

SUIVI DES POPULATIONS COTIERES DE REQUINS ET DE RAIES DANS LES ANTILLES FRANÇAISES

PAR LA METHODE DES CAMERAS APPATEES, 2016-2022

Citation recommandée : Beaufort O., Kap Natirel, 2023, Suivi des populations côtières de requins et de raies dans les Antilles françaises par la méthode des caméras appâtées, 2016-2022, 61 pages.

Contact :

Beaufort Océane, Association Kap Natirel, oceane.beaufort@kapnatirel.org

Remercîments à toutes les personnes et structures qui ont participé à ce projet, comprenant les phases de terrain pour l'acquisition de nouveaux enregistrements (2021-2022) mais également aux personnes et structures qui ont permis de réaliser les premiers enregistrements entre 2016 et 2019, ainsi qu'à toutes les personnes qui ont participé au visionnage et à l'extraction des données. Remercîments à Thibaud Glinez et à Matthiew Witt (Université d'Exeter) pour leur aide dans l'analyse des données.

Ce projet a été réalisé avec le soutien de :



En collaboration avec :



Sommaire

1. Introduction	8
2. Matériel et méthode	12
2.1. Site d'étude	13
2.2. Méthode	14
2.2.1. Présentation des BRUVs	14
2.2.2. Echantillonnage et répartition des caméras	16
2.2.3. Extraction des données sur les espèces	17
2.2.4. Indices d'occurrence et d'abondance	18
Indice d'occurrence	18
Indice d'abondance	19
2.2.5. Caractérisation du milieu	20
Caractérisation du substrat	20
Détermination de la complexité du milieu	20
2.2.6. Analyses	21
3. Résultats	22
3.1. Diversité spécifique et stades du cycle de vie	23
3.2. Antilles françaises	25
3.2.1. Diversité spécifique	25
3.2.2. Fréquence des observations	25
3.2.3. Indice d'abondance	29
3.2.4. Répartition des observations	32
3.3. Répartition des observations en Guadeloupe	34
3.3.1. Diversité spécifique	34
3.3.2. Fréquence des observations	34
3.3.3. Indice d'abondance	36
3.4. Répartition des observations en Martinique	39
3.4.1. Diversité spécifique	39
3.4.2. Fréquence des observations	39
3.4.3. Indice d'abondance	41
3.5. Facteurs pouvant influencer la répartition des élastranchés	42
3.5.1. Statut de protection	42
3.5.2. La complexité du milieu	46
4. Discussion	49
5. Conclusion	60
Annexe 1 : Localisation des enregistrements.	62
Annexe 2 : Cartes de répartition des principales espèces observées	65
Références bibliographiques	71

Liste des figures :

Figure 1 : Sites d'étude	13
Figure 2 : Schéma du montage BRUVs.	14
Figure 3 : Mise à l'eau d'un BRUV	14
Figure 4 : Relève de paramètres environnementaux.	14
Figure 5 : Un BRUV déployé.	15
Figure 6 : Récupération d'un BRUV.	15
Figure 7 : Observation d'un requin sur un BRUV.	15
Figure 9 : Fréquence d'observation des requins et des raies en fonction des îles.	27
Figure 10 : Fréquence d'observation par île en fonction des espèces.	27
Figure 11 : Fréquence d'observation des espèces en fonction de l'île.....	28
Figure 12 : Indice moyen d'abondance par île en fonction du taxon	29
Figure 13 : Indice d'abondance des raies par île.....	30
Figure 14 : Indice d'abondance des requins par île.....	30
Figure 15 : Indice d'abondance de la raie pastenague par île.....	30
Figure 16 : Indice d'abondance du requin nourrice par île.....	31
Figure 17 : Indice d'abondance du requin de récif des Caraïbes par île.....	31
Figure 18 : Indice d'abondance du requin nez noir par île.....	31
Figure 19 : Répartition des observations de raies dans les Antilles françaises.	32
Figure 20 : Répartition des observations de requins dans les Antilles françaises.....	33
Figure 21 : Fréquence d'observation des requins et raies en fonction du secteur de l'archipel guadeloupéen	35
Figure 22 : Fréquence d'observation par espèces en fonction du secteur de l'archipel guadeloupéen.....	35
Figure 23 : Fréquence d'observation par secteur de l'archipel guadeloupéen en fonction des espèces.....	35
Figure 24 : Indice moyen d'abondance par secteur de l'archipel guadeloupéen en fonction des espèces.....	36
Figure 25 : Indice d'abondance des raies par secteur de Guadeloupe	37
Figure 26 : Indice d'abondance des requins par secteur de Guadeloupe	37
Figure 27 : Indice d'abondance de la raie pastenague par secteur de Guadeloupe	37
Figure 28 : Indice d'abondance du requin nourrice par secteur de Guadeloupe	38
Figure 29 : Indice d'abondance du requin de récif des Caraïbes par secteur de Guadeloupe	38
Figure 30 : Indice d'abondance du requin citron par secteur de Guadeloupe.....	38
Figure 31 : Fréquence d'observation des requins et raies en fonction du secteur de la Martinique	39
Figure 32 : Fréquence d'observation par espèces en fonction du secteur de la Martinique.....	39
Figure 33 : Fréquence d'observation par secteur de la Martinique en fonction des espèces	40
Figure 34 : Indice d'abondance des raies par secteur de Martinique.....	41
Figure 35 : Indice d'abondance de la raie pastenague par secteur de Martinique.....	41
Figure 36 : Indice d'abondance des raies en fonction du statut de protection pour chaque île.....	43
Figure 37 : Indice d'abondance des requins en fonction du statut de protection pour chaque île	43
Figure 38 : Indice d'abondance de la raie pastenague en fonction du statut de protection pour chaque île	44
Figure 39 : Indice d'abondance du requin nourrice en fonction du statut de protection pour chaque île	44

<i>Figure 40 : Indice d'abondance du requin de récif des Caraïbes en fonction du statut de protection pour chaque île</i>	<i>45</i>
<i>Figure 41 : Indice d'abondance du requin nez noir en fonction du statut de protection pour chaque île</i>	<i>45</i>
<i>Figure 42 : Indice d'abondance du requin citron en fonction du statut de protection pour chaque île</i>	<i>46</i>
<i>Figure 43 : Indice d'abondance (IA) en fonction d'indice de complexité (IC) pour les principales espèces observées.....</i>	<i>47</i>
<i>Figure 44 : Représentation de chaque indice de complexité par île.....</i>	<i>47</i>
<i>Figure 45 : Représentation de chaque indice de complexité par secteur de Guadeloupe</i>	<i>48</i>
<i>Figure 46 : Représentation de chaque indice de complexité par secteur de Martinique.....</i>	<i>48</i>

Liste des tableaux :

<i>Tableau 1 : Nombres d'enregistrements par îles et secteurs.</i>	<i>16</i>
<i>Tableau 2 : liste des espèces observées sur les enregistrements.....</i>	<i>23</i>
<i>Tableau 3 : Répartition des stades du cycle de vie observés par île et statut de conservation.</i>	<i>24</i>
<i>Tableau 4 : Diversité spécifique par île.</i>	<i>25</i>
<i>Tableau 5 : Indice d'occurrence par île.....</i>	<i>28</i>
<i>Tableau 6 : Diversité spécifique pour chaque secteur de Guadeloupe.</i>	<i>34</i>
<i>Tableau 7 : Indice d'occurrence pour chaque secteur de Guadeloupe.....</i>	<i>36</i>
<i>Tableau 8 : Diversité spécifique en Martinique.....</i>	<i>39</i>
<i>Tableau 9 : Indice d'occurrence par secteur en Martinique.....</i>	<i>40</i>

2PRK « *Pou Pwoteksyon Rékin Karib* »

Le projet 2PRK a débuté en février 2022 sur l'ensemble des Antilles françaises pour une durée de 24 mois. Ayant pour principal objectif l'amélioration des connaissances sur les populations de requins et de raies, trois méthodes complémentaires sont employées :

- les **sciences participatives** (INA Scuba Rékin),
- le suivi via **la méthode les caméras sous-marines appâtées** (BRUVs),
- le suivi via **la méthode de l'ADN environnemental** (ADNe).

La force de ce projet réside, entre autre, dans la collaboration avec différents acteurs répartis sur l'ensemble des Antilles françaises (gestionnaires de réserves marines, clubs de plongée, Université des Antilles, ...).

Ce projet est soutenu par l'Union Européenne via le programme **BEST4LIFE** et l'Office Français de la Biodiversité via le programme **Mob'Biodiv**.





© Kevin Bryant / Flickr

1. Introduction

Dans le monde, de nombreuses populations de requins et de raies sont en déclin (Bonfil et al, 2005 ; Duvy et al, 2008). Les caractéristiques du cycle biologique (« sélection K ») définies notamment par une croissance lente, une longue durée de vie, une maturité sexuelle tardive, de longues périodes de gestation et une fécondité réduite impliquent des taux de rétablissement à la suite de déclin des populations qui sont considérés comme lents (Cortes, 2000). Couplé à des taux élevés par la pêche en réponse à la demande du marché (Clarke et al. 2006; Worm et al., 2013), cela a entraîné l'épuisement de nombreuses populations de requins à un rythme qui dépasse leur potentiel de rétablissement naturel (Worm et al., 2013). Dans la Caraïbe le constat est inquiétant avec des populations considérées comme très faibles sur certains territoires (Ward-Paige et al, 2010) et une fonctionnalité des populations récifales de requins pouvant être considérées comme éteintes, notamment dans les Antilles françaises sur les îles de la Guadeloupe et de la Martinique (MacNeil et al, 2020).

De par leur grande diversité de tailles, de formes, de régimes alimentaires et de comportements, les requins et les raies forment un des groupes de prédateurs les plus diversifiés et jouant des rôles fonctionnels importants, notamment dans le contrôle par le haut de la chaîne trophique et de la structure fonctionnelle des écosystèmes côtiers et océaniques (Dulvy et al, 2014; Heithaus et al., 2008; Stevens, 2000). Qu'ils soient en haut de la chaîne alimentaire (« apex-prédateur ») ou à des maillons inférieurs (ex : méso-prédateur) ces espèces participent à la structure de la chaîne alimentaire (Barley et al. 2017). Certaines espèces sont réputées pour participer activement à la sélection naturelle et réduire le développement de maladies en se nourrissant de proies faibles (Lowe et al., 1996, Lucifora et al. 2009) et de carcasses (Dudley et al., 2000). Via leur rôle de prédateurs, les requins ont la capacité de réguler les écosystèmes via des processus descendants (Stevens et al. 2000, Scheffer et al. 2005, Heupel et al. 2014). Leur diminution, voire leur disparition, pourrait donc participer à des phénomènes de cascades trophiques entraînant le déclin de population dans d'autres parties du réseau trophique (Jackson et al. 2001, Myers et al. 2007, Bascompte et al. 2005). Sur les zones récifales, bien qu'il existe encore certaines incertitudes quant aux interactions entre les divers maillons de cette chaîne et le rôle fonctionnel des requins dans la structuration des communautés récifales (Roff et al. 2016), il a été démontré que l'absence de prédateurs sur les récifs peut affecter la capacité de ces derniers à se rétablir face à des perturbations (telles que des cyclones et des

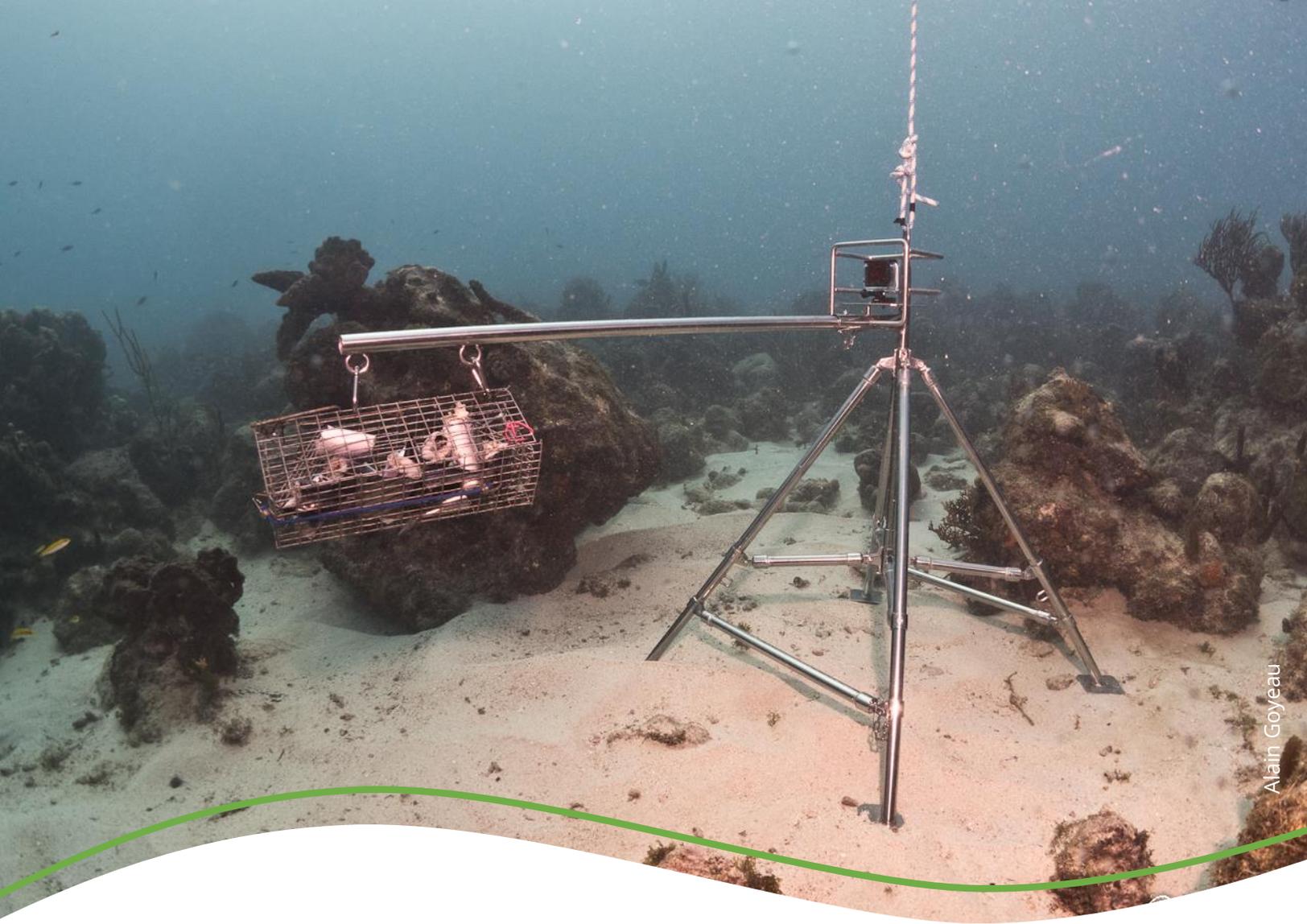
événements de blanchiment coralliens) (*Ruppert et al. 2013*) et favoriser le développement d'espèces invasives (*Dulvy et al., 2004; Albins and Hixon, 2013 ; Ruppert et al., 2013*).

Le constat actuel, avec une diminution inquiétante des populations de requins et de raies, soulève un besoin important de mise en place d'une gestion et d'une conservation adaptées à ces animaux (*Musick et al., 1999 ; Stevens, 2002 ; Dulvy et al. 2014*). Devant la diminution drastique des populations de requins et de raies dans le monde, de nombreux Etats ont adopté des réglementations de gestion ou de protection en faveur des chondrichthyens. Dans la Caraïbe, on note la création de plusieurs sanctuaires pour les requins dont celui aux Bahamas, créé en 2011. Plus récemment, le gouvernement néerlandais a déclaré en 2015 les eaux de Saba et Bonaire en sanctuaire (*Sanctuaire Yarari*). Ce sanctuaire s'est agrandi en 2016 avec Sint Maarten et en 2018 avec St Eustache. Dans les Antilles françaises, à ce jour, il n'y a pas de sanctuaire pour les requins et les raies. Néanmoins, l'île de St Barthélemy a récemment mis plusieurs espèces de requins et de raies sur la liste des espèces protégées, une première pour les Antilles françaises (*Beaufort, 2022*). Concernant la réglementation des menaces, dont la pêche, différentes mesures ont récemment été prises sur les différentes îles (*Beaufort, 2022*) mais des mesures complémentaires sont fortement recommandées, notamment sur les espèces côtières, pour réduire les menaces liées à la pêche. Les lacunes présentes dans les connaissances sur les populations locales d'élastomobranthes sont un frein à la mise en place d'actions locales adaptées. En effet, pour la mise en place de mesures de gestion et de conservation adaptées il est essentiel d'avoir une bonne connaissance des caractères biologiques et écologiques des populations concernées (*Simpfendorfer et al, 2011 ; Rohr et al, 2014*).

Depuis 2013, l'association Kap Natirel, chargée de la coordination du Réseau requins des Antilles françaises (Reguar), développe des projets sur l'ensemble des Antilles françaises pour améliorer les connaissances sur ces animaux mais également sur les interactions qui existent entre les élastomobranthes et les activités humaines. Parmi les méthodes utilisées, celle des caméras sous-marines appâtées (BRUVs). Cette méthode est utilisée depuis de nombreuses années à travers le monde pour améliorer les connaissances sur certaines espèces, dont les requins et les raies (*Bruns et al, 2020 ; Last et al. 2016 ; Bond et al. 2019 ; Brooks et al, 2011 ; Heagney et al, 2007*). En

2016, cette méthode a été utilisée pour la première fois dans les Antilles françaises dans le cadre du projet mondial « Global Fin Print¹ ». Depuis, cette méthode de suivi est utilisée régulièrement sur les différentes îles des Antilles françaises. Ce projet présente les premiers résultats obtenus avec la méthode des BRUVs dans les Antilles françaises de 2016 à 2022.

¹ <https://globalfinprint.org/>



Alain Goyeau

2. Matériel et méthode

2.1. Site d'étude

Les Antilles françaises sont localisées sur l'arc antillais, dans la Caraïbe. Elles sont composées de plusieurs îles :

- St Barthélemy (18°50' N, 62°49' W),
- St Martin (18°04' N, 63°03' W),
- L'archipel de Guadeloupe (16° N, 62° W),
- Martinique (14°40' N, 61°00' W).

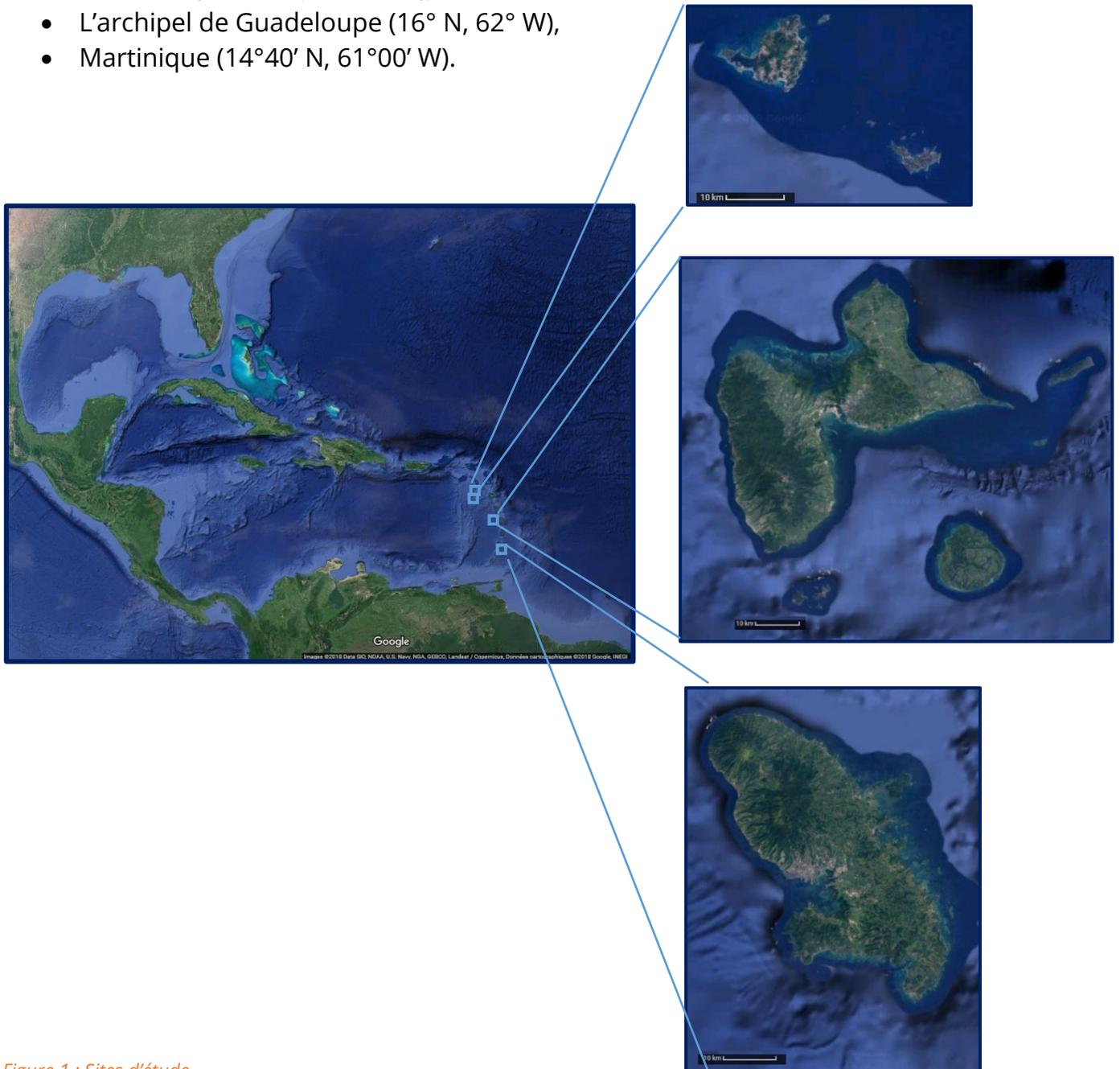


Figure 1 : Sites d'étude

2.2. Méthode

2.2.1. Présentation des BRUVs

La méthode utilisée est celle des « BRUVs² ». Elle est portée sur l'utilisation d'une caméra avec des appâts pour attirer des animaux dans le champ de vision de la caméra. Les espèces ciblées par l'étude (ici les requins et les raies) sont identifiées et comptées sur une période d'échantillonnage standard (entre 40 et 90 minutes).

