i>Aprion virescens</i>	3,98	carnacier	Carnivore généraliste
Tetraodontidae	<i>Arothron hispidus</i>	3,1	carnacier	Carnivore généraliste
Dasyatidae	<i>Dascyatis pastinaca</i>	4,05	carnacier	Carnivore généraliste
Diodontidae	<i>Diodon hystrix</i>	3,61	carnacier	Carnivore généraliste
Echeneidae	<i>Echeneis nauC.R.A. tes</i>	3,4	carnacier	Carnivore généraliste
Serranidae	<i>Epinephelus flavocaeruleus</i>	4,16	carnacier	Carnivore généraliste
Fistulariidae	<i>Fistularia commersonii</i>	4,28	carnacier	Carnivore généraliste
Ludjanidae	<i>Pristipomoides sp.</i>	3,9	carnacier	Carnivore généraliste
Scorpanidae	<i>Pterois miles</i>	3	carnacier	Carnivore généraliste
Raninidae	<i>Ranina ranina</i>	3,92	carnacier	Carnivore généraliste
Rhinobatidae	<i>Rhynchobatus djiddensis</i>	3,83	carnacier	Carnivore généraliste
Dasyatidae	<i>Teaniurops meyeri</i>	4,02	carnacier	Carnivore généraliste
Serranidae	<i>Variola louti</i>	4	carnacier	Carnivore généraliste
calmar	calamar	3,9	carnacier	Carnivore invertébrés

<i>famille</i>	Genre espèce	Niveau trophique	Groupe trophique	Guilde trophique
Myliobatidae	<i>Aetobatus narinari</i>	3,32	carnacier	Carnivore invertébrés
Albulidae	<i>Albula vulpes</i>	3,66	carnacier	Carnivore invertébrés
Tetraodontidae	<i>Aluterus monoceros</i>	3,49	carnacier	Carnivore invertébrés
Ludjanidae	<i>Bodianus bilunulatus</i>	3,44	carnacier	Carnivore invertébrés
Ludjanidae	<i>Bodianus perditio</i>	4,2	carnacier	Carnivore invertébrés
Lethrinidae	<i>GymnoC.R.A.nius grandoculis</i>	3,98	carnacier	Carnivore invertébrés
Ostracidae	<i>Lactoria cornuta</i>	3,5	carnacier	Carnivore invertébrés
Mullidae	<i>Parupeneus multifasciatus</i>	3,61	carnacier	Carnivore invertébrés
Mullidae	<i>Parupeneus sp.</i>	3,61	carnacier	Carnivore invertébrés
Monacanthidae	<i>Aluterus scriptus</i>	3,02	omnivore	Herbivore
Chaetodontidae	<i>Chaetodon sp.</i>	2,77	herbivore	Herbivore
Chloniidae	<i>Chelonia mydas</i>	2,09	herbivore	Herbivore
Acanthuridae	<i>Naso brachycentron</i>	2,67	herbivore	Herbivore
Acanthuridae	<i>Naso brevirostris</i>	2,22	herbivore	Herbivore
Acanthuridae	<i>Naso tuberosus</i>	2	herbivore	Herbivore
Acanthuridae	<i>Naso unicornis</i>	2,17	herbivore	Herbivore
Ephippidae	<i>Platax orbicularis</i>	3,33	omnivore	Omnivore
Chaetodontidae	<i>Heniochus acuminatus</i>	3,45	omnivore	Omnivore
Ephippidae	<i>Platax orbicularis</i>	3,33	omnivore	Omnivore

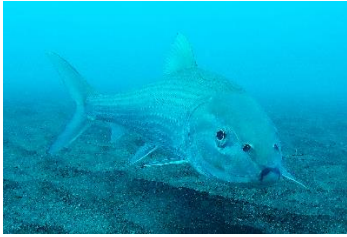
Annexe 5 (partie 1) : Tableau de comparaison différentes techniques de suivi de la biodiversité marine

		Vidéo				Visuel	Pêche				
		B.R.U.V.S.	R.U.V.S.	D.O.V.	UVS		Pêche				
Aspects techniques et juridiques	Coût financier, besoins matériels et humains	Sorties bateau 3 opérateurs Dispositif (matériel électronique, support, appâts...)	++	Sortie bateau 3 opérateurs minimum Dispositif (matériel électronique, support, appâts...)	++	bateau, plongeurs, matériel vidéo plus chère que B.R.U.V.S.	+	Sortie bateau 3 opérateurs minimum (2 plongeurs+capitaine) matériel plongée+matériel de notation aquatique GPS	+	bateau, matériel de pêche, capitaine + pêcheurs	--
	Temps de mise en place	Facilement déployable et en peu de temps	++	Facilement déployable et en peu de temps	++	facile	-	Facile	-	long, les résultats ont une valeur statistique qu'après un certain effort de pêche	-
	Savoir faire particulier	Reconnaissance des espèces	++	Reconnaissance des espèces	++	niveau plongée, connaissance espèces	-	reconnaissance des espèces + niveau de plongée	-	maitrise des techniques de pêche piégeage chalutage...	--
	Répétabilité	Bonne répétabilité	++	Bonne répétabilité	++	moyen (différence entre observateurs)	-	faible ( dépend de l'observateur)	-	bonne si le techniques de pêche sont standardisées	+
	Biais	Espèces carnivores majoritairement filmées et "intimidant" d'autre espèces ou individus plus petits difficile de connaitre l'air l'étendu de la plume olfactive	+	sous estimations d'abondance et de diversité	-	biais observateur	-	Gros piscivores rarement observés biais liés à la différence d'expérience de l'observateur	--	différence de capturabilité entre les espèces et individus (Nash <i>et al.</i> (1994) Taille moyenne des individus de l'échantillon est plus grande	+
	Poids statistique de l'échantillon	mieux que techniques de pêche car la variance est diminuée	+	Il faut un effort beaucoup plus intense pour arriver aux même résultats que le B.R.U.V.S.	-	besoin de beaucoup d'heures de film	-	besoin de beaucoup d'heures de film	-	dépend de l'effort de pêche mais peut être robuste	+
	Profondeur de prospection	limité par étanchéité du boîtier de la caméra	+	limité par étanchéité du boîtier de la caméra	+	limitée à 150m	-	limitée à 150m	-	limitée par le matériel de pêche	++
	Prospection dans différents habitats	Adapté à différents substrats	+	Adapté a différents substrats	+	oui sauf extrêmes	++	oui sauf extrêmes	++	oui	+
	Aire de prospection	grande	+	grande	+	grande	+	grande	+	grande	+
	Possibilité de prospection en AMP	oui	++	oui	++	oui	++	oui	++	non	--
	Difficulté d'analyse des données	chronophage mais pas besoin d'être expert (surtout pour espèces de requins)	--	moins chronophage que B.R.U.V.S. mais pas besoin d'être expert (surtout pour espèces de requins)	-	chronophage	--	chronophage	-	facile	++
	problèmes techniques lié a la clarté de l'eau	oui	--	oui	--	oui	--	oui	--	non	++
	Possibilité de faire des analyses ultérieurement ou par un expert	oui	++	oui	++	oui	++	non	-	non	--
	matériel à but éducatif (vidéos) pour sensibilisation décideurs et citoyens	oui	++	oui	++	oui	++	non	-	non	--

**Annexe 5 (partie 2) :Tableau de comparaison différentes techniques de suivi de la biodiversité marine**

<b>Mesure de la biodiversité</b>	Mesure de la biomasse de gros prédateurs	oui	++	oui mais moins que B.R.U.V.S.	+	fonctionne moins bien que B.R.U.V.S. a cause de l'effet répulsif du plongeur	non	oui	++		
	Mesure de la taille des individus	oui si stéréo	+	oui si stéréo	+	oui si stéréo	+	biais liés a la différence d'expérience de l'observateur et de la subjectivité de ce dernier	-	oui	++
	Mesure de l'abondance en gros prédateurs	oui	+	difficile d'estimer la taille de la plume olfactive mais possible	+	moins représentative de la réalité que les autre techniques car échantillon faible	-	fonctionne moins bien que B.R.U.V.S. a cause de l'effet répulsif du plongeur	--	oui	+
	comparaison entre les sites	oui	++	oui	++	oui	+	oui mais il y a un biais de l'observateur	-	oui	+
	suivis temporels	oui	+	oui	+	oui	+	oui mais il y a un biais de l'observateur	-	oui	+
	Étude du comportement	oui	++	oui	+	impossible sur requins car très rarement rencontrés	-	impossible sur requins car très rarement rencontrés	--	non	--
<b>Mesure de l'environnement</b>	Données sur l'habitat	oui	++	oui	++	oui	++	oui	+	non	-
	Données environnementales (physico-chimiques)	oui si munis d'instruments	+	oui	+	oui	+	oui si instruments	+	non	-
<b>Impact sur l'environnement</b>	Destruction de l'habitat	très faible impact	++	très faible impact	++	très faible impact	++	très faible impact	++	destruction de l'habitat impact non négligeable	--
	Prélèvement d'individus dans le milieu	non	++	non	++	non	++	non	++	oui et risque de mortalité élevé pour espèces d'eau profondes	--
<b>Sources bibliographiques</b>		Dunlop (2013)		Dorman <i>et al.</i> (2012)		Langlois et al (2010)		Brooks et al ( 2011)		Bernard <i>et al.</i> (2014)	
		Anthony <i>et al.</i> (2014)		Bernard & Götz (2012)		Cappo et al (2003)		Cappo et al (2004)		Willis et al. (2000)	
		Shortis <i>et al.</i> (2007)						Willis & Babcock (2000)		Cole et al (1990)	
		Cappo <i>et al.</i> (2003)						Halford & Thompson (1994)			
		SOP SAIAB (2017)						Pelletier et al. (2010)			
		Abdo <i>et al.</i> (2004)								Colton Swearer (2010)	