Chaque caméra est installée sur une structure en acier qui tient une cage avec 1 kg de poissons (de préférence du poisson « gras », type sardine). La quantité d'appât utilisée permet d'attirer seulement les animaux à proximité du site d'étude. L'utilisation d'une cage permet d'attirer les animaux via l'odeur en limitant le nourrissage. Chaque structure est signalée en surface par une bouée.

Dans la suite de ce rapport, le terme « BRUV » sera employé pour désigner le système d'enregistrements (structure et caméra). Dans la mesure du possible, les BRUVs sont déposés avec des nageurs en surface pour limiter les dégâts pouvant être occasionnés par les structures sur les récifs mais aussi pour positionner les structures de la manière la plus optimale.

Pour chaque BRUV déployé, la position et la profondeur sont relevées. Des informations complémentaires sont également relevées (dont la température et la salinité). Les paramètres physicochimiques ne seront pas analysés dans ce document. Cinq BRUVs sont déployés en même temps, espacés d'au moins 400 m (en suivant les recommandations *Bond, Partridge, et al., 2018*).

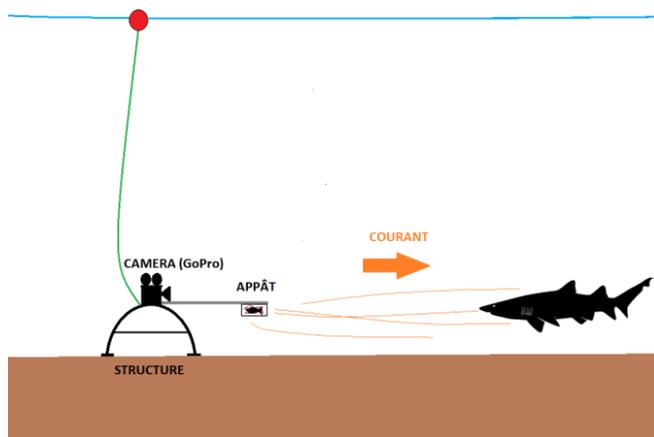


Figure 2 : Schéma du montage BRUVs.



Figure 3 : Schéma du montage BRUVs.

² Abréviation du terme anglais : Baited Remote Underwater Video



Figure 4 : Un BRUV déployé.



Figure 5 : Relève de paramètres environnementaux.



Figure 6 : Récupération d'un BRUV.



Figure 7 : Observation d'un requin sur un BRUV.

2.2.2. Echantillonnage et répartition des caméras

Dans les Antilles françaises, 1 110 enregistrements ont été réalisés sur l'ensemble des îles (tableau 1) entre 2016 et 2022. Parmi eux, 1 011 ont été retenues pour l'analyse soit 91,5 %. Les autres enregistrements n'ont pas pu être analysés liés à la chute de la structure, à une visibilité considérée comme inadéquate pour l'analyse (< 3 m) ou bien à une durée d'enregistrement inférieure à 30 minutes.

Au total, ce sont près de **1300 heures d'enregistrements**. La moyenne des enregistrements est de 90 minutes. Tous les enregistrements ont été réalisés en journée entre 8h00 et 17h00. Les structures ont été déposées sur des sites avec une profondeur comprise entre 5 m et 33 m. La répartition des enregistrements sur chaque île en fonction des années est présentée en Annexe I.

Tableau 1 : Nombres d'enregistrements par îles et secteurs.

Iles	Secteurs	Nombre d'enregistrements réalisés	Nombre d'enregistrements analysés	%
Guadeloupe	Tous secteurs	443	392	88,5
	CSV	45	39	86,7
	Désirade	36	21	58,3
	Grand Cul-de-Sac marin	151	140	92,7
	PCSM	40	33	82,5
	Petite-Terre	126	116	92,1
	St François	45	43	95,6
Martinique	Tous secteurs	145	132	91,0
	Facade atlantique	86	78	90,7
	Facade sud	59	54	91,5
Saint-Barthélemy	Tous secteurs	427	392	91,8
Saint-Martin	Tous secteurs	95	95	100,0
Total général		1110	1011	91,1

2.2.3. Extraction des données sur les espèces

Les vidéos sont visionnées avec le logiciel *VideoLan VLC Media Player 2.0.2.*® avec une accélération comprise entre x1,0 et x1,2.

Afin de limiter la gêne potentielle liée à la présence du bateau et des apnéistes lors du déploiement des caméras, l'analyse de chaque vidéo débute à partir de la 5^{ème} minute d'enregistrement après que la structure soit positionnée.

Pour chacune des espèces étudiées (ici les requins) observées sur une vidéo, les informations suivantes sont relevées :

- la *présence / absence* ,
- le *N max*,

L'indice « N max » est défini comme le nombre maximal d'individus différents observés sur un même enregistrement (*Priede et al, 1994*) . Le *N max* est obtenu par le nombre maximal d'individus de la même espèce observables au même instant dans le champ de la caméra. Cependant, quand des marques corporelles distinctes indiquaient clairement qu'un animal dans le champ de vision était différent de celui qui avait quitté le champ, cet animal a été traité comme un individu supplémentaire (*Sherman et al. 2018*).

- l'estimation de la taille*,

Bien que la méthode employée ne permette pas de mesurer la taille précise des individus observés, il est possible de classer, pour chaque espèce, les individus en 3 catégories (1 : *nouveau-né – juvénile* ; 2 : *juvénile- sub-adulte* ; 3 : *sub-adulte – adulte* ; 4 : *femelle gestante*).

Par ailleurs, les données similaires sont relevées pour toutes les autres espèces rencontrées sur les vidéos (dont les poissons osseux). Ces données seront utilisées pour étudier les communautés de proies.

A noter que lors de l'extraction des données les individus difficilement identifiables seront identifiés au niveau de la Famille voire de l'Ordre.

2.2.4. Indices d'occurrence et d'abondance

Indice d'occurrence

L'indice d'occurrence utilisé est basé sur la fréquence des observations, il est évalué avec la donnée « *présence/absence* » du taxon considéré.

La fréquence d'observation (noté *FO*) a été calculée de la manière suivante sur un secteur d'étude nommé *y* :

$$FO_x = \frac{\text{Nombre d'enregistrements du secteur } y \text{ avec la présence d'au moins 1 individu du taxon } x}{\text{Nombre d'enregistrements analysés sur le secteur } y}$$

La fréquence d'observation peut être mise en catégorie de la manière suivante :

Fréquence d'observation (%)	Catégorie
0	-
$x < 5$	Très faible
$5 < x < 10$	Faible
$10 < x < 25$	Modérée
$25 < x < 50$	Élevée
$x > 50$	Très élevée

Indice d'abondance

L'indice d'abondance « **IA** » est utilisé pour évaluer l'abondance relative d'un taxon (le taxon peut être une espèce, une Famille, un Ordre, un groupe d'espèces ...). Il est basé sur la valeur de N_{max} convertie pour obtenir une valeur par unité d'effort (OPUE³).

Il est déterminé de la manière suivante :

$$IA_x = \frac{N_{max}(x)}{t}$$

x étant le taxon concerné et **t** le temps d'analyse de l'enregistrement concerné (en heure).

Ainsi, sur un secteur d'étude nommé **y** :

$$IA_{moy\ x} = \frac{\sum IA\ x\ obtenus\ sur\ toutes\ les\ enregistrements\ du\ secteur\ y}{Nombre\ d'enregistrements\ analysés\ sur\ le\ secteur\ y}$$

³ Observation par unité d'effort

2.2.5. Caractérisation du milieu

Caractérisation du substrat

Pour chaque enregistrement le substrat est caractérisé en se basant sur une photo extraite de l'enregistrement :

- Zone récifale : on observe au moins une structure récifale dans le champs de vision de la caméra ;
- Zone à herbier/sableuse : le substrat ne présente pas de structure récifale, il est dominé par du sable et/ou des herbiers.

Détermination de la complexité du milieu

Un indice de complexité (noté **IC**) , allant de 0 à 4, a été donné pour chaque enregistrement. Il est déterminé de la manière suivante :

- IC0 : absence de relief et de cavité ;
- IC1 : faible relief ponctuel avec peu/pas de cavités ;
- IC2 : faible relief majoritaire ou relief modéré ponctuel avec quelques cavités ;
- IC3 : relief modéré majoritaire ou relief important ponctuel avec plusieurs cavités ;
- IC4 : relief important majoritaire avec de nombreuses cavités de tailles variées.
- IC5 : relief très important et complexe

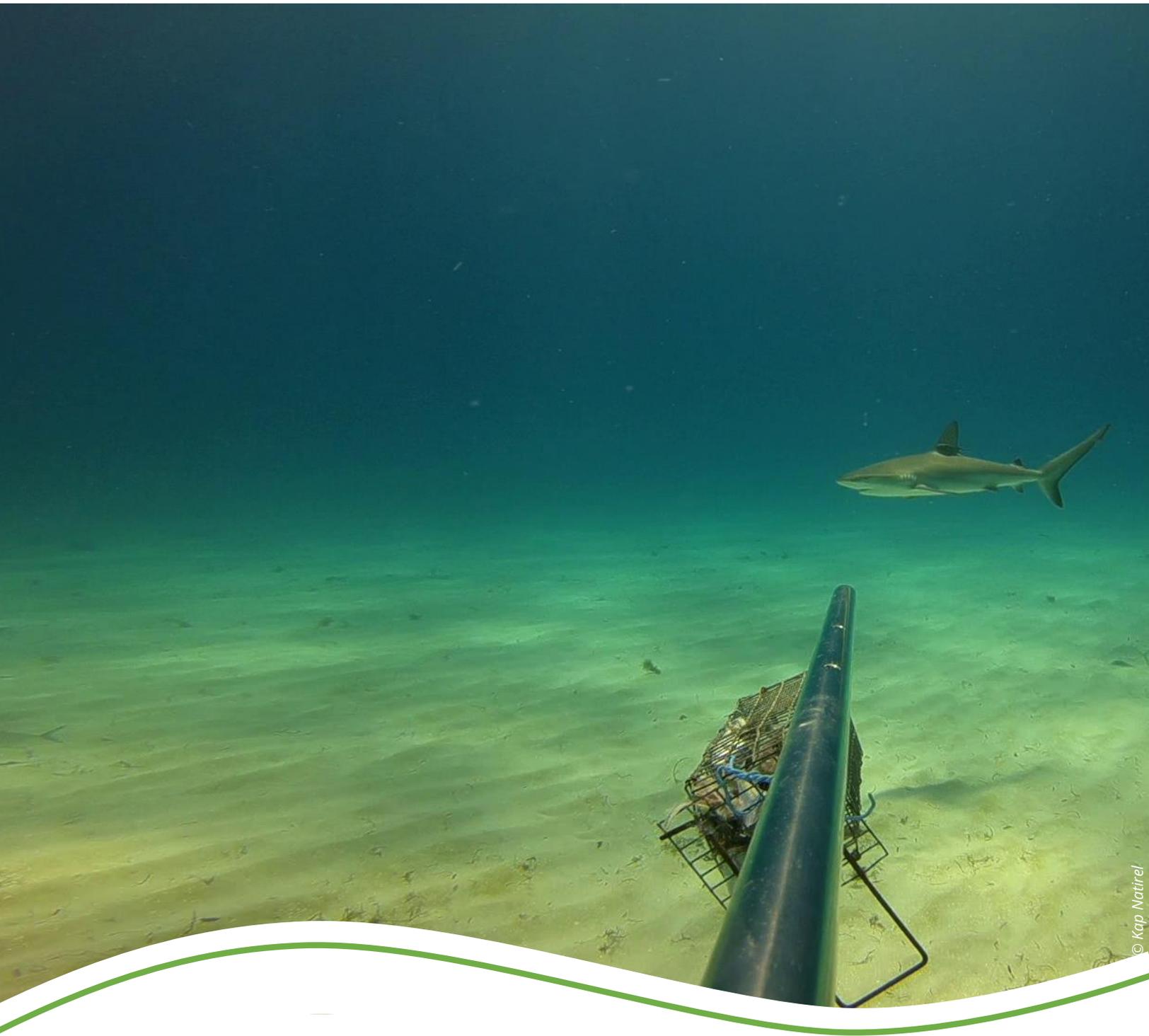
2.2.6. Analyses

Les différentes analyses statistiques sont réalisées avec le logiciel R studio version 2023.03.0 et les packages associés.

Pour l'indice d'abondance, le test de Shapiro est utilisé pour vérifier la normalité des données. Si les données suivent la loi Normal, un test paramétrique est utilisé, sinon ce sera un test non paramétrique. Pour la comparaison de deux échantillons, le test de Student est employé (test paramétrique) et le test de Mann-Whitney (test non paramétrique). Pour la comparaison de plus de deux échantillons, une ANOVA (test paramétrique) et Kruskal-Wallis suivie d'un test de Wilcox (test non paramétrique).

Les analyses statistiques seront réalisées seulement pour les espèces qui ont été observées au moins sur 20 enregistrements pour les analyses en fonction des îles et sur 5 enregistrements pour les analyses en fonction des secteurs. De plus, les comparaisons seront réalisées seulement au sein d'un même taxon.

De par certains biais liés à la méthode utilisée (dont les appâts) il est important de distinguer l'abondance et l'occurrence réelles dans le milieu et l'abondance et l'occurrence sur les enregistrements. Dans le cadre de cette étude on parle de l'abondance et de l'occurrence sur les enregistrements. En effet, cette méthode est basée sur le principe que plus une espèce est abondante dans le milieu, plus elle a de probabilités de passer devant la caméra pendant l'enregistrement. Pour optimiser les chances de les observer, des appâts sont utilisés pour attirer les prédateurs dans le champ de vision de la caméra. Cependant, chaque espèce réagit différemment à la présence de la caméra et des appâts. Certaines espèces peuvent être très attirées (ex : le requin nourrice) tandis que d'autres espèces ne vont pas y porter d'intérêt. Par conséquent il a été décidé de ne pas comparer les espèces entre elles.



3. Résultats

3.1. Diversité spécifique et stades du cycle de vie

Au moins **10 espèces** ont été identifiées appartenant à 5 Familles et 3 Ordre (8 espèces de requins et 2 espèces de raies) (tableau 2). Le tableau 3 présente la répartition des stades du cycle de vie observés sur chaque île et le statut de conservation des espèces. Avec la présence d'au moins 9 espèces différentes, l'île de Saint-Barthélemy se démarque des autres îles, suivie de Saint-Martin (6 espèces), de la Guadeloupe (5 espèces) puis de la Martinique (3 espèces). Sur les 10 espèces, 7 sont inscrites sur la liste rouge des espèces menacées d'extinction d'après l'UICN⁴.

Tableau 2 : liste des espèces observées sur les enregistrements.

Ordre	Famille	Nom scientifique	Nom vernaculaire français	Nom vernaculaire anglais
Myliobatiformes	Mobulidae	<i>Aetobatus narinari</i>	Raie léopard	Spotted eagle ray
	Dasiatidae	<i>Hypanus sp.</i>	Raie pastenague	Stingray
Orectolobiformes	Ginglymostomatidae	<i>Ginglymostoma cirratum</i>	Requin nourrice	Nurse shark
Carcharhiniformes	Carcharhinidae	<i>Carcharhinus perezii</i>	Requin de récif des caraïbes	Caribbean reef shark
		<i>Carcharhinus acronotus</i>	Requin nez noir	Black nose shark
		<i>Carcharhinus limbatus</i>	Requin bordé	Blacktip shark
		<i>Carcharhinus sp.</i>	Requin "gris" non identifié	Requiem shark
		<i>Negaprion brevirostris</i>	Requin citron	Lemon shark
		<i>Galeocerdo cuvier</i>	Requin tigre	Tiger shark
	<i>Rhizoprionodon sp.</i>	Requin aiguille	Sharpnose sharks	
	Sphyrnidae	<i>Sphyrna mokarran</i>	Grand requin marteau	Great hammerhead shark

⁴ Union International pour la Conservation de la Nature

Tableau 3 : Répartition des stades du cycle de vie observés par île et statut de conservation.

Espèce	Statut de conservation (UICN)	Stades de cycle de vie observés			
		Martinique	Guadeloupe	Saint-Barthélemy	Saint-Martin
Raie léopard	En danger	3	2,3	2,3	
Raie pastenague	Quasi-menacé	2,3	2,3	2,3	2,3
Requin nourrice	Vulnérable	2	1,2,3	1,2,3,4	1,2,3,4
Requin de récif des caraïbes	En danger		2	1,2,3	1,2
Requin nez noir	En danger		2	1,2,3	2
Requin bordé	Quasi-menacé			3	
Requin "gris" non identifié	-		2	1,2,3	2
Requin citron	Vulnérable			2,3	
Requin tigre	Quasi-menacé			1,2,3	2,3
Requin aiguille	En danger			2	
Grand requin marteau	En danger critique				2



Figure 8 : Espèces observées sur les BRUVs.

En haut à gauche : nurserie de requins de récif des Caraïbes, en haut à droite : une femelle gestante de requin nourrice, en bas à gauche : un requin nourrice juvénile, en bas à droite : un requin tigre sub-adulte.

3.2. Antilles françaises

3.2.1. Diversité spécifique

Avec au moins 6 espèces de requins et 2 espèces de raies observées, l'île de Saint-Barthélemy présente la plus large diversité d'éla-smobran-ches, suivie par Saint Martin (5 espèces de requins et 1 espèce de raie) (tableau 4). En Guadeloupe 4 espèces de requins ont été observées et 2 espèces de raies. Sur la Martinique une seule espèce de requins a été observée et 2 espèces de raies.

Tableau 4 : Diversité spécifique par île.

	Saint-Martin	Saint-Barthélemy	Guadeloupe	Martinique
Nombre d'espèces de requins	5	6	4	1
Nombre d'espèces de raies	1	2	2	2

3.2.2. Fréquence des observations

Sur l'ensemble des enregistrements analysés (n = 1011), **des requins ont été observés sur plus de 32,1 % des enregistrements** (soit 325 enregistrements) et **des raies sur 28,0 % des enregistrements** (soit 283 enregistrements). Cette occurrence varie en fonction des îles (figure 9) avec une occurrence plus importante sur St Barthélemy (FO requins = 67,60 %, FO raies = 43,37 %) et St Martin (FO requins = 27,37 % et FO raies = 24,21 %) par rapport à la Guadeloupe (FO requins = 8,42 %, FO raies = 14,03 %) et la Martinique (FO requins = 0,76 % et FO raies = 26,52 %).

Au niveau des espèces, sur l'ensemble des Antilles françaises les résultats montrent la dominance de trois espèces (FO > 10 %) :

- la raie pastenague américaine (*Hypanus americanus*), présente sur 26,3 % des enregistrements,
- le requin nourrice (*Ginglymostoma cirratum*), présent sur 21,66 % des enregistrements,
- le requin de récif des Caraïbes (*Carcharhinus perezi*), présent sur 10,29 % des enregistrements.

Ces 3 espèces sont dominantes sur St Martin et St Barthélemy. Pour la Martinique et la Guadeloupe seule la raie pastenague est dominante.

D'après les figures 10 et 11, pour chaque espèce la fréquence d'observation varie en fonction de l'île. Globalement pour les requins, à l'exception du requin citron, la fréquence d'observation est plus importante dans les îles du Nord (Saint-Martin et Saint-Barthélemy) que dans les îles de la Martinique et la Guadeloupe.

D'après le tableau 4, 7 espèces sur les 10 observées dans les Antilles françaises présentent un indice d'occurrence fréquence d'observation considérée comme « très faible » dont le requin citron, la raie léopard et le requin tigre. Seule la raie pastenague possède une fréquence « élevée » et le requin nourrice et le requin de récif des Caraïbes ont une fréquence « modérée ».

Entre les îles, on observe trois principales différences :

- **les espèces qui possèdent une occurrence « très faible » à « faible »** sur l'ensemble des Antilles françaises et peu importe l'île. C'est le cas notamment du requin bordé (*C. limbatus*), du requin citron (*N. brevirostris*), du requin tigre (*G. cuvier*), du grand requin marteau (*S. mokarran*) et du requin aiguille (*R. sp.*).
- **les espèces qui ont une occurrence qui passe de « très faible » à « modérée »** en fonction de l'île, c'est le cas du requin de récif des Caraïbes (*C. perezii*) qui présente une fréquence d'observation « très faible » en Guadeloupe, « faible » à Saint-Martin » et « Modérée » à Saint-Barthélemy ; et du requin nez noir (*C. acronotus*) avec une fréquence d'observation « très faible » pour la Guadeloupe et Saint-Martin, et « modérée » pour Saint-Barthélemy.
- **les espèces qui ont une occurrence d'observation qui passe de « très faible » à « élevée »** en fonction de l'île, comme le requin nourrice (*G. cirratum*) qui présente une fréquence d'observation « très faible » en Guadeloupe et en Martinique, « modérée » à Saint-Martin et « élevée » à Saint-Barthélemy.

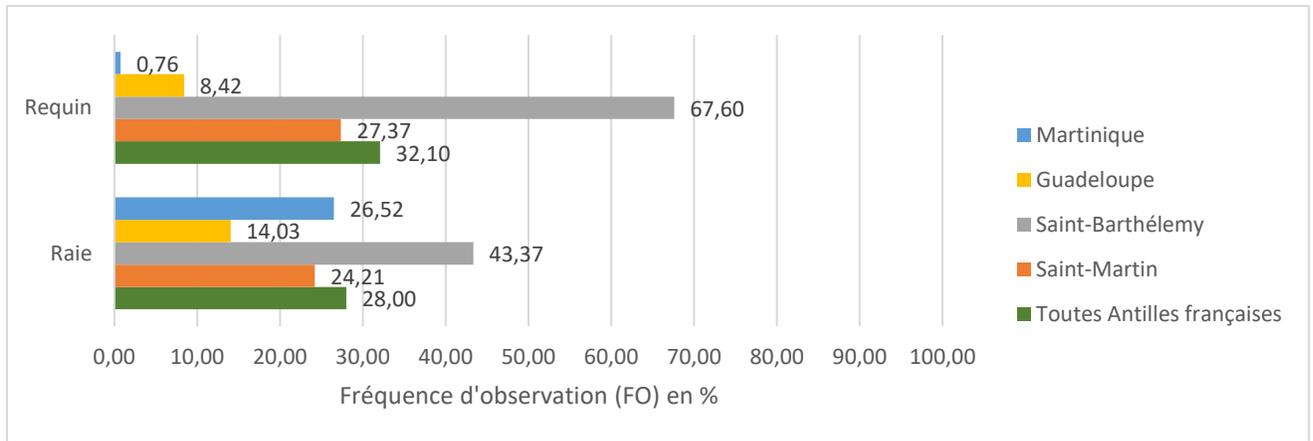


Figure 9 : Fréquence d'observation des requins et des raies en fonction des îles.

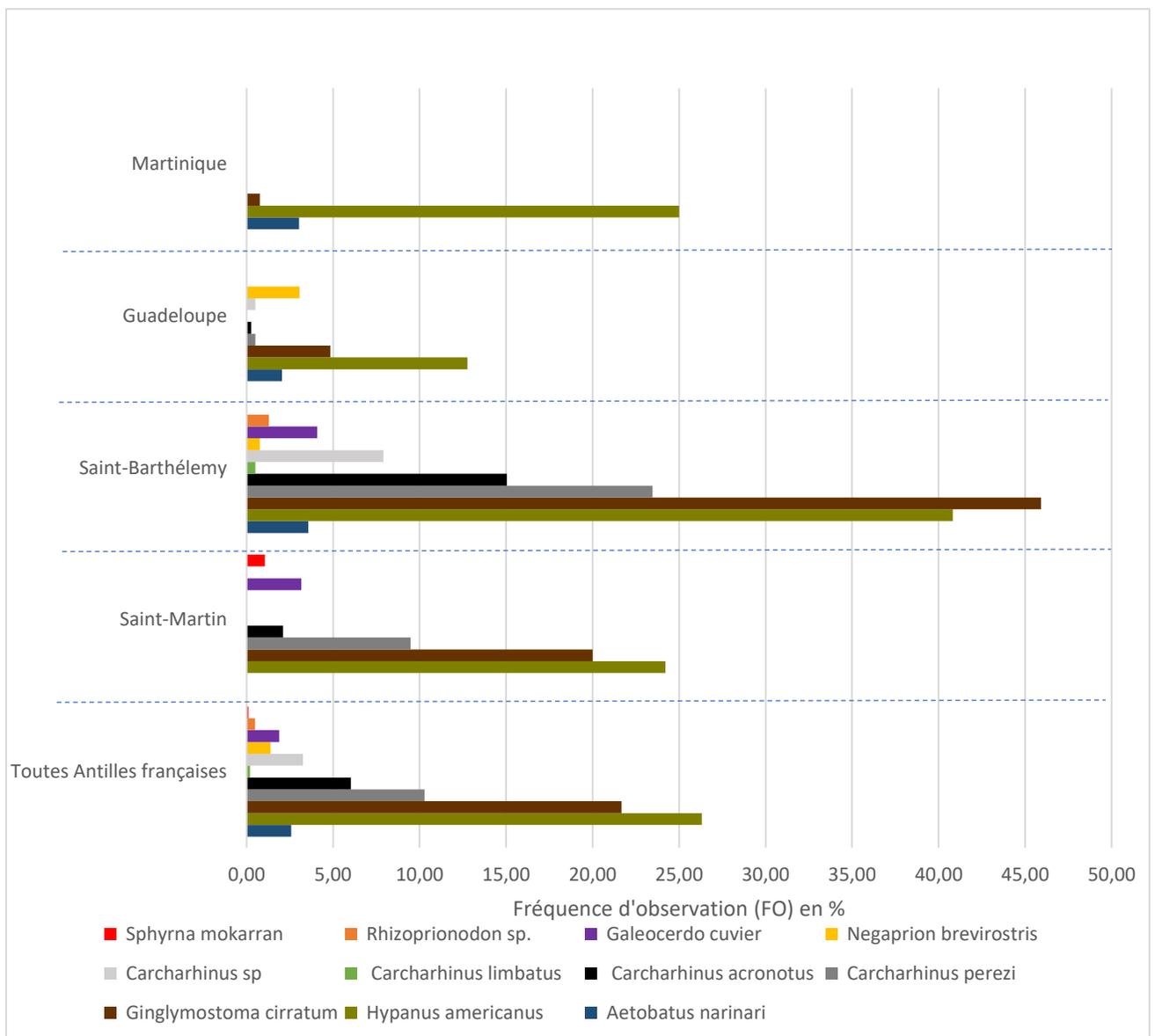


Figure 10 : Fréquence d'observation par île en fonction des espèces.

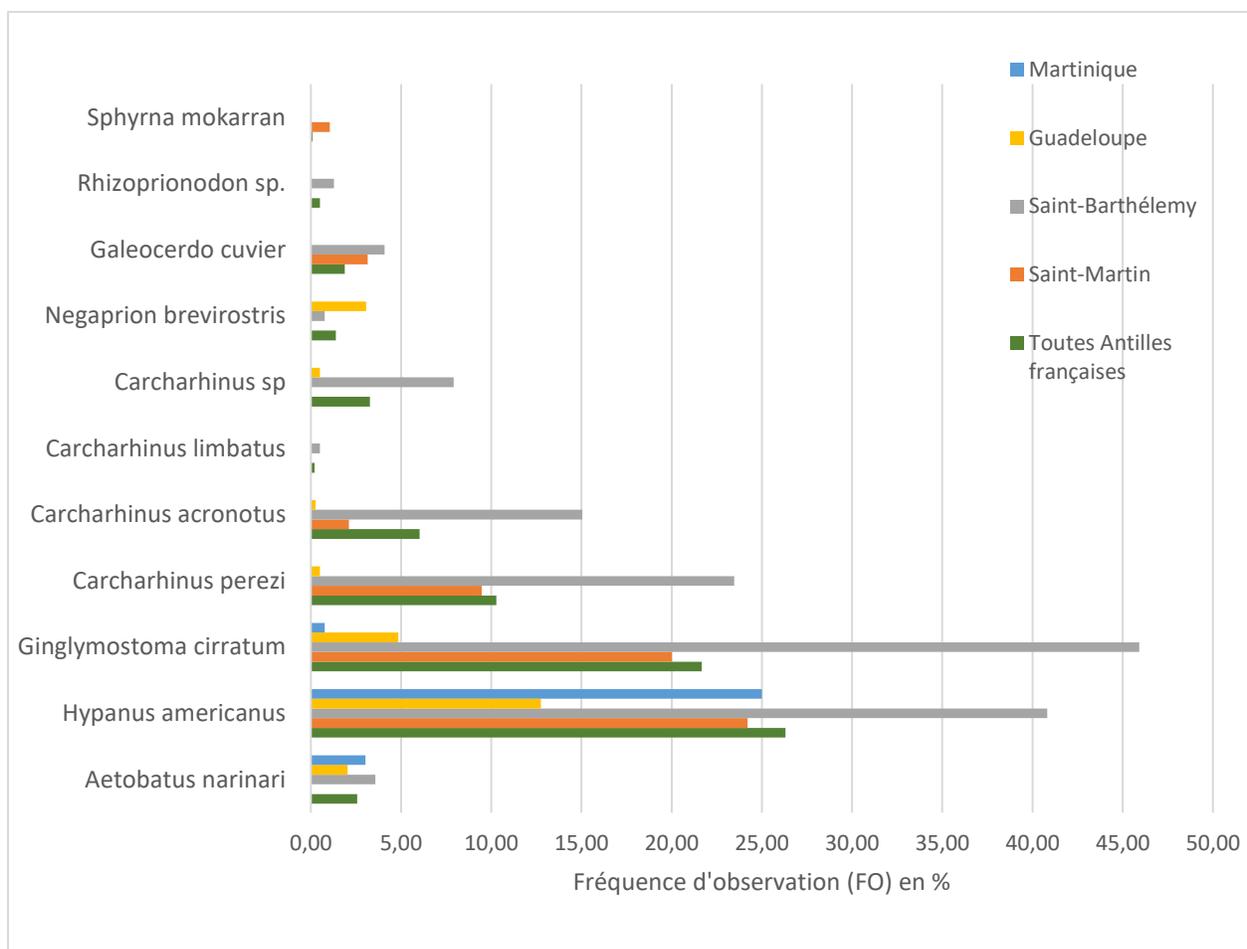


Figure 11 : Fréquence d'observation des espèces en fonction de l'île

Tableau 5 : Indice d'occurrence par île

Taxons	Toutes Antilles françaises	Saint-Martin	Saint-Barthélemy	Guadeloupe	Martinique
<i>Aetobatus narinari</i>	Très faible		Très faible	Très faible	Très faible
<i>Hypanus americanus</i>	Elevée	Modérée	Elevée	Modérée	Elevée
<i>Ginglymostoma cirratum</i>	Modéré	Modérée	Elevée	Très faible	Très faible
<i>Carcharhinus perezi</i>	Modérée	Faible	Modérée	Très faible	
<i>Carcharhinus acronotus</i>	Faible	Très faible	Modérée	Très faible	
<i>Carcharhinus limbatus</i>	Très faible		Très faible		
<i>Carcharhinus sp</i>	Très faible		Faible	Très faible	
<i>Negaprion brevirostris</i>	Très faible		Très faible	Très faible	
<i>Galeocerdo cuvier</i>	Très faible	Très faible	Très faible		
<i>Rhizoprionodon sp.</i>	Très faible		Très faible		
<i>Sphyrna mokarran</i>	Très faible	Très faible			

3.2.3. Indice d'abondance

L'indice d'abondance varie en fonction de l'espèce mais également en fonction de l'île (Figures 12 à 18). A l'échelle des Antilles françaises, la raie pastenague est dominante dans les observations avec un indice d'abondance moyen le plus élevé ($IA_{moy} > 0,40$). Globalement, l'île de Saint-Barthélemy se démarque des autres îles avec des valeurs de l'indice d'abondance significativement supérieures pour de nombreux taxons.

Les raies ont principalement été observées sur St Barthélemy ($IA_{moy} = 0,36$), St Martin ($IA_{moy} = 0,21$) et sur la Martinique ($IA_{moy} = 0,19$). Pour la Guadeloupe l'indice est significativement inférieur à ces îles ($IA_{moy} = 0,11$). Concernant les requins, les îles du Nord (Saint-Martin et Saint-Barthélemy) se démarquent nettement avec des valeurs significativement supérieures à celles obtenues en Guadeloupe et en Martinique (respectivement $IA_{moy} = 0,81$; $IA_{moy} = 0,60$; $IA_{moy} = 0,07$; $IA_{moy} = 0$). Pour la raie pastenague la tendance observée est similaire à celle des raies (tous taxons confondus). La raie pastenague est principalement observée sur St Barthélemy ($IA_{moy} = 0,34$), St Martin ($IA_{moy} = 0,21$) et sur la Martinique ($IA_{moy} = 0,17$). Pour la Guadeloupe l'indice est significativement inférieur à ces îles ($IA_{moy} = 0,09$). Pour le requin nourrice les valeurs sont significativement plus importantes sur Saint-Barthélemy ($IA_{moy} = 0,42$), suivie de Saint-Martin ($IA_{moy} = 0,27$) par rapport à la Guadeloupe et la Martinique (respectivement $IA_{moy} = 0,04$ et $IA_{moy} = 0$). Pour le requin de récif des Caraïbes les valeurs sont significativement plus importantes sur Saint-Martin ($IA_{moy} = 0,28$), suivie de Saint-Barthélemy ($IA_{moy} = 0,18$) par rapport à la Guadeloupe et la Martinique ($IA_{moy} = 0$). Pour le requin nez noir les valeurs sont significativement plus importantes sur Saint-Barthélemy ($IA_{moy} = 0,10$) par rapport aux îles de Saint-Martin, Guadeloupe et Martinique (respectivement $IA_{moy} = 0,02$; $IA_{moy} = 0$; $IA_{moy} = 0$).