*Annexe 6) Photographie des organismes marins rencontrés dans leur milieu*



*Abula vulpes*



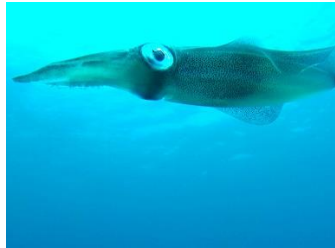
*Arothron hispidus*



*Aprion virescens*



*Scomberoides lysan*



*Calmar*



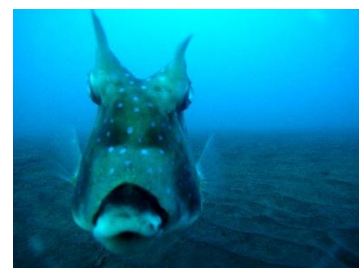
*Aluterus scriptus*



*Caranx heberi*



*Petrois miles*



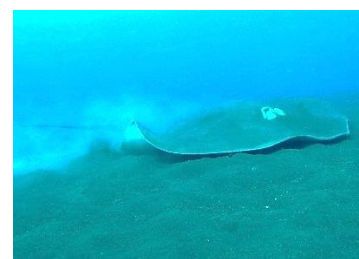
*Lactoria cornuta*



*Carangoides armatus*



*Ranina ranina*



*Dascyatis pastinaca*



*Chelonia mydas*



*Caranx ignobilis*



*Shyrna barracuda*



*Variola louti*



*Rhynchobatus djiddensis*



*Euthynnus affinis*



*Lactoria cornuta*



*Seriola rivoliana*



*Caranx heberi*



*Rhynchobatus djiddensis*

## Résumé

Dans le cadre de la problématique des morsures de requins qui existe à La Réunion depuis quelques années, la question d'une prospection in situ a été posée. Cela permettrait de mieux comprendre ce phénomène et de tenter d'en savoir plus notamment sur le requin bouledogue incriminé dans la majorité des attaques.

Ainsi après une analyse bibliographique des systèmes d'observation de la faune sous-marine, il a été choisi de tester des caméra appâtées (B.R.U.V.s.), leur efficacité à observer des requins ayant été démontrée dans la littérature. Un second système d'observation passif (R.U.M.V.s.) a été construit pour contourner la problématique discutable des appâts. Ce dernier est constitué d'une ligne placée au fond de l'eau sur laquelle sont attachées de nombreuses caméras.

Bien que les requins n'aient pas encore été observés grâce à ces méthodes, elles ont permis d'observer environ 300 individus de 48 espèces différentes. Ces observations constituent un échantillon des peuplements de poissons des zones prospectées (Port de Sainte Marie, Baie de Saint Paul et cône sableux devant le Port de Saint Gilles) et donnent un aperçu de la biodiversité présente dans ces lieux. Il a été constaté une domination d'espèces de poissons carnivores dont beaucoup de Carangidés qui constituent 30% des individus observés par les deux méthodes dans des habitats prospectés, principalement sableux.

C'est donc la première fois que ce genre de dispositifs sont utilisés à La Réunion. Les deux méthodes ont été déployées avec succès et ont permis d'observer de gros prédateurs dont des chondrichthyens difficilement observés par des méthodes de suivi classiques employant la plongée. Il serait intéressant pour la suite d'augmenter l'effort d'observation et de faire des prospections de nuit, cela permettrait d'augmenter les chances d'observer des requins pour ainsi mieux étudier des aspects écologiques, biologiques, et comportementaux des squales.

Mots clés : Requins ; observation faune marine ; B.R.U.V.s. ; R.U.M.V.s.;La Réunion

## Abstract

Reunion Island has witnessed an increase of the rate of shark attacks the past decade. The sharks responsible are mainly bull sharks so in order to better understand the phenomenon, it was suggested to use video techniques to observe these sharks in their natural habitat.

After reviewing the literature, B.R.U.V.s. seemed to be the most suited technique since it was used to study large shark's populations around the world. A second system was built to avoid the problem related to bait. This innovating system (R.U.M.V.s.) is composed of several cameras attaches on a line which is anchored to the seafloor.

Even though both systems didn't detect sharks, they were very effective at sampling the community of large fish in prospected areas (Sainte Marie harbor, the bay of Saint Paul et the sandy patch next to Saint Gilles's harbor). Approximately 300 individuals were photographed belonging to 48 species. There was a domination of large carnivorous species belonging the Carangid family, which counted for 30% of the total number of individuals.

It is the first time this kind of systems is used in Reunion both techniques were successful at sampling local fish communities and counted many large predatory species like rays which are difficult to assess by traditional surveying methods using divers. It would be interesting to multiply the observation efforts even during night time. This would higher our probability to observe sharks and better understand their ecological, biological and behavioral traits.

Key words: Sharks; observation of marine life; B.R.U.V.s. ; R.U.M.V.s. ; La Réunion