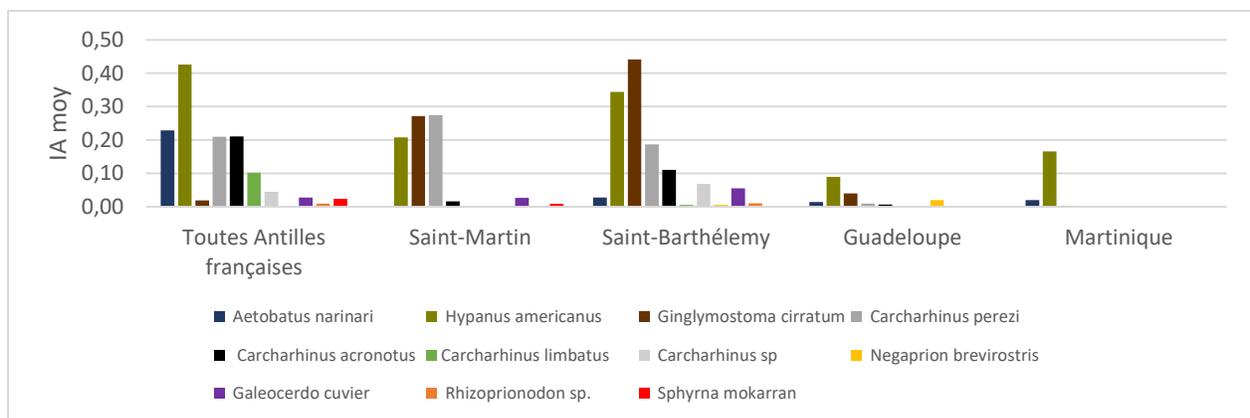


Figure 12 : Indice moyen d'abondance par île en fonction du taxon

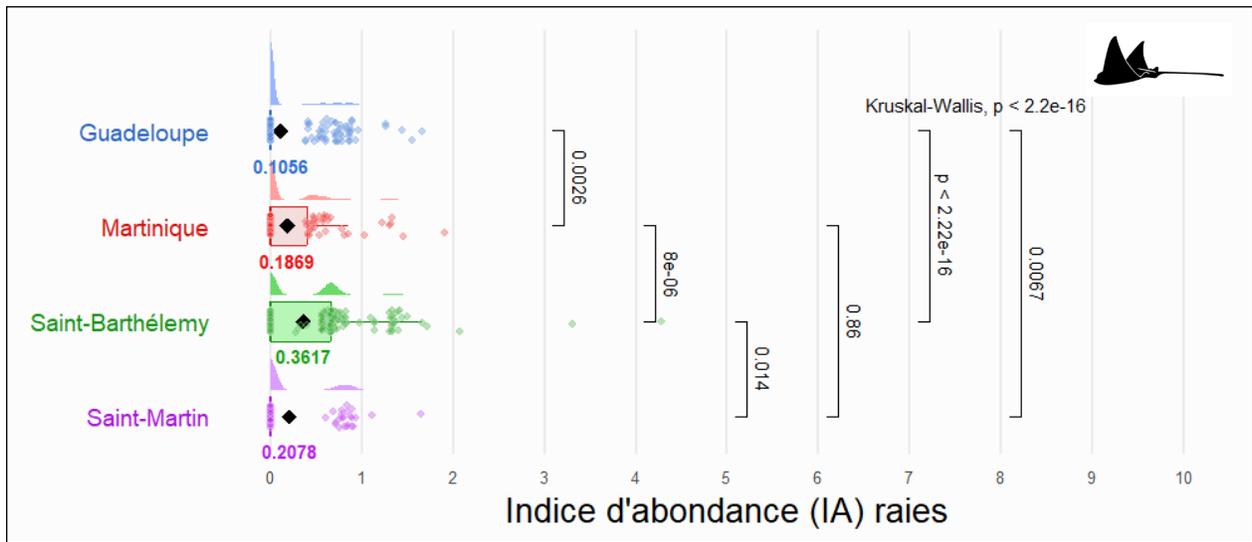


Figure 13 : Indice d'abondance des raies par île

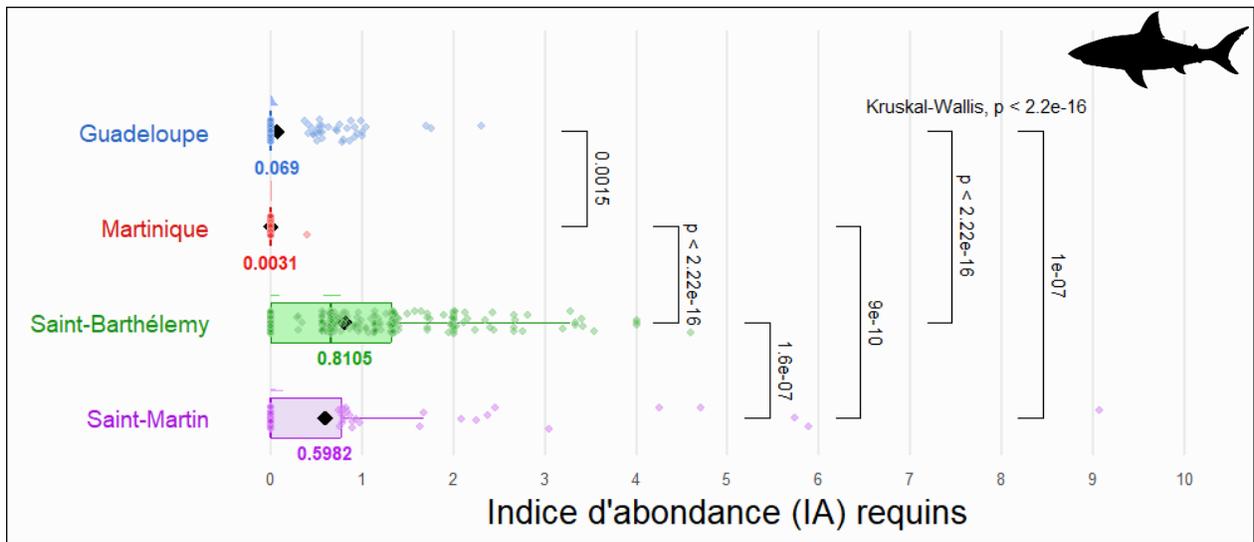


Figure 14 : Indice d'abondance des requins par île

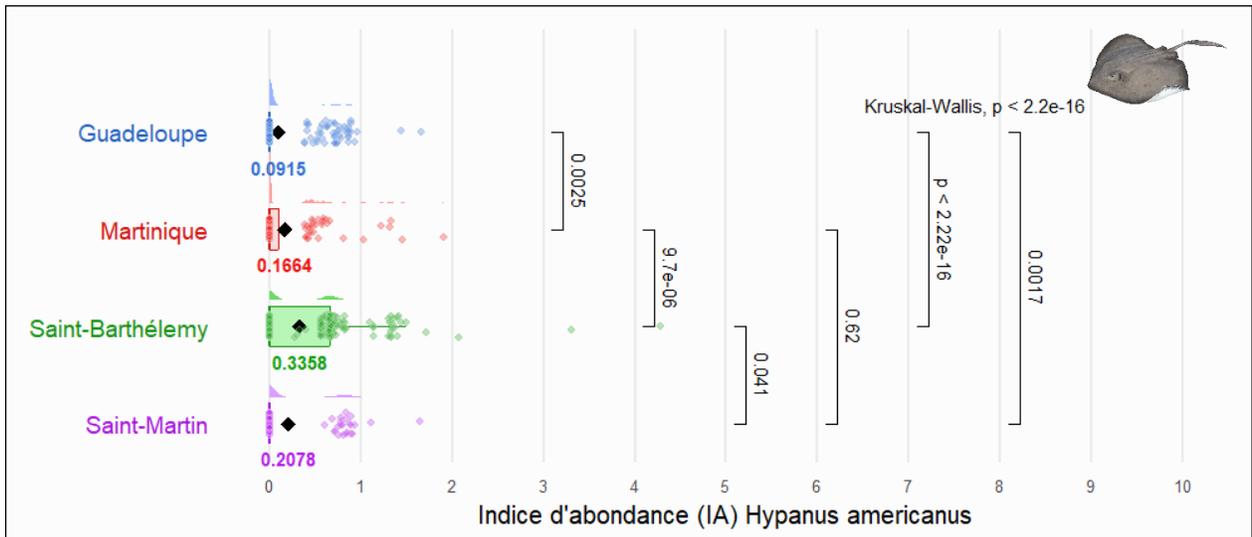


Figure 15 : Indice d'abondance de la raie pastenague par île

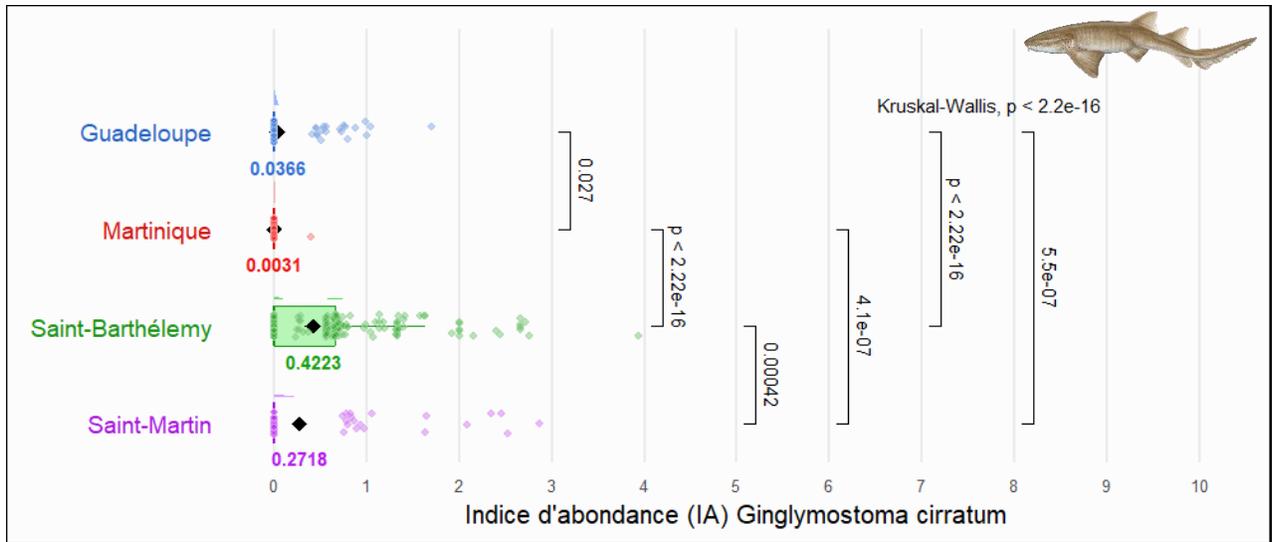


Figure 16 : Indice d'abondance du requin nourrice par île

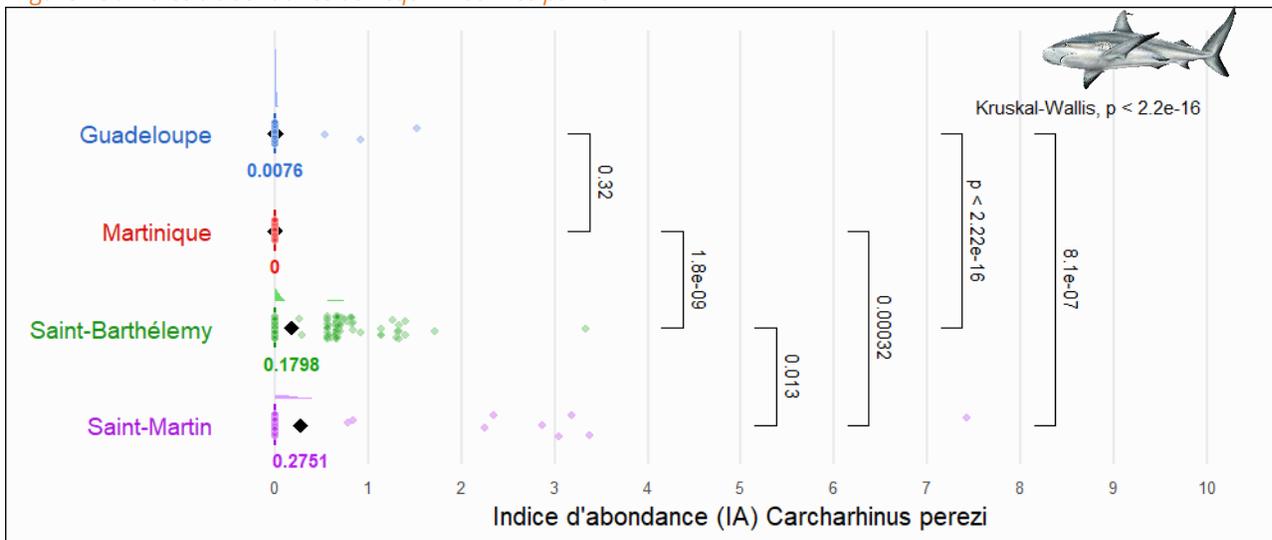


Figure 17 : Indice d'abondance du requin de récif des Caraïbes par île

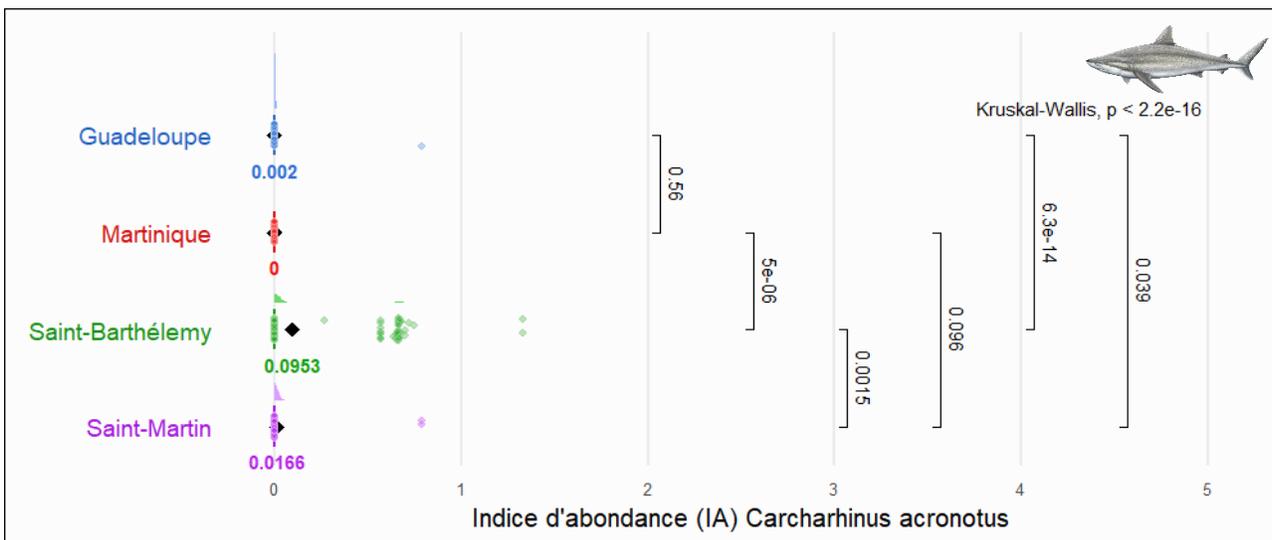


Figure 18 : Indice d'abondance du requin nez noir par île

3.2.4. Répartition des observations

Les figures 19 et 20 présentent la répartition des observations (via l'indice d'abondance IA) de raies et de requins sur l'ensemble des Antilles françaises. Les cartes par espèces sont présentées en Annexe 2.

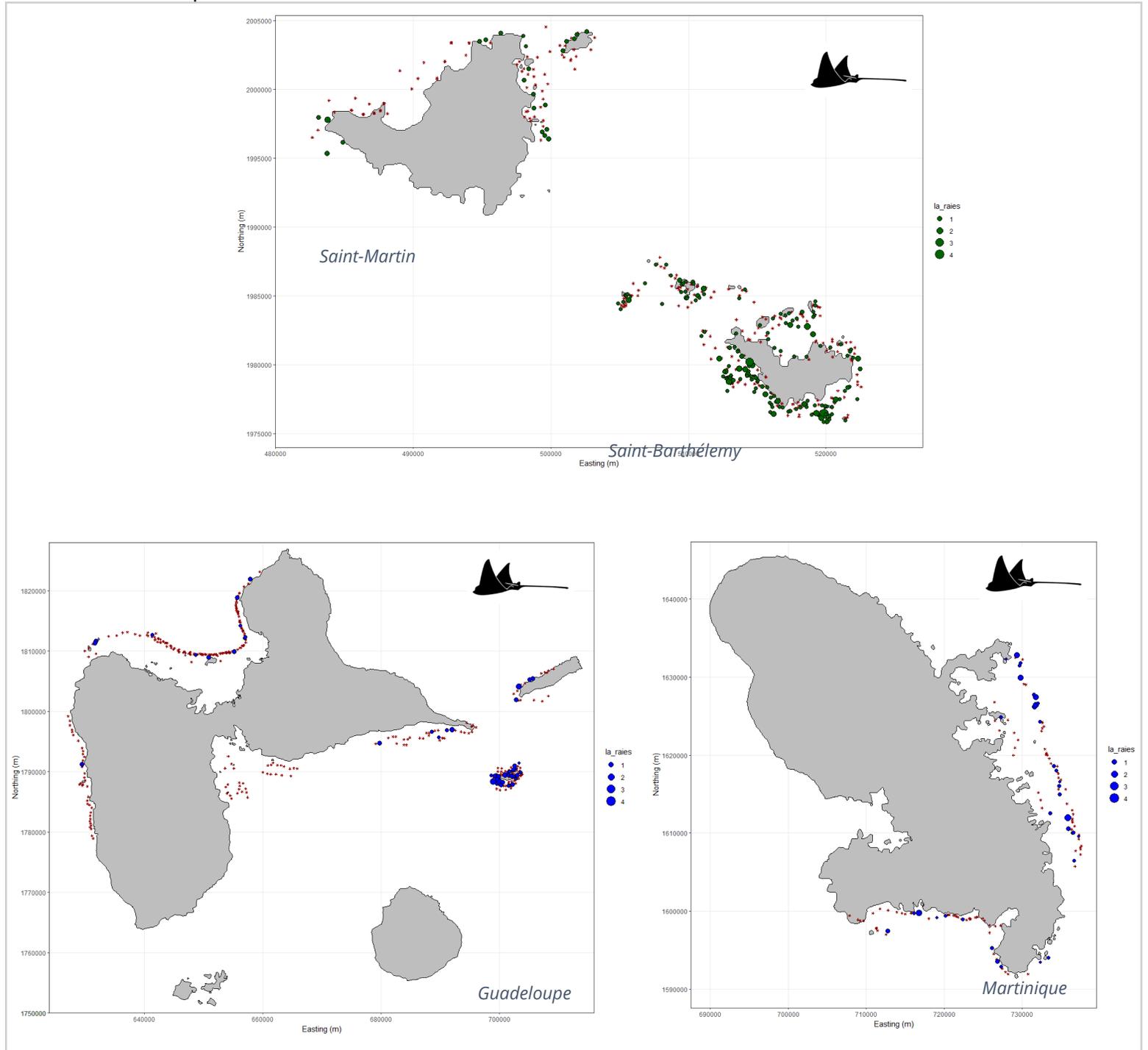


Figure 19 : Répartition des observations de raies dans les Antilles françaises.

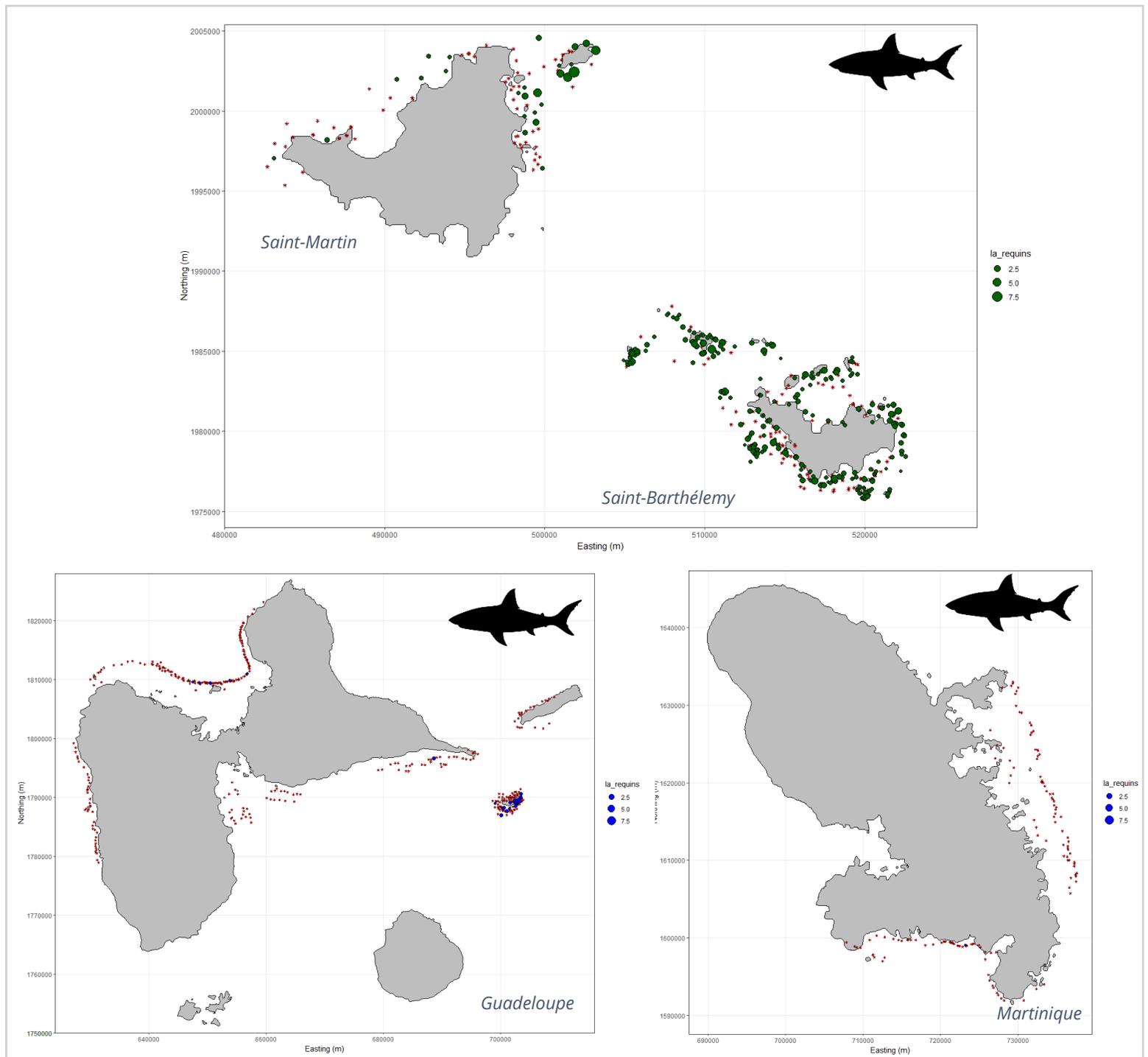


Figure 20 : Répartition des observations de requins dans les Antilles françaises.

3.3. Répartition des observations en Guadeloupe

3.3.1. Diversité spécifique

Avec au moins 4 espèces de requins observées et 1 espèce de raie, le secteur de Petite-Terre se démarque sur l'archipel guadeloupéen (tableau 6). Il est suivi du Grand-Cul-de-Sac-Marin (GCSM) avec 3 espèces de requins et 2 espèces de raies. Sur St François, Désirade, en Côtes-Sous-le-Vent (CSV) et dans le Petit-Cul-de-Sac-Marin (PCSM) et il n'y a pas eu de requin observé. Concernant les raies, il n'y a pas eu d'observation sur ce dernier secteur.

Tableau 6 : Diversité spécifique pour chaque secteur de Guadeloupe.

	St François	Petite-Terre	GCSM	PCSM	Désirade	CSV
Nombre d'espèces de requins	0	4	3	0	0	0
Nombre d'espèces de raies	2	1	2	0	1	1

3.3.2. Fréquence des observations

Sur l'archipel guadeloupéen on observe une différence dans la fréquence d'observation en fonction du secteur pour les 2 taxons (figure 21). Pour les requins, Petite-Terre se démarque des autres secteurs avec une fréquence d'observation supérieure à 20 %. Dans le PCSM, à St François, à la Désirade et en CSV il n'y a pas eu d'observation de requins. Concernant les raies, il n'y a pas eu d'observation sur le secteur du PCSM.

Au niveau des espèces, globalement on observe un indice d'occurrence « faible » à « très faible » pour la majeure partie des espèces sur les secteurs où elles ont été observées à l'exception du requin nourrice (*G. cirratum*) et de la raie pastenague (*H.americanus*) sur Petite Terre et de la raie pastenague sur Désirade (tableau 7). La raie pastenague est l'espèce dominante sur les divers secteurs, à l'exception du PCSM où il n'y a pas eu d'observation de requins ou de raies. Son indice d'occurrence varie de « très faible » (ex : CSV) à « élevé » (Petite-Terre) en fonction des secteurs.

Concernant les secteurs, Petite Terre se démarque des autres secteurs avec la plus grande diversité d'éla-smobran-ches (au moins 5 espèces) et des fréquences d'observation supérieures aux autres secteurs pour toutes les espèces (figures 22 et 23).

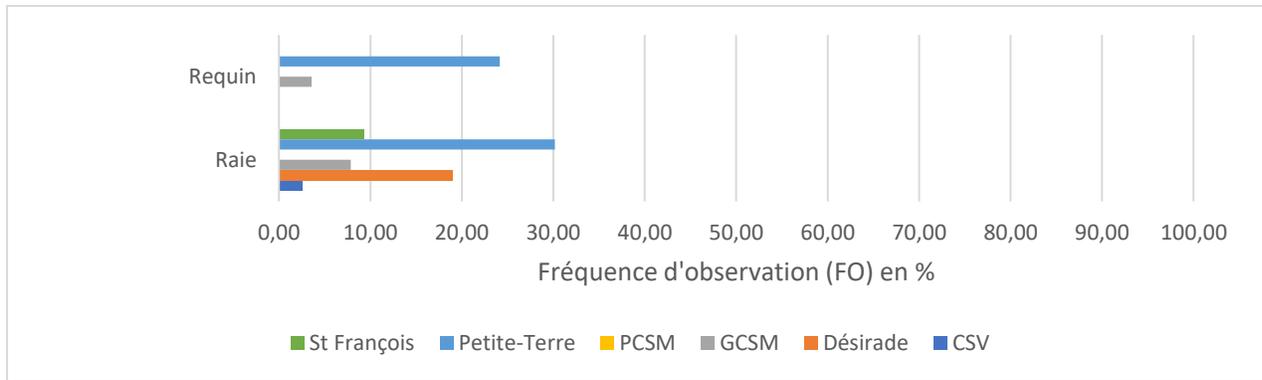


Figure 21 : Fréquence d'observation des requins et raies en fonction du secteur de l'archipel guadeloupéen

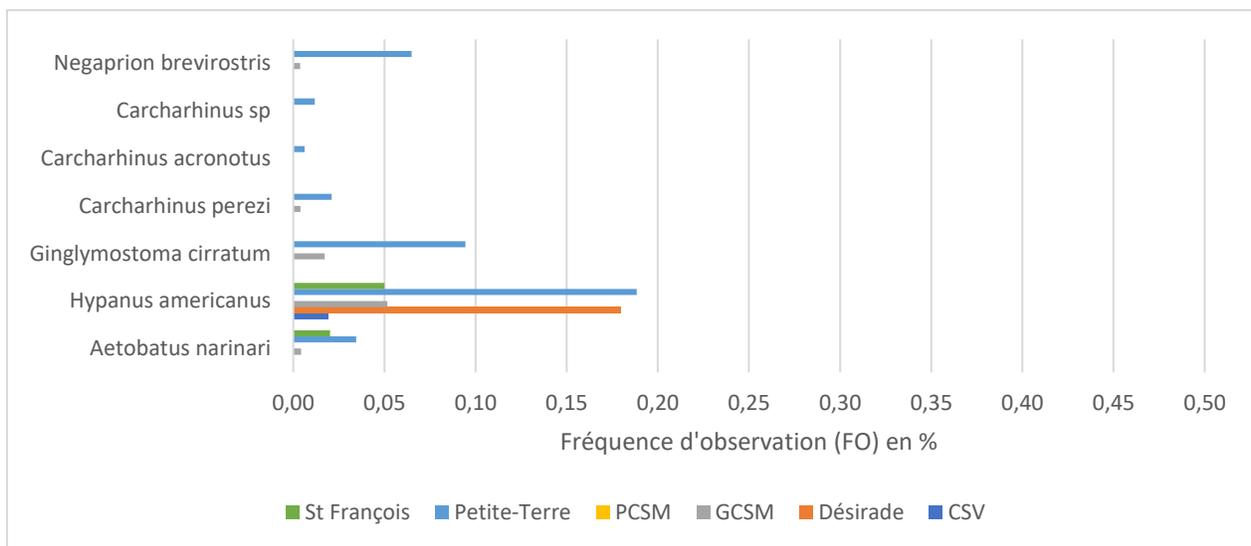


Figure 22 : Fréquence d'observation par espèces en fonction du secteur de l'archipel guadeloupéen

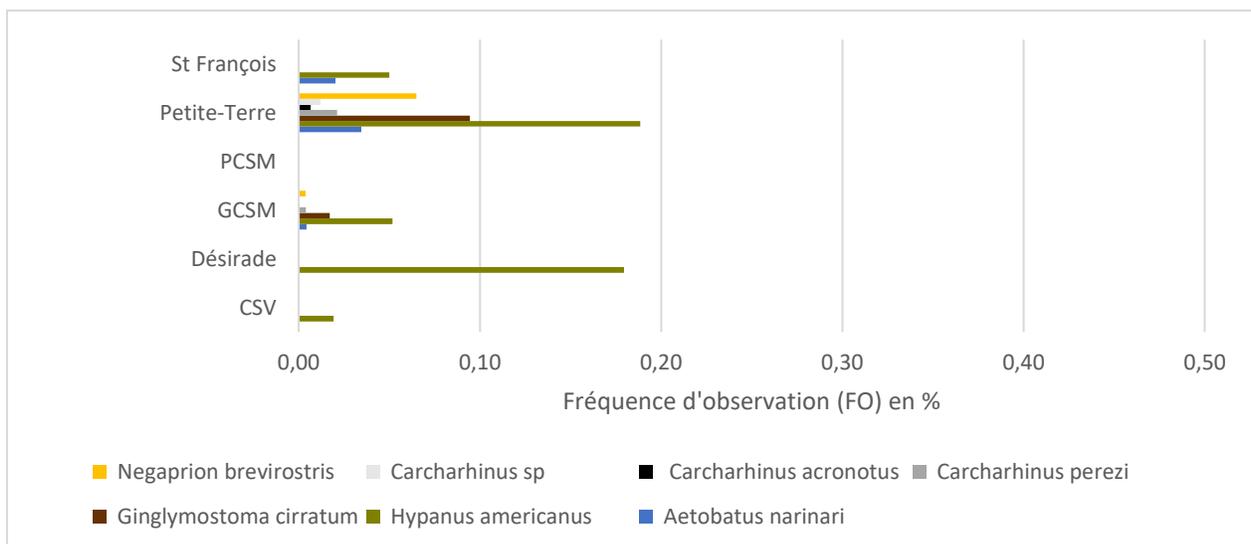


Figure 23 : Fréquence d'observation par secteur de l'archipel guadeloupéen en fonction des espèces

Tableau 7 : Indice d'occurrence pour chaque secteur de Guadeloupe

Taxons	St François	Petite-Terre	GCSM	PCSM	Désirade	CSV
<i>Aetobatus narinari</i>	Très faible		Très faible			
<i>Hypanus americanus</i>	Faible	Elevé	Faible		Modérée	Très faible
<i>Ginglymostoma cirratum</i>		Modérée	Très faible			
<i>Carcharhinus perezi</i>		Très faible	Très faible			
<i>Carcharhinus acronotus</i>		Très faible				
<i>Carcharhinus sp</i>		Très faible				
<i>Negaprion brevirostris</i>		Faible	Très faible			

3.3.3. Indice d'abondance

La raie pastenague (*H.americanus*) est l'espèce dominante sur l'ensemble des sites (à l'exception du site PCSM où il n'y a pas eu d'observation d'éla-smobran-ches) (Figure 24). Le site de Petite-Terre se démarque des autres secteurs avec un indice d'abondance supérieur aux autres secteurs pour les différentes espèces (Figures 24 à 30). Sur l'archipel guadeloupéen les observations de raies ont été significativement plus importantes sur le secteur de Petite-Terre (IAMoy = 0,22). Concernant les observations de requins, le site de Petite-Terre se démarque significativement des autres secteurs (IAMoy = 0,20), suivi de St François et du GCSM (IA moy = 0,02).

Les valeurs obtenues pour la raie pastenague sont significativement plus élevées sur le site de Petite-Terre (IAMoy = 0,19) par rapport aux autres secteurs échantillonnés. Cette tendance est également observée pour les autres taxons (le requin nourrice, le requin de récif des Caraïbes ainsi que le requin citron).

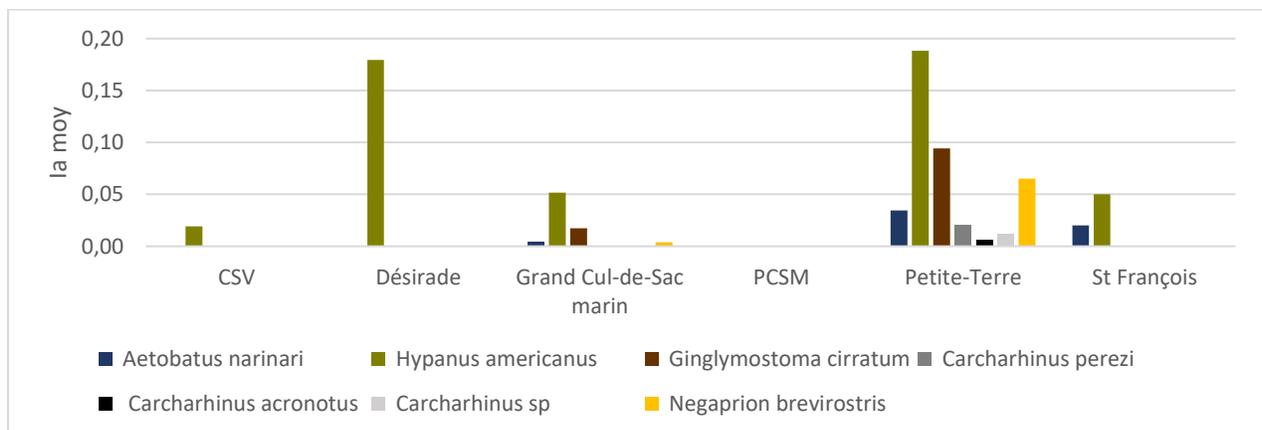


Figure 24 : Indice moyen d'abondance par secteur de l'archipel guadeloupéen en fonction des espèces

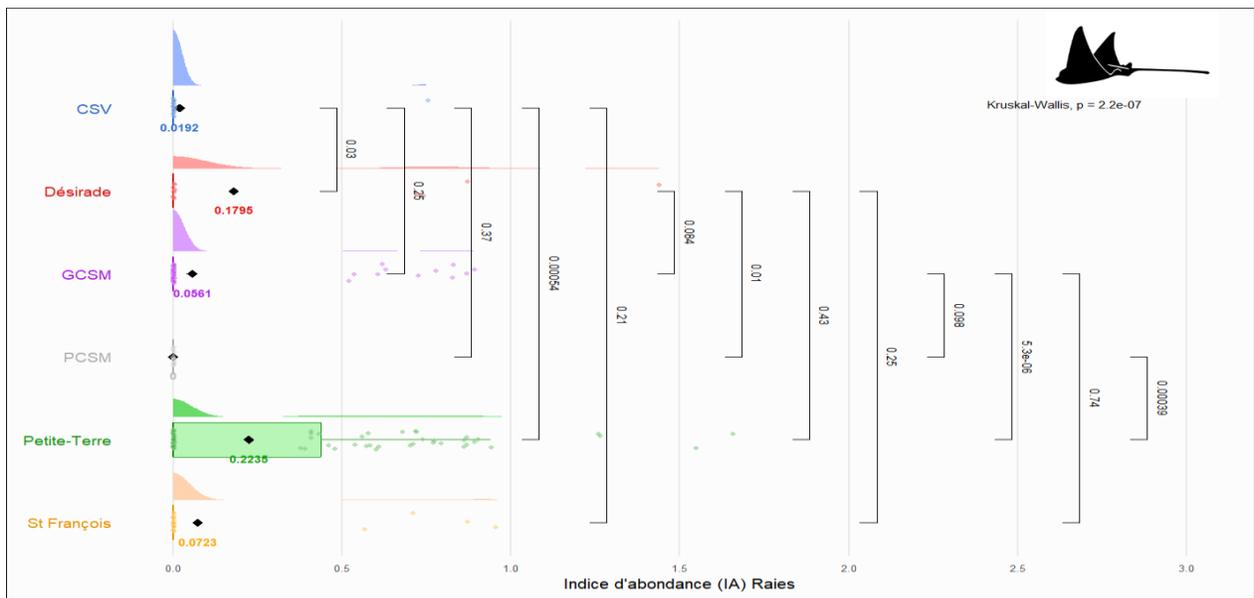


Figure 25 : Indice d'abondance des raies par secteur de Guadeloupe

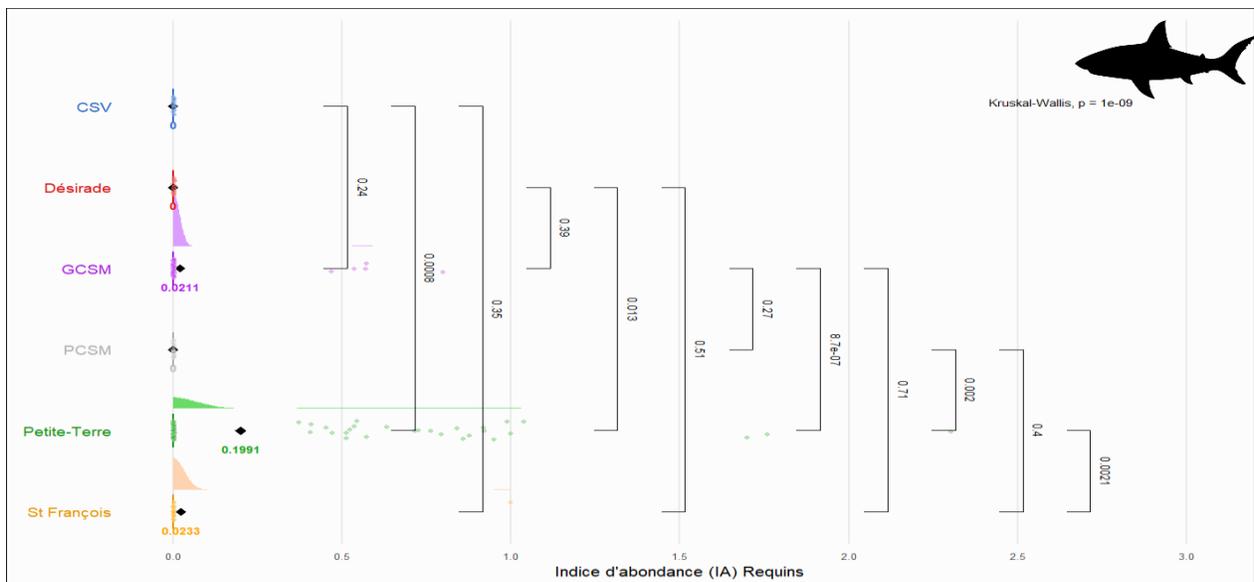


Figure 26 : Indice d'abondance des requins par secteur de Guadeloupe

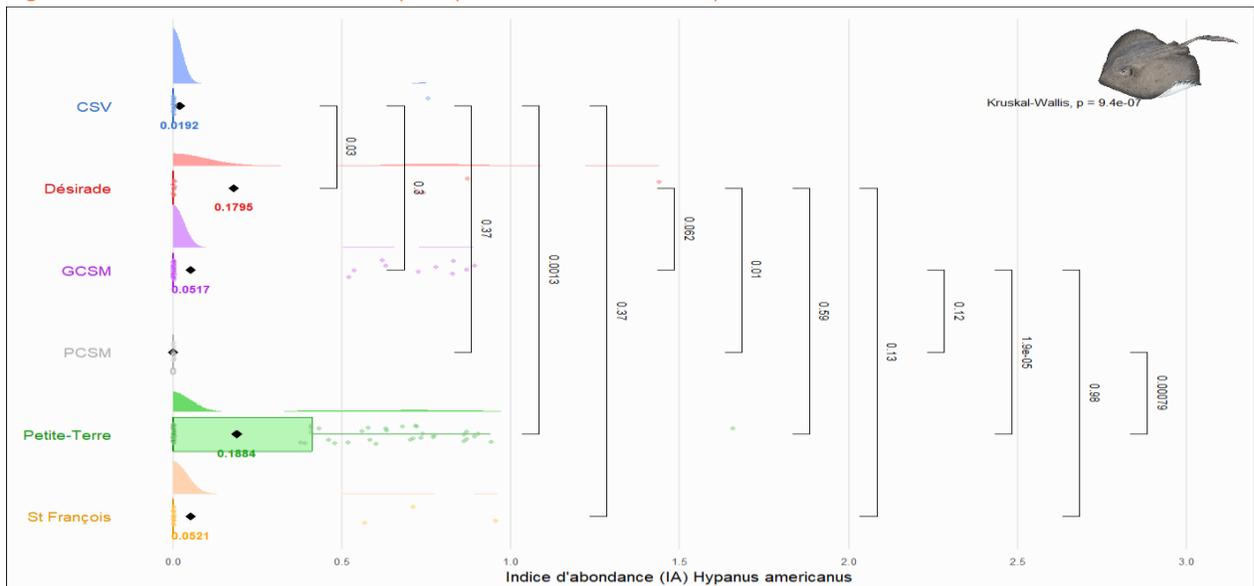


Figure 27 : Indice d'abondance de la raie pastenague par secteur de Guadeloupe

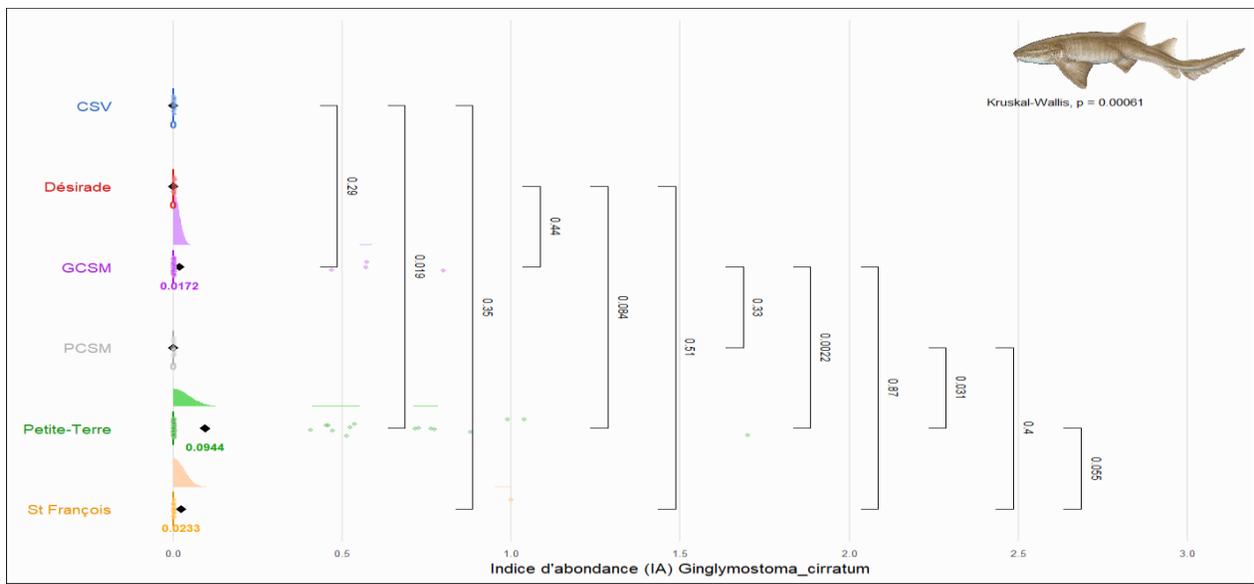


Figure 28 : Indice d'abondance du requin nourrice par secteur de Guadeloupe

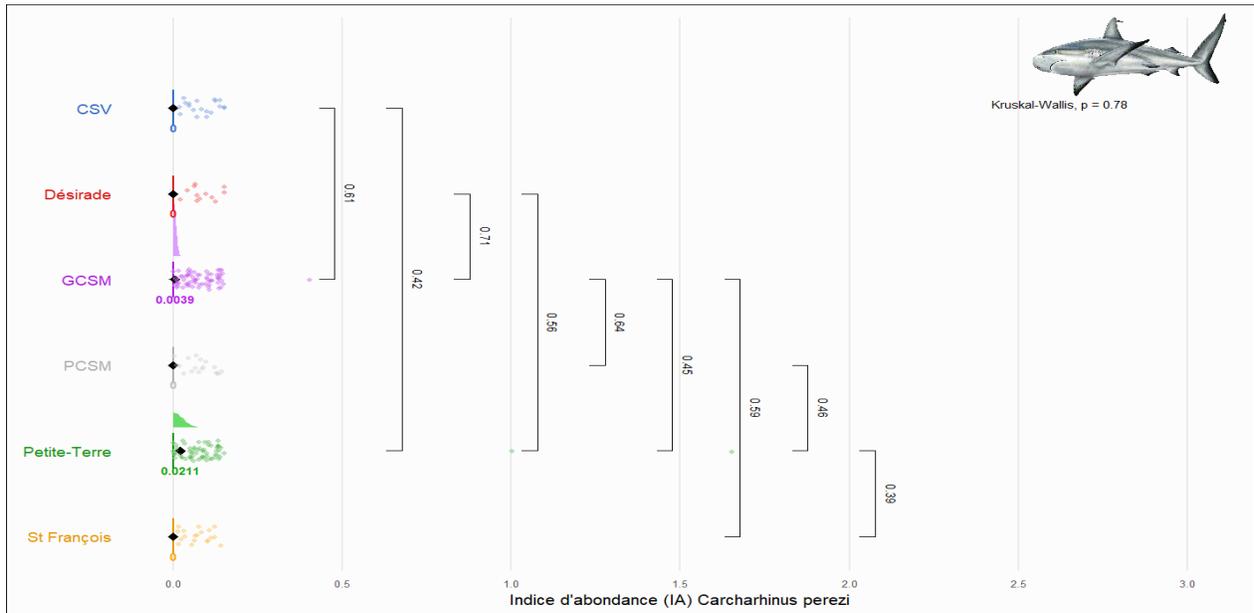


Figure 29 : Indice d'abondance du requin de récif des Caraïbes par secteur de Guadeloupe

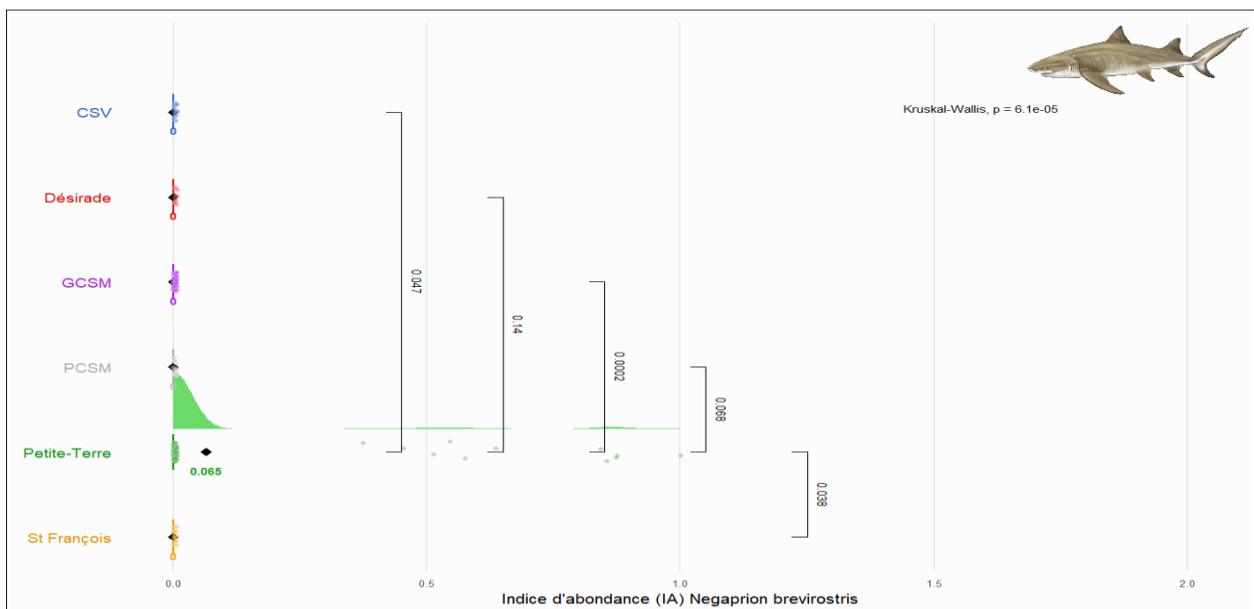


Figure 30 : Indice d'abondance du requin citron par secteur de Guadeloupe

3.4. Répartition des observations en Martinique

3.4.1. Diversité spécifique

Deux espèces de raies ont été observées sur les deux secteurs et une seule espèce de requin a été observée sur la façade sud de l'île (tableau 8).

Tableau 8 : Diversité spécifique en Martinique

	Facade sud	Facade atlantique
Nombre d'espèces de requins	1	0
Nombre d'espèces de raies	2	2

3.4.2. Fréquence des observations

Sur la Martinique on observe une faible fréquence d'observation de requins sur la façade sud (< 5%) et aucune observation pour la façade atlantique (figure 31). Avec une valeur supérieure à 30 % la fréquence d'observation de raies est supérieure sur la façade atlantique par rapport à la façade sud (17 %) (figure 32). Au niveau des espèces, la raie pastenague est l'espèce dominante sur les deux secteurs avec un indice d'occurrence qui est « élevé » sur la façade atlantique et « modérée » sur la façade sud (figure 33 et tableau 9).

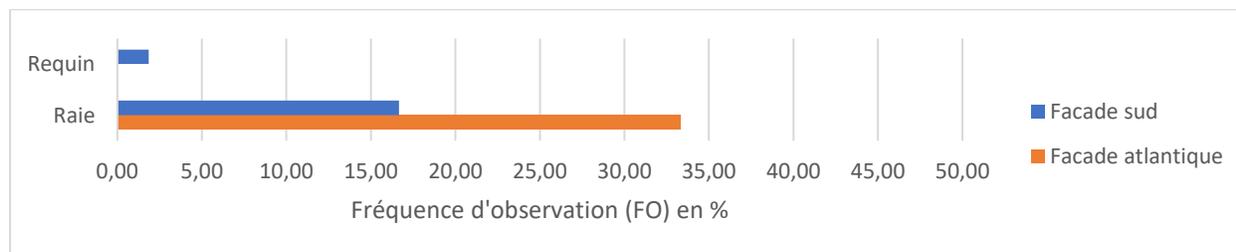


Figure 31 : Fréquence d'observation des requins et raies en fonction du secteur de la Martinique

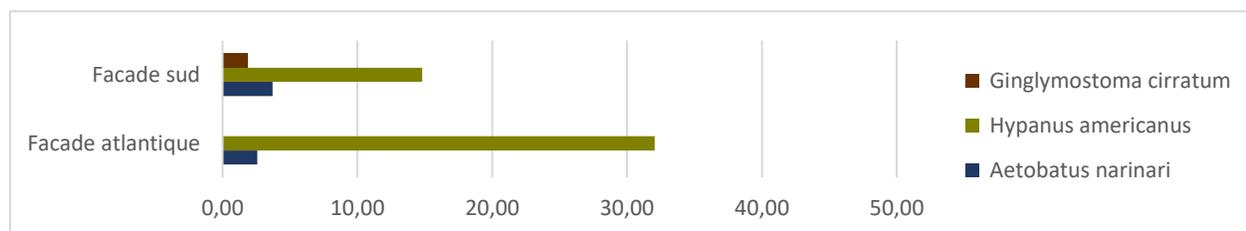


Figure 32 : Fréquence d'observation par espèces en fonction du secteur de la Martinique

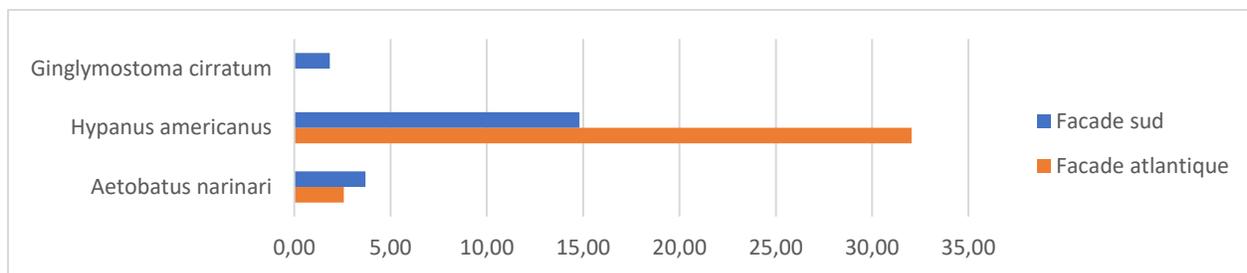


Figure 33 : Fréquence d'observation par secteur de la Martinique en fonction des espèces

Tableau 9 : Indice d'occurrence par secteur en Martinique

Taxons	Façade atlantique	Façade sud
<i>Aetobatus narinari</i>	Très faible	Très faible
<i>Hypanus americanus</i>	Elevé	Modérée
<i>Ginglymostoma cirratum</i>		Très faible

3.4.3. Indice d'abondance

L'analyse étant portée exclusivement sur les taxons ayant été observés au moins 5 fois, les graphiques seront réalisés seulement pour les taxons « raies » et « *Hypanus americanus* ». D'après les figures 34 et 35 on observe un indice d'abondance (IA) supérieur sur la façade atlantique pour les deux taxons.

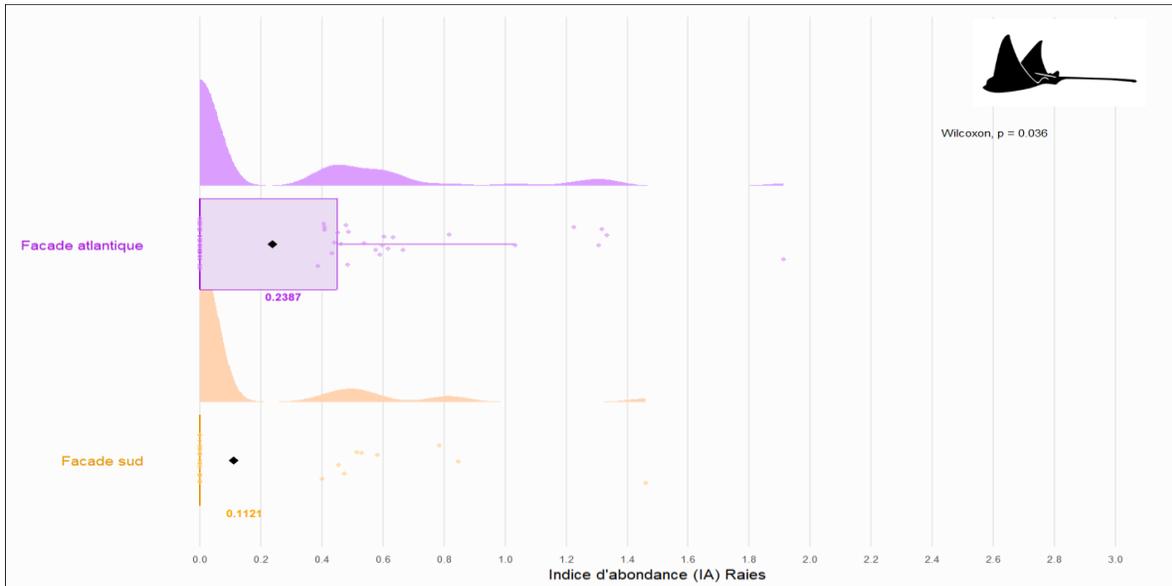


Figure 34 : Indice d'abondance des raies par secteur de Martinique

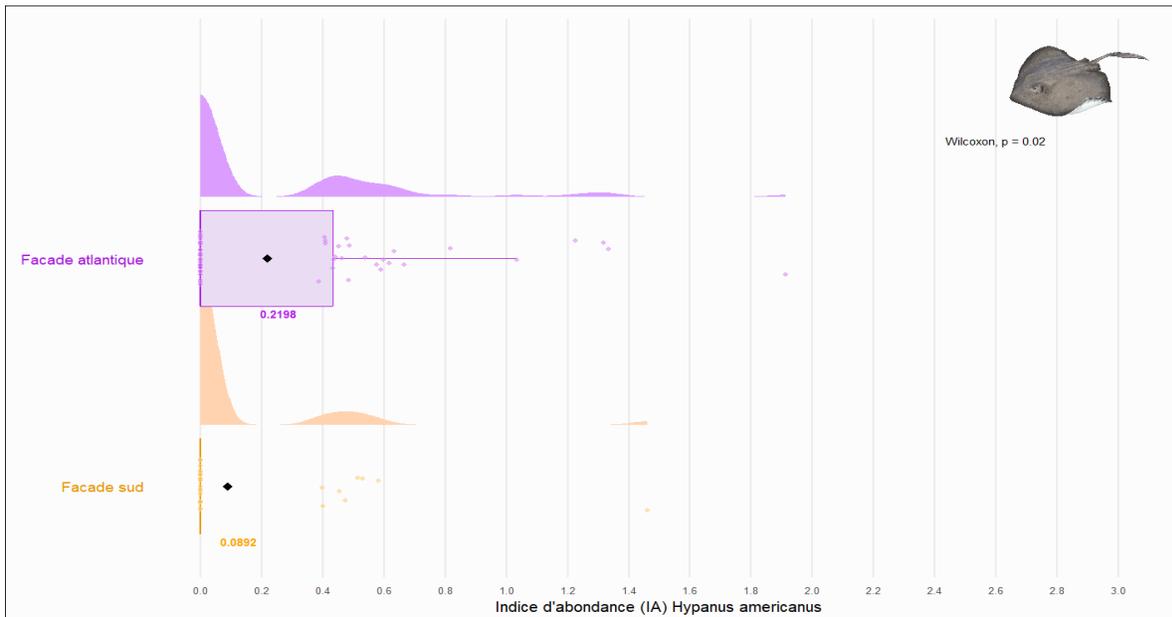


Figure 35 : Indice d'abondance de la raie pastenague par secteur de Martinique

3.5. Facteurs pouvant influencer la répartition des élasmobranches

Pour la suite de ce document, seul l'indice d'abondance IA est utilisé pour les analyses. A noter que pour la Martinique l'échantillonnage a été sur des secteurs ne possédants pas de statut de protection stricte (ex : réserve naturelle, cœur de parc national...).

3.5.1. Statut de protection

Sur l'archipel guadeloupéen, l'indice d'abondance est supérieur dans les zones avec un statut de protection. Cette tendance est significative pour les raies, les requins, le requin nourrice (*G.cirratum*) et le requin citron (*N.brevirostris*) (figures 36 à 42).

Sur Saint-Barthélemy, on observe des valeurs de l'indice d'abondance qui sont significativement supérieures dans les zones avec un statut de protection pour le taxon « requin », le requin nourrice, et le requin nez (*C. acronotus*).

Sur Saint-Martin on observe des différences avec un indice d'abondance supérieur dans les zones de protection pour tous les taxons mais ces tendances ne sont pas significatives.

Pour les raies seule la Guadeloupe présente des valeurs significativement supérieure en zone de réserve (IAMoy = 0,19) par rapport aux zones en dehors des réserves (IAMoy = 0,07). Pour les requins, on observe des valeurs plus importantes en zone de réserve, cette différence est néanmoins significative seulement pour l'île de la Guadeloupe. Pour la raie pastenague on observe des valeurs plus importantes en zone de réserve, cette différence est néanmoins significative seulement pour l'île de la Guadeloupe. Pour le requin nourrice, on observe des valeurs plus importantes en zone de réserve, cette différence est néanmoins significative seulement pour les îles de la Guadeloupe et de Saint-Barthélemy. Pour le requin de récif des Caraïbes, on observe des valeurs plus importantes en zone de réserve pour l'île de Saint-Martin, cette différence n'est néanmoins pas significative. Pour le requin nez noir, on observe des valeurs significativement plus importantes en zone de réserve pour l'île de Saint-Barthélemy. Pour le requin citron, on observe des valeurs significativement plus importantes en zone de réserve pour la Guadeloupe.

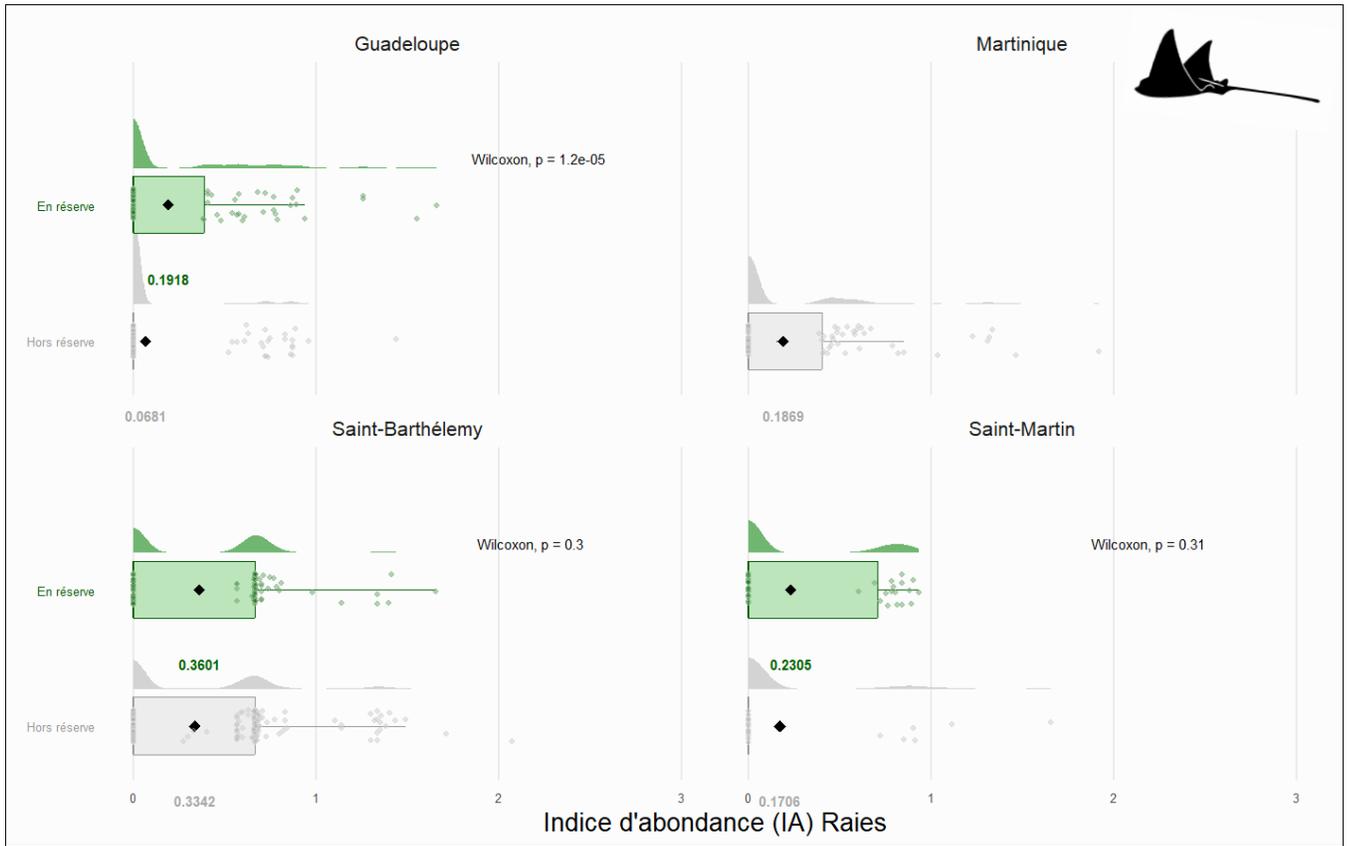


Figure 36 : Indice d'abondance des raies en fonction du statut de protection pour chaque île

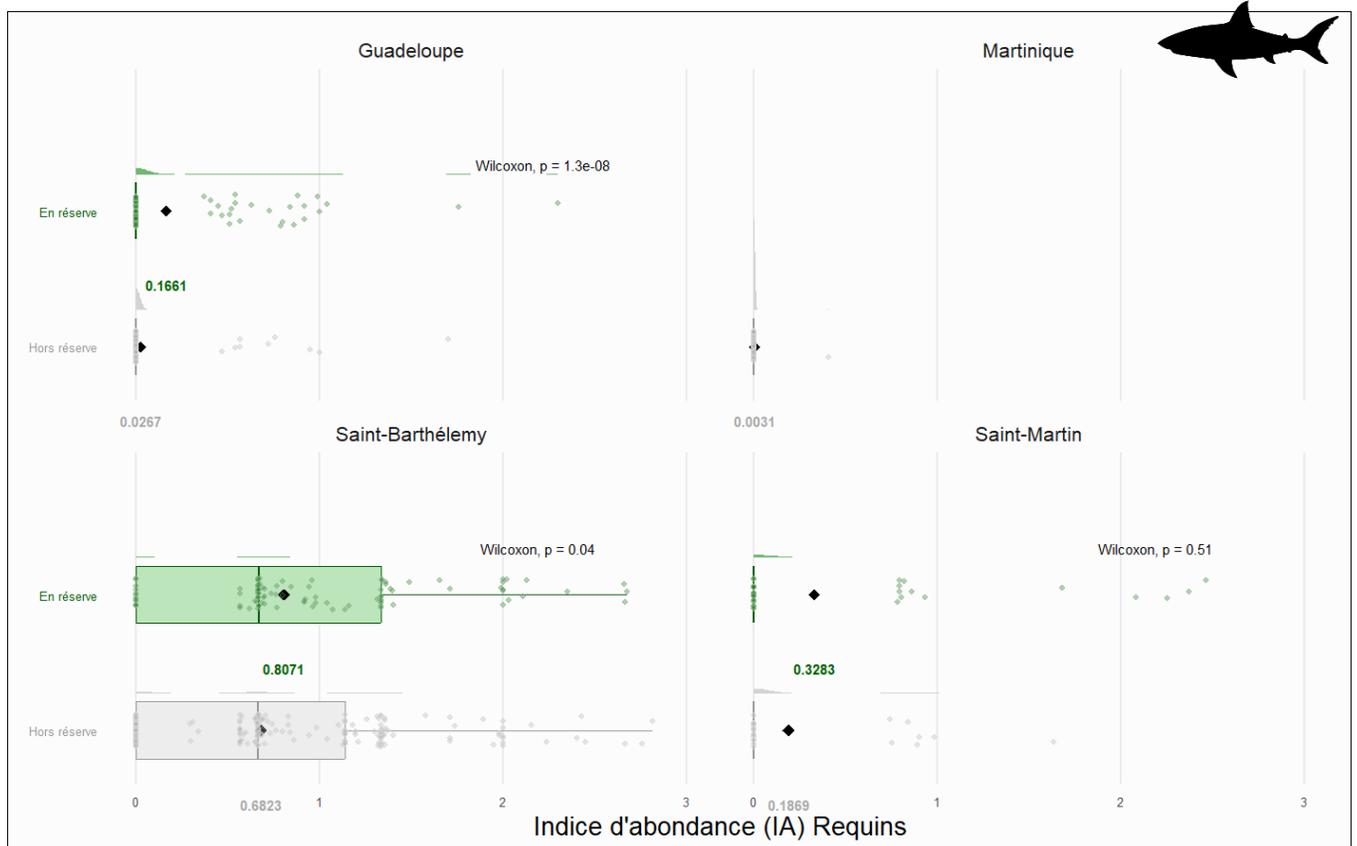


Figure 37 : Indice d'abondance des requins en fonction du statut de protection pour chaque île

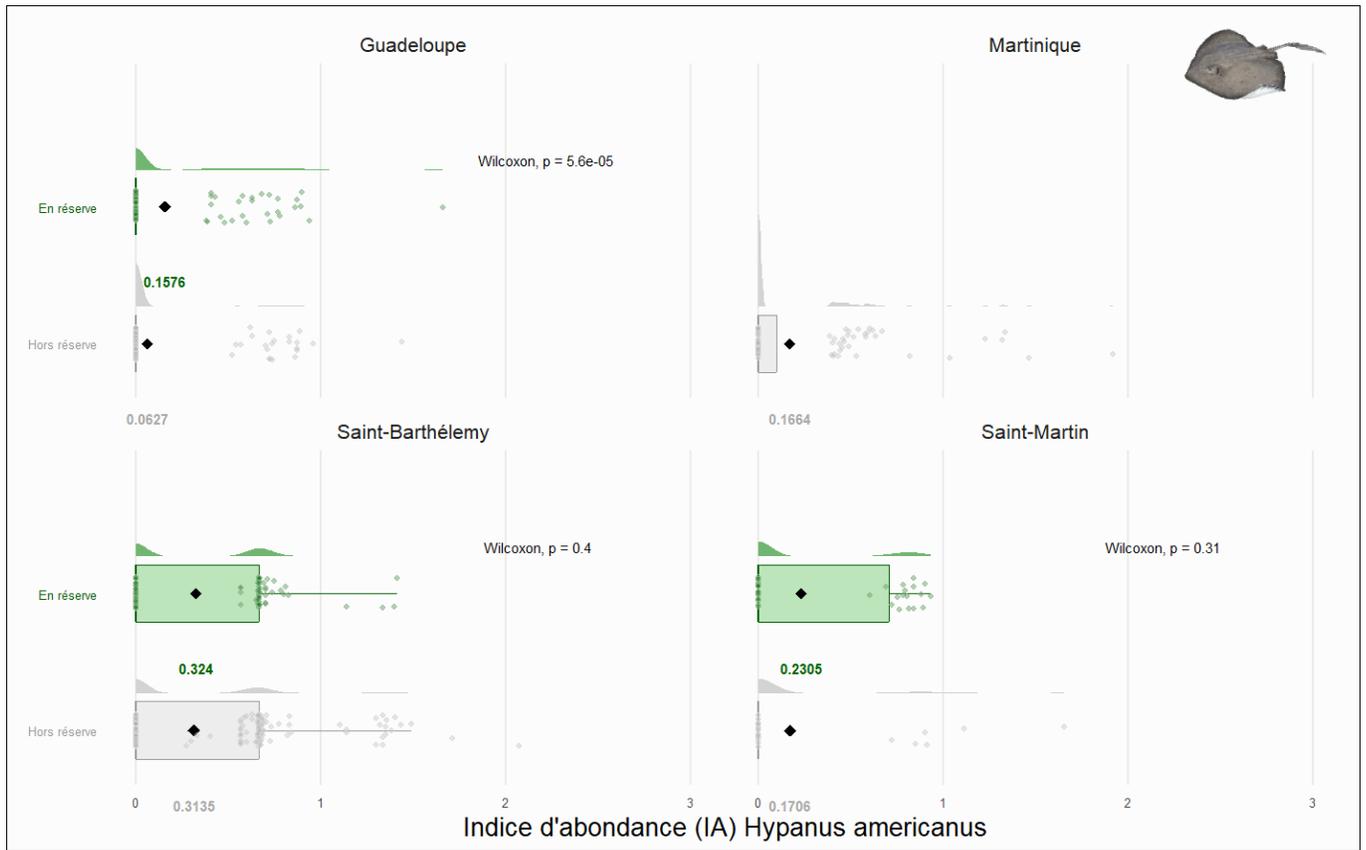


Figure 38 : Indice d'abondance de la raie pastenague en fonction du statut de protection pour chaque île

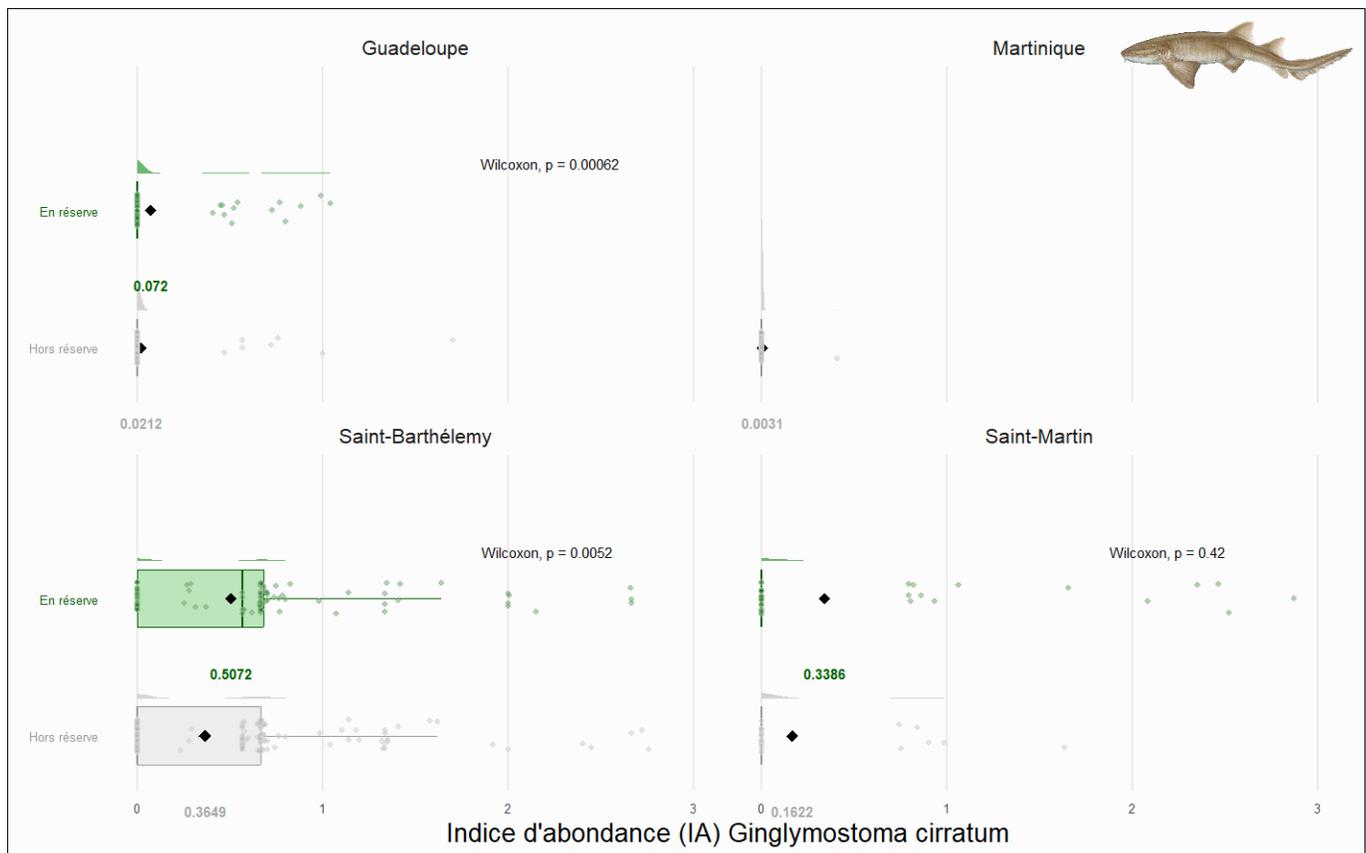


Figure 39 : Indice d'abondance du requin nourrice en fonction du statut de protection pour chaque île

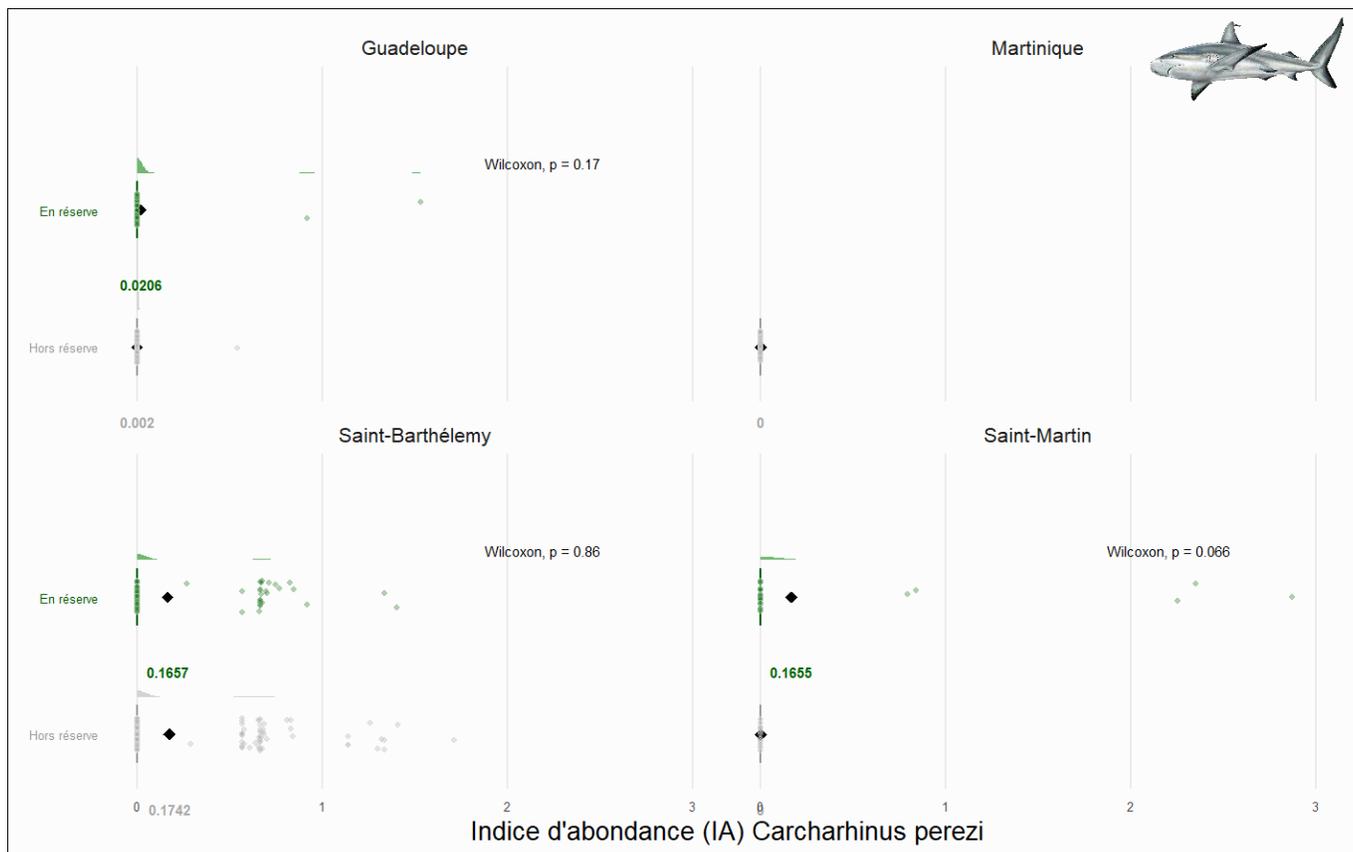


Figure 40 : Indice d'abondance du requin de récif des Caraïbes en fonction du statut de protection pour chaque île

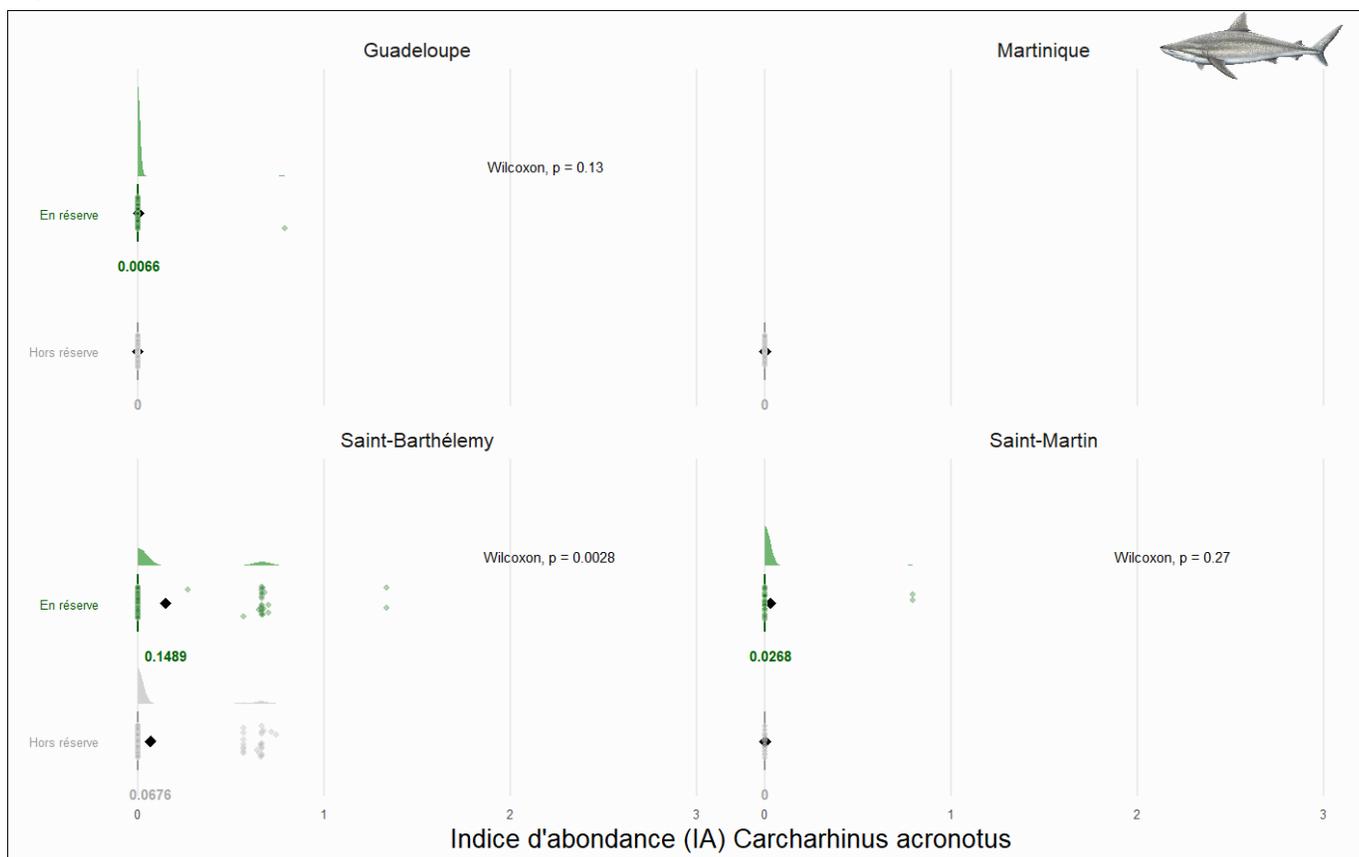


Figure 41 : Indice d'abondance du requin nez noir en fonction du statut de protection pour chaque île

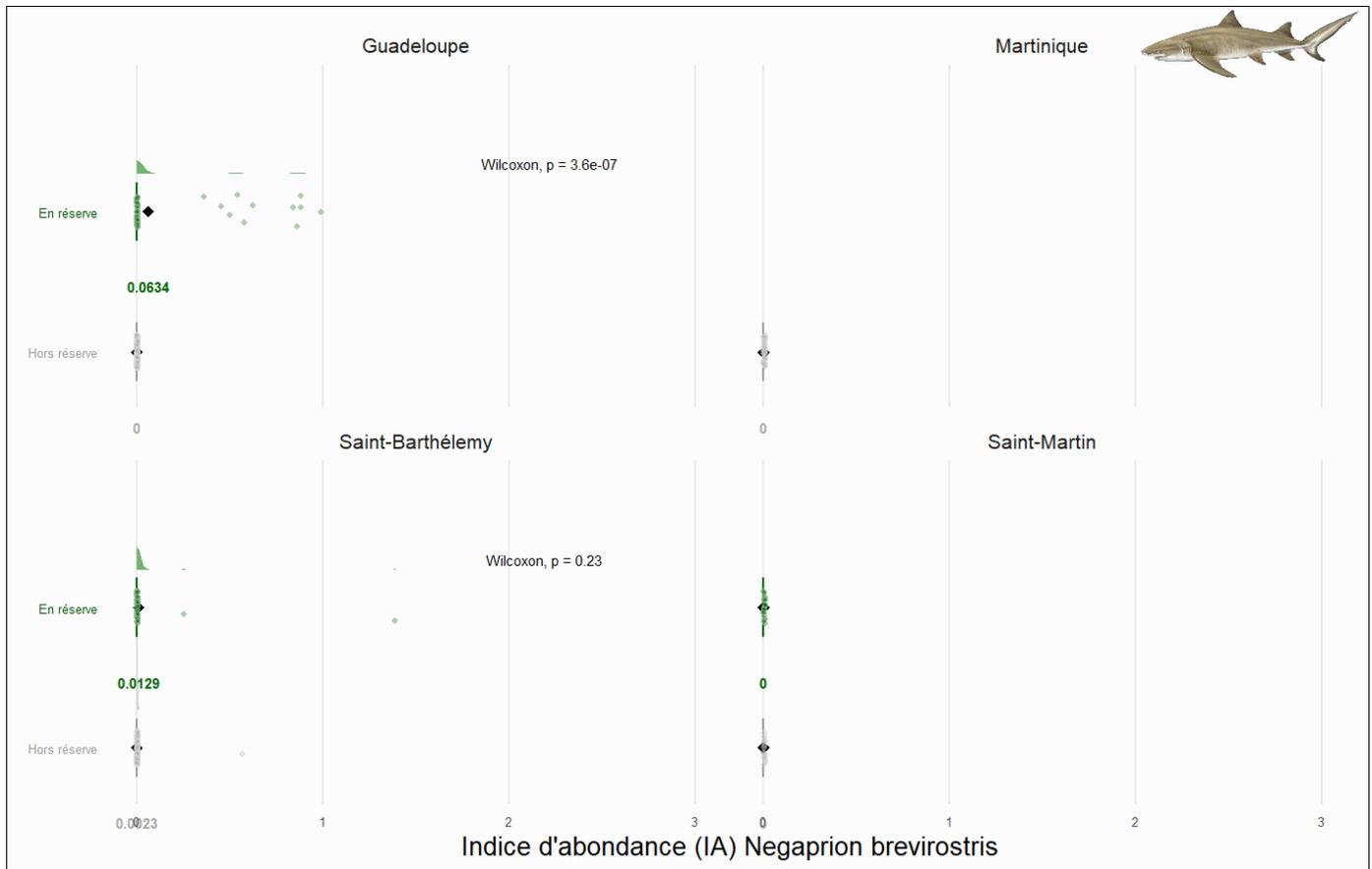


Figure 42 : Indice d'abondance du requin citron en fonction du statut de protection pour chaque île

3.5.2. La complexité du milieu

Différentes tendances sont observées en fonction de la complexité du milieu (figure 43). Plus la complexité du milieu est élevée (IC tend vers 5) et plus l'indice d'abondance des requins, du requin nourrice (*G. cirratum*) et du requin de récif des Caraïbes (*C. perezii*) augmentent. En revanche l'indice d'abondance des raies et de la raie pastenague (*H.americanus*) diminue avec l'augmentation de la complexité du milieu.

Concernant la caractérisation des différents secteurs prospectés, on note que pour les différents secteurs la majorité des enregistrements ont été réalisés sur des fonds peu complexes à moyennement complexes (« IC 0 », « IC 1 » et « IC 2 »). Sur Saint-Martin la majorité des enregistrements ont été réalisés sur des fonds sableux et/ou à débris coralliens ce qui explique une forte représentation des classes « IC 0 » et « IC

1 » (figures 44, 45 et 46). Quant à la catégorie « IC 5 », correspondant à un milieu récifal très développé et complexe, elle présente une faible représentation.

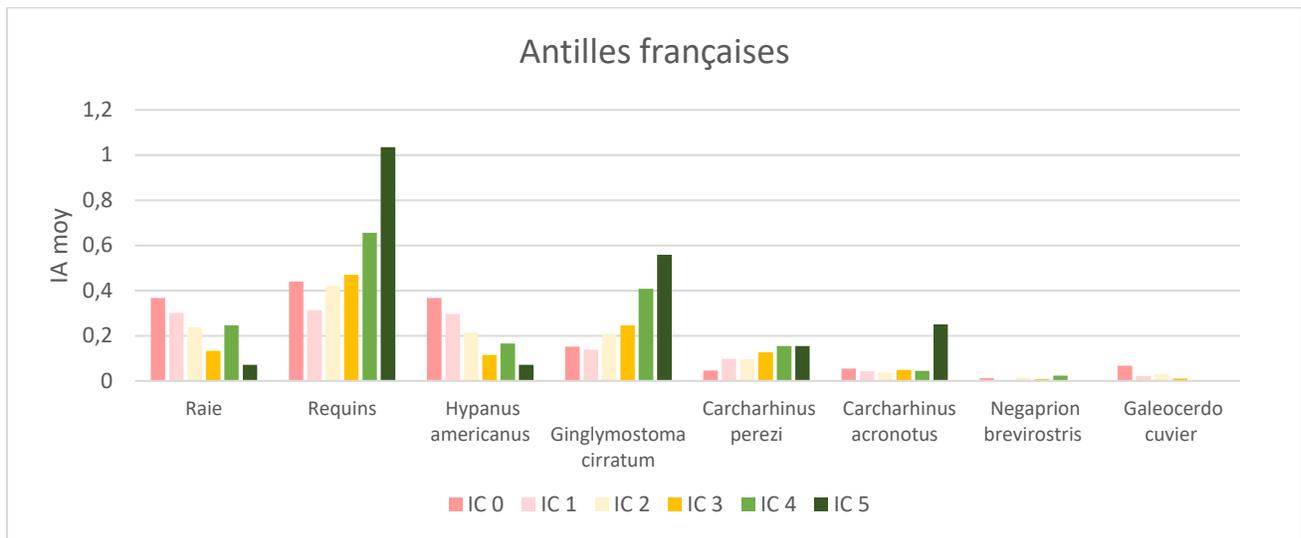


Figure 43 : Indice d'abondance (IA) en fonction d'indice de complexité (IC) pour les principales espèces observées

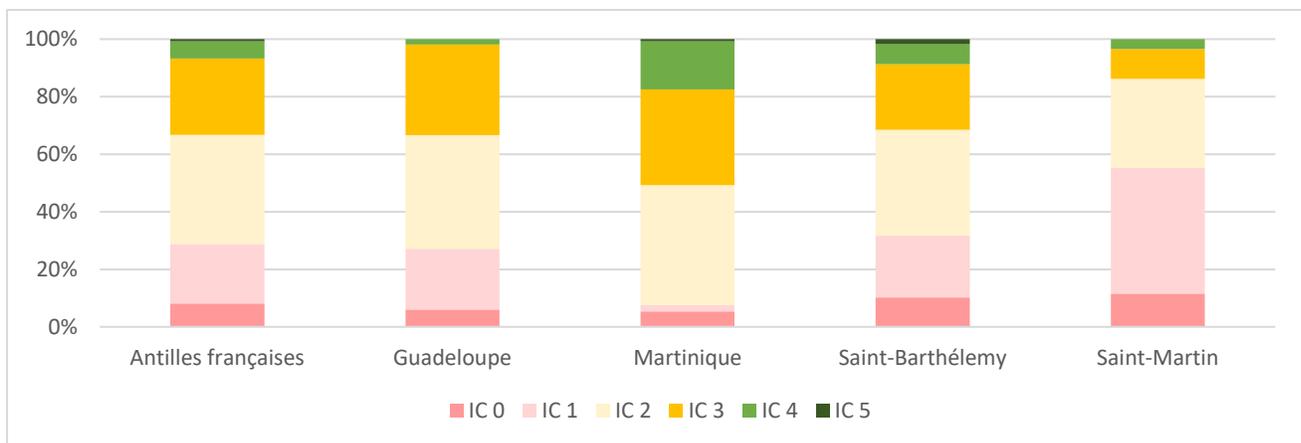


Figure 44 : Représentation de chaque indice de complexité par île.

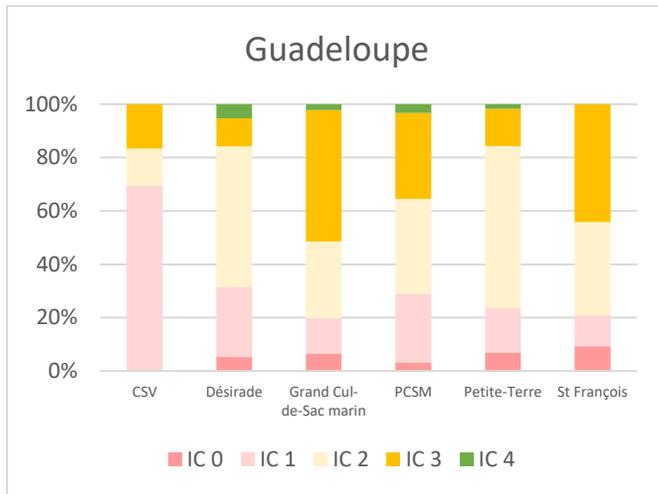


Figure 45 : Représentation de chaque indice de complexité par secteur de Guadeloupe

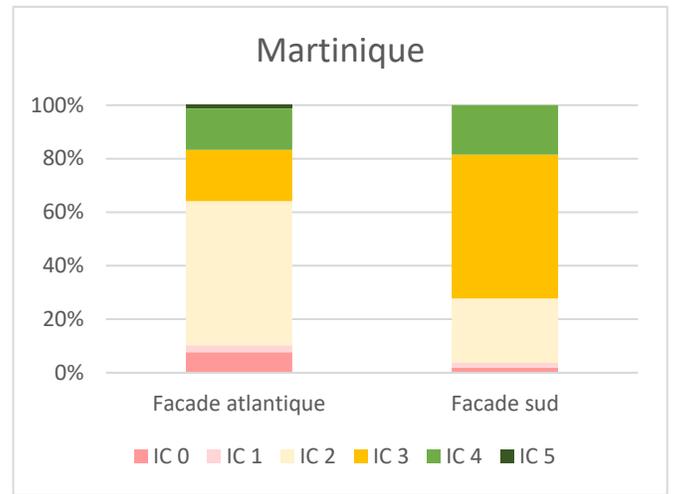
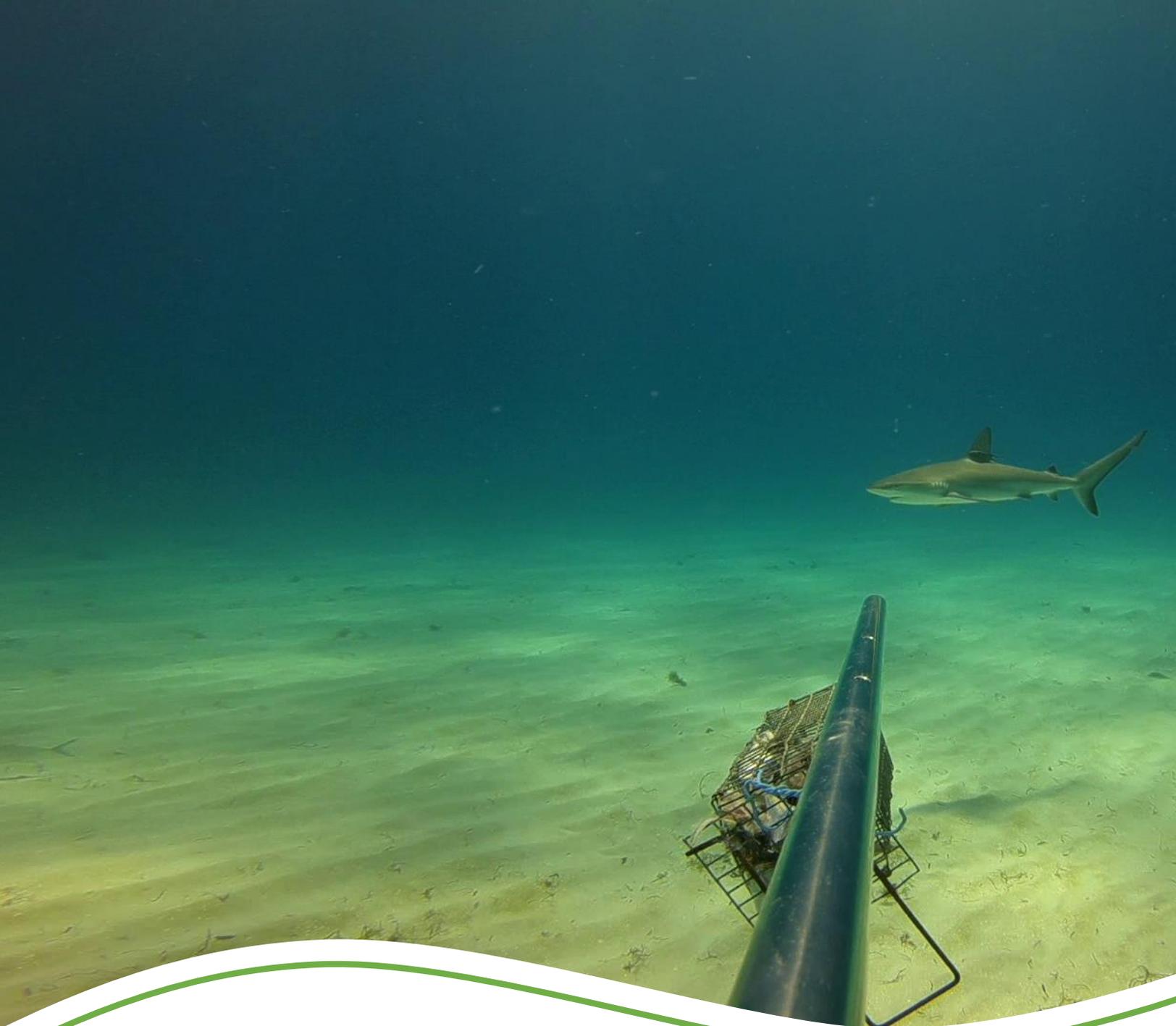


Figure 46 : Représentation de chaque indice de complexité par secteur de Martinique



4. Discussion

Les premiers résultats sur la diversité et l'abondance des populations d'élastmobranches dans les Antilles françaises.

Dans le cadre de cette première étude à l'échelle des Antilles françaises, ce sont 1011 enregistrements vidéos réalisés dans les eaux côtières en suivant la méthode des BRUVs⁵ qui ont été analysés. Avec au moins 10 espèces d'élastmobranches identifiées (8 espèces de requins et 2 espèces de raies) les Antilles françaises présentent une diversité supérieure à la moyenne dans la région Caraïbe (5 espèces de requins et 3 espèces de raies, *Global FinPrint*). Cette diversité varie en fonction des îles avec Saint-Barthélemy et Saint-Martin qui présentent une forte diversité (respectivement 7 et 6 espèces de requins et 2 et 1 espèces de raies) par rapport à la Guadeloupe et la Martinique (respectivement 4 et 1 espèces de requins et 2 espèces de raies). Concernant les espèces observées, leur présence était déjà confirmée dans la zone des Antilles françaises (*Beaufort, 2019*) et ces mêmes espèces ont également été observées dans le cadre d'études similaires réalisées dans d'autres secteurs de la Caraïbe (*Bruns et al, 2020 ; Brooks et al, 2011; Compagno et al. 2005 ; Bond et al. 2019*).

L'analyse de la fréquence d'observation (ou occurrence) et de l'abondance relative (via un indice d'abondance) met également en évidence des différences en fonction des îles des Antilles françaises. Les îles du Nord (Saint-Martin et Saint-Barthélemy) semblent abriter des populations d'élastmobranches plus importantes que la Guadeloupe et la Martinique. Cet écart est particulièrement visible sur la fréquence d'observation des requins avec une fréquence qui varie de 0,76 % pour la Martinique à 67,60 % pour Saint-Barthélemy soit un écart de plus de 66 % entre les deux îles. Avec une fréquence moyenne pour les requins de l'ordre de 25,4 % dans la région Caraïbe (*Global Fin Print*), les îles de la Guadeloupe (8,42 %) et de la Martinique (0,76 %) sont nettement inférieures à cette moyenne. Les valeurs sont parmi les plus basses de la région Caraïbes après la Jamaïque et la République Dominicaine (où il n'y a pas eu d'observation de requins *Global Fin Print*). A noter que sur l'île de Montserrat, située à 85 km au nord de la Guadeloupe, la fréquence d'observation est de 19 %, soit plus de 10 % supérieure à la fréquence observée en Guadeloupe (*Global Fin Print*). Et sur la Barbade, à 230 km au sud-est de la Martinique, la fréquence d'observation est supérieure avec 15,7 % soit plus de 15 % de plus que la fréquence observée en Martinique. En revanche pour les îles du Nord, Saint-Martin (27,37 %) et Saint-Barthélemy (67,60 %) les valeurs sont supérieures à la moyenne de la région Caraïbe. De plus, Saint-Barthélemy présente une des valeurs les plus élevées relevées pour la région Caraïbe, notamment par rapport aux Bahamas (57,9 %)

⁵ Acronyme du terme anglais Baited Underwater Remote Video

(*Global Fin Print*). Ce résultat semble cohérent avec ceux obtenus par d'autres méthodes de suivi notamment le suivi INA Scuba qui est basé sur les sciences participatives (*Beaufort, 2023*). En effet la différence est importante entre les îles du Nord et la Guadeloupe et la Martinique pour les requins (avec en moyenne un requin observé toutes les 5 plongées pour Saint-Barthélemy et toutes les 236 plongées en Martinique). Pour les raies, la différence est également présente mais elle est moins marquée (une raie a été observée toutes les 2 plongées pour Saint-Barthélemy et toutes les 19 plongées en Martinique) (*Beaufort, 2023*).

Au niveau spécifique, à l'échelle des Antilles françaises on note la dominance de trois espèces sur les enregistrements : la raie pastenague (*Hypanus americanus*) avec un indice d'occurrence⁶ « élevé », le requin nourrice (*Ginglymostoma cirratum*) avec une occurrence « modérée » et le requin de récif des Caraïbes (*Carcharhinus perezi*) avec une occurrence « modérée ». Le suivi des élasmobranches par la méthode des BRUVs à travers le monde met en évidence la dominance par une ou deux espèces (*Goetze et al, 2013 ; Rizzari et al, 2014*). Dans la région Caraïbe c'est généralement le requin nourrice et le requin de récif des Caraïbes, comme observé dans cette étude (*Brooks et al., 2011*). Bien que sur Saint-Martin et sur Saint-Barthélemy l'abondance relative de ces espèces soit élevée par rapport aux autres îles de la Caraïbes (notamment les Bahamas, *Brooks et al, 2011 ; Turks et Caïcos, Bruns et al, 2020 ; les île Cayman , Ormond et al, 2017, et les antilles néerlandaises, Winter et al, 2019*) ce n'est pas le cas de la Guadeloupe et de la Martinique. En effet, sur ces deux îles des Antilles françaises l'indice d'abondance du requin nourrice et du requin de récif des Caraïbes semblent être parmi les plus faibles de la région Caraïbe et mettant en évidence un constat alarmant : ces populations pourraient être fonctionnellement éteintes en Guadeloupe et en Martinique (*MacNeil et al, 2020*). Par ailleurs, l'abondance relative de la raie pastenague est plus élevée sur l'ensemble des Antilles françaises par rapport à d'autres secteurs de la Caraïbe étudiés avec cette même méthode (notamment sur Turks et Caïcos, *Bruns et al, 2020*). L'abondance des proies, comme celles des raies, est directement affectée par la prédation, notamment par les requins (*Heithaus et al. 2008, Ferretti et al. 2010*). Ainsi, dans certaines régions où l'abondance des requins est considérablement réduite, comme en Guadeloupe et en Martinique, l'abondance des méso-prédateurs (comme les raies) augmente à la suite du déclin des prédateurs (*Sherman et al, 2020; Ward et al., 2005 ; Shepherd et al.,2005 ; Ferretti et al., 2010 ; Valinassab et al. 2006*). Ceci pourrait s'expliquer par l'adaptation du comportement des proies en l'absence de prédateurs : les proies peuvent passer plus de temps à rechercher leur alimentation et consacrer plus d'énergie à la

⁶ L'indice d'occurrence est basé sur la fréquence des observations (FO)

reproduction (Peacor, 2002). En revanche, lorsque les prédateurs sont abondants, le comportement des proies est directement lié à leur survie, et le taux de survie des proies qui prennent des risques est inférieur à celui des proies qui ne prennent pas/peu de risques (Kelley et al., 2003, Heithaus et al., 2012). Les raies sont des proies de différentes espèces de requins dont des requins-marteaux (Strong et al., 1990), mais également des espèces de requins inféodés aux récifs (Papastamatiou et al. 2006 ; Lyle, 1987). Il serait donc bénéfique pour les raies d'éviter les zones à forte abondance de prédateurs ou d'utiliser des mécanismes comportementaux qui réduisent leur risque de prédation et augmentent ainsi leur condition physique (Sherman et al, 2020) comme la modification de l'habitat (Davy et al., 2015), la réduction de la recherche de nourriture (Rizzari et al. 2014; Lönnstedt et al. 2018 ;Madin et al. 2019). Néanmoins, d'autres paramètres pourraient entrer en jeu et influencer l'abondance des proies (et donc des raies). Pour les îles de Saint-Barthélemy et Saint-Martin, où les populations de requins sur les zones récifales semblent supérieures à la moyenne de la région Caraïbe d'après cette présente étude, les populations de raies pastenagues semblent également plus importantes que sur d'autres îles de la région. Ce résultat pourrait s'expliquer par une présence plus importante de proies pour les raies sur ces îles. Le régime alimentaire de ces raies est principalement composé de bivalves, de vers, de crustacés et de petits poissons (Stehmann et al, 1978). Ces ressources alimentaires sont notamment dépendantes de l'état et de la qualité du milieu. Certaines menaces, telles que la dégradation de l'habitat (par la pollution et/ou la dégradation physique par exemple) et les pressions anthropiques (comme la pêche) peuvent impacter l'état de la ressource alimentaire et ainsi impacter tout un écosystème. Dans le cadre de cette étude une différence notable a été observée lors du visionnage des enregistrements entre les îles du Nord (Saint-Martin et Saint-Barthélemy) et la Guadeloupe et la Martinique : le taux de recouvrement des coraux par des macro-algues. Le phénomène de développement de ces derniers au détriment des coraux, appelé « coral-macroalgal shift », est observé depuis plusieurs années dans la région Caraïbe (Jackson et al, 2014). Ce phénomène se produit en cas de déséquilibre dans l'écosystème récifal à la suite de divers facteurs naturels et anthropiques (ex : eutrophisation, diminution des populations d'herbivores ...(Kuffner et al., 2008)). Bien qu'à ce jour il n'y ait pas d'étude de ce phénomène à l'échelle de toutes les Antilles françaises, le suivi mené avec les BRUVs a permis de visualiser et d'observer un développement algal particulièrement développé sur les zones récifales de Guadeloupe et de Martinique (avec un taux de recouvrement pouvant atteindre 100%, *com.pers.* O.Beaufort). Des analyses complémentaires pourraient être prochainement réalisées sur ce sujet.

Parmi les autres espèces de requins et de raies observées, elles possèdent un indice d'occurrence « faible » à « très faible ». Pour chaque espèce l'indice d'occurrence et l'indice d'abondance (IA) varient en fonction de l'île. Globalement l'île de Saint-Barthélemy se démarque de la Guadeloupe et de la Martinique avec des indices plus élevés pour plusieurs espèces dont le requin nourrice, le requin de récif des Caraïbes et le requin nez noir. Parmi les espèces, les résultats sur le requin nourrice présentent une forte différence en fonction de l'île avec des valeurs plus importantes dans les îles du Nord (*Saint-Barthélemy FO = 45,9%* , *Saint-Martin FO = 20,0 %* , *Guadeloupe FO = 4,9 %* , *Martinique FO = 0,8 %*). Il en est de même pour le requin de récif des Caraïbes (*Saint-Barthélemy FO = 23,5 %* , *Saint-Martin FO = 9,47 %* , *Guadeloupe FO = 0,5 %* , et aucune observation sur la Martinique). Par ailleurs, on observe une fréquence d'observation (FO) de requins de récif des Caraïbes plus élevée sur Saint-Barthélemy par rapport à Saint-Martin, en revanche l'indice d'abondance pour cette espèce est plus important sur Saint-Martin. Bien que cette espèce ait été moins observée sur les enregistrements de Saint-Martin par rapport à ceux de Saint-Barthélemy, lors d'observation, le nombre d'individus observés sur les enregistrements était plus élevé. Sur les deux îles, il s'agissait principalement de juvéniles et de subadultes. Ces éléments laissent supposer que les secteurs concernés pourraient être des zones de nurseries de requins de récif des Caraïbes (*Garla et al., 2006*). D'après les études menées sur cette espèce, les juvéniles se regroupent à plusieurs individus sur un même secteur en zone côtière et présentent un haut degré de fidélité à leur habitat (*Graham et al., 2014 ; Baremore et al., 2021, Bond et al., 2012 ; Garla et al., 2006 ; Merson et al., 2001; Heupel et al., 2002; Heupel et al, 2005*). Plus ils vont grandir et plus ils vont agrandir leur espace vital (qui est estimé entre 0 et 3,3 km² au cours des premières années de vie, *Garla et al., 2006*). Concernant le requin nez noir, Saint-Barthélemy se démarque des autres îles (*Saint-Barthélemy FO = 15,1 %* , *Saint-Martin FO = 2,1 %* , *Guadeloupe FO = 0,3 %* , et aucune observation sur la Martinique). Enfin, pour la raie léopard (*Aetobatus narinari*) et le requin citron, bien que ces espèces soient considérées comme des espèces « communes » dans les Antilles françaises (*Beaufort, 2016 ; Beaufort, 2023*) les valeurs obtenues dans le cadre de cette étude sont particulièrement faibles pour toutes les îles (FO < 4 %). Pour cette espèce, cette méthode de suivi ne semble pas la plus adaptée pour améliorer les connaissances. Peu d'observations ont été faites sur 1011 enregistrements alors que d'après d'autres méthodes de suivi cette espèce est commune (d'après le suivi INA Scuba, la fréquence d'observation de cette espèce est de 31,6 % pour Saint-Barthélemy et 13,43 % pour Saint-Martin, *Beaufort, 2023*). A noter que ce constat est similaire avec cette même méthode dans d'autres secteurs de la Caraïbe (*Bond et al, 2019*) et pourrait s'expliquer notamment par le type d'appât utilisé (qui ne fait pas partie du régime alimentaire de l'espèce). Pour le requin citron, il semblerait que les Antilles françaises abritent principalement des juvéniles. En effet,

à l'exception des juvéniles (taille < 1 m) observés le long des plages et dans les mangroves, les observations d'individus de tailles supérieures à 1 m en plongée ou dans les captures des pêcheurs sont peu communes (*com. pers. O.Beaufort*). Les juvéniles évoluent essentiellement dans les eaux côtières inférieures à 50 cm, par conséquent, la probabilité de les observer sur des enregistrements réalisés entre 8 et 30 m de profondeur est faible (*com. pers. O.Beaufort*).

L'analyse par secteurs pour la Guadeloupe a mis en évidence le rôle de Petite-Terre pour la conservation des requins et des raies. Avec la présence d'au moins 4 espèces de requins et 2 espèces de raies, des fréquences d'observation et des indices d'abondance supérieurs pour plusieurs espèces par rapport à ceux obtenus sur les autres secteurs, le site se démarque et semble abriter la plus grande population d'élastombranches parmi les secteurs de Guadeloupe prospectés dans le cadre de cette étude. A noter que ce secteur est également considéré comme l'une des plus grandes nurseries de requins citron connues à ce jour dans les Antilles françaises (*Beaufort, 2019*).

Sur les deux secteurs prospectés en Martinique les raies ont été plus observées sur la façade Atlantique (indice « élevé » pour la façade atlantique, et « modéré » pour la façade sud. Concernant les requins, il n'y a pas eu d'observations recensées sur la façade atlantique et un indice « très faible » pour la façade sud. Quant aux indices d'abondance, la raie pastenague présente un indice supérieur sur la façade atlantique.

Les facteurs qui pourraient expliquer les différences observées en fonction des secteurs.

Dans l'objectif d'identifier certains facteurs qui pourraient expliquer les différences entre les secteurs, divers paramètres ont été relevés dont le statut de protection du secteur (en réserve/en dehors de réserve). A noter que pour la Martinique, n'ayant pas eu de données relevées en zone de réserve, il n'a pas été possible de prendre en compte ce facteur. L'indice d'abondance s'est avéré plus élevé pour plusieurs taxons de requins (« requins », requin nourrice, requin de récif des Caraïbes, requin nez noir et requin citron) avec des différences significatives pour plusieurs secteurs. En Guadeloupe, à Saint-Martin et à Saint-Barthélemy, le taxon « requin » présente un indice d'abondance significativement supérieur en zone de réserve par rapport aux zones en dehors des réserves. Cette même tendance est également observée en Guadeloupe pour le requin citron et le requin nourrice ainsi que sur Saint-Martin avec le requin de récif des Caraïbes. D'autres études ont également mis en évidence une abondance plus importante d'espèces de requins inféodées aux récifs dans des zones de réserve (*Speed et al, 2018 ; McCook et al, 2010 ;*

Bond et al, 2012) pouvant laisser supposer que ce type d'outil de conservation est adapté pour la conservation de certaines espèces et à certains stades du cycle de leur vie (ex : comme les juvéniles d'espèces côtières de requins) (*Garla et al., 2005 ; Carrier et al., 1998*). Sur Saint-Barthélemy, l'indice d'abondance du requin de récif des Caraïbes ne présente pas de différence significative entre les zones en réserve et en dehors de réserve. Ce résultat pourrait s'expliquer par une réserve avec une superficie plus élevée par rapport à la taille du territoire et répartie sur divers secteurs par rapport à d'autres îles des Antilles françaises. En effet, la Réserve Naturelle de Saint-Barthélemy couvre 1200 ha de zone côtière répartie en 5 zones sur les 24 km de trait de côte et 4 km² de la ZEE⁷. Par comparaison, la Réserve Naturelle et le cœur de Parc National de Guadeloupe représentent 4142 ha répartis en 3 zones sur les 405 km de trait de côte et 86 km² de ZEE. De plus, l'exploitation de la ressource est différente en fonction des îles. Sur Saint-Barthélemy la demande des consommateurs étant principalement axée sur le poisson pélagique la pêche côtière est peu développée, par conséquent « l'effet réserve » pourrait être moins visible que sur d'autres secteurs où la pression de pêche en zone côtière est importante (comme en Guadeloupe). Concernant les raies, seule la Guadeloupe présente un indice d'abondance significativement supérieur dans les zones en réserve. A la différence de Saint-Barthélemy et de Saint-Martin, la pêche avec des filets maillants est particulièrement développée sur l'archipel guadeloupéen (en 2021, 108 navires utilisaient le filet trémail, d'après l'*IFREMER*). De par le statut de réserve avec une réglementation des actions de pêche, des menaces comme la pêche, et plus particulièrement la pêche aux filets, sont totalement exclues dans ces zones ce qui peut expliquer une abondance plus importante de raies sur les zones en réserve sur l'archipel guadeloupéen.

Le second facteur relevé dans ce projet est la complexité du milieu. On peut supposer que plus un milieu est complexe, plus il possède des niches trophiques variées et plus le milieu est fonctionnel. D'après les premiers résultats obtenus, plus le milieu est complexe (avec un indice IC élevé) et plus les indices d'abondance de « requins », de requins nourrice et de requins de récif des Caraïbes sont élevés. Ce qui va dans le sens d'autres études avec une abondance des requins associés aux récifs qui est positivement corrélée à la complexité de l'habitat (*Desbiens et al, 2021*). A l'inverse, l'indice d'abondance des raies pastenagues diminue avec la complexité du milieu. Ceci pourrait s'expliquer par une présence plus importante de prédateurs (comme les requins) mais également par le comportement alimentaire des raies pastenague

⁷ Zone Economique Exclusive

qui est principalement axé sur des zones sableuses pour trouver des vers, des coquillages et des crustacés (O'Shea et al. 2013 ; Pardo et al. 2015 ; Stehmann et al, 1978).

La méthode des caméras appâtées (BRUVs) pour étudier les populations côtières d'éla smobran ches.

La méthode des caméras appâtées a été débutée en 2016 dans les Antilles françaises. Considérée comme non invasive, et non destructrice elle est adaptée pour acquérir des données sur l'occurrence et l'abondance relative (Cappo et al., 2003 ; Cappo et al. 2004 ; Santana-Garçon et al. 2014 ; Whitmarsh et al. 2017 ; Espinoza et al. 2014), notamment sur des espèces rares (Goetze et al., 2019). A la différence des suivis par comptage en plongée, il n'y a pas de biais lié à la présence des plongeurs (Gray et al., 2016; Lindfield et al, 2014). Parmi les informations : l'espèce, des indices d'abondance, le stade de cycle de vie (juvénile, femelle gestante, adulte,...), la répartition dans l'espace et dans le temps. Cette méthode permet également de relever des données sur l'habitat (Bennett et al, 2016; Collins et al., 2017). Via la distance entre les caméras déployées, cette méthode permet également de travailler sur une grande distance et ainsi d'avoir une grande zone d'étude (Langlois et al., 2012).

Cette méthode présente néanmoins des biais, notamment lié à l'utilisation d'appâts. Bien que la sensibilité des espèces aux appâts et la variation dans la dispersion des effluves des appâts sont peu connues à ce jour (Harvey et al., 2007), le type d'appât semble affecter la richesse spécifique (Wraith et al, 2013), l'abondance relative (Dorman et al, 2012) et la taille des individus observés (Bailey et al.2007). Ce constat met en évidence l'importance d'uniformiser le type de poissons utilisés (ex : sardines). Par ailleurs, l'utilisation d'appâts pourrait influencer la diversité spécifique et l'abondance relative car les espèces attirées par les appâts seront plus représentées que les espèces non attirées (Coghlan et al, 2017; Harvey et al, 2007; Speed et al, 2019). C'est le cas notamment de la raie léopard (*Aetobatus narinari*) qui présente une occurrence et un indice d'abondance particulièrement faible alors que l'observation de cette espèce par les plongeurs est régulière sur certains des secteurs prospectés (Beaufort, 2023). Ce constat met en évidence l'importance de distinguer l'abondance réelle d'une espèce dans le milieu et l'abondance des observations de cette même espèce sur les enregistrements. Les résultats présentés dans cette étude correspondent à cette dernière.

Un autre biais à prendre en compte est le comportement et la réaction d'une espèce mais également d'un individu face à un BRUVs. En effet certaines espèces ont une

approche plus directe sur la structure que d'autres (ex : le requin nourrice par rapport au requin bordé, *Carcharhinus limbatus*, *com.pers. O.Beaufort*). Par conséquent il est probable de détecter plus facilement un individu avec une approche directe, notamment car elle peut effectuer des tours autour de la caméra, contrairement à un individu qui garde ses distances de la caméra et peut rester caché du champ de vision de la caméra. Il en est de même en cas de faible visibilité (*Bruns et al, 2020*). Par ailleurs, la présence ou l'absence de prédateurs peut également influencer le comportement des proies (ex : comme les raies pastenagues, les requins juvéniles, ...) et donc influencer l'estimation de l'abondance. Une étude a mis en évidence que les raies en zones récifales étaient moins susceptibles de s'approcher des BRUVs dans les sites où les prédateurs sont plus abondants (*Sherman et al., 2020*). Ceci pourrait s'expliquer par une activité des proies (notamment pour recherche de l'alimentation) qui diminue lorsque le risque de prédation est élevé sur les récifs coralliens (*Trussell et al. 2003, Rizzari et al. 2014, Lönnstedt et al. 2018, Madin et al. 2019*).

Par ailleurs, il est important de prendre en considération que les données récoltées sont représentatives des caractéristiques des sites étudiés (zone côtière récifale et/ou sableuse et à herbier, avec une profondeur < 20 m) et de la période d'échantillonnage (moment de la journée où les caméras sont déployées et période de l'année). En effet, le moment de la journée peut influencer significativement les résultats sur les espèces observées (*Taylor et al, 2013; Burt et al, 2012*). Les populations d'éla-smobran-ches peuvent évoluer en fonction du moment de la journée, notamment car certaines espèces et/ou certains stades du cycle de vie sont plus actifs à certains moments de la journée, certains grands prédateurs s'approchent des côtes principalement à la tombée de la nuit pour des raids alimentaires, etc. Il est également important de prendre en considération la période de l'année où l'échantillonnage a été réalisé. Bien que les espèces tropicales seraient moins sujettes aux migrations, les modifications physico-chimiques liées aux variations des précipitations pourraient impacter les populations d'éla-smobran-ches (*Thorburn et al, 2004, Schroeder et al, 2012*). Les écosystèmes récifaux tropicaux peuvent subir des changements importants dans les caractéristiques de l'eau notamment sur la production d'eau douce, la turbidité et les charges en éléments nutritifs. Néanmoins, les connaissances sur les migrations des espèces présentes dans nos eaux sont faibles, notamment pour les raies benthiques comme la raie pastenague (*Sherman et al, 2020*).

Dans le cadre de cette étude, des facteurs comme l'indice de complexité (IC) ont été déterminés en se basant sur le substrat observé sur chaque enregistrement. Or ce dernier peut varier pour une même localisation en fonction de la position et de l'angle de vue de la caméra. Par exemple près d'une barrière récifale si la caméra est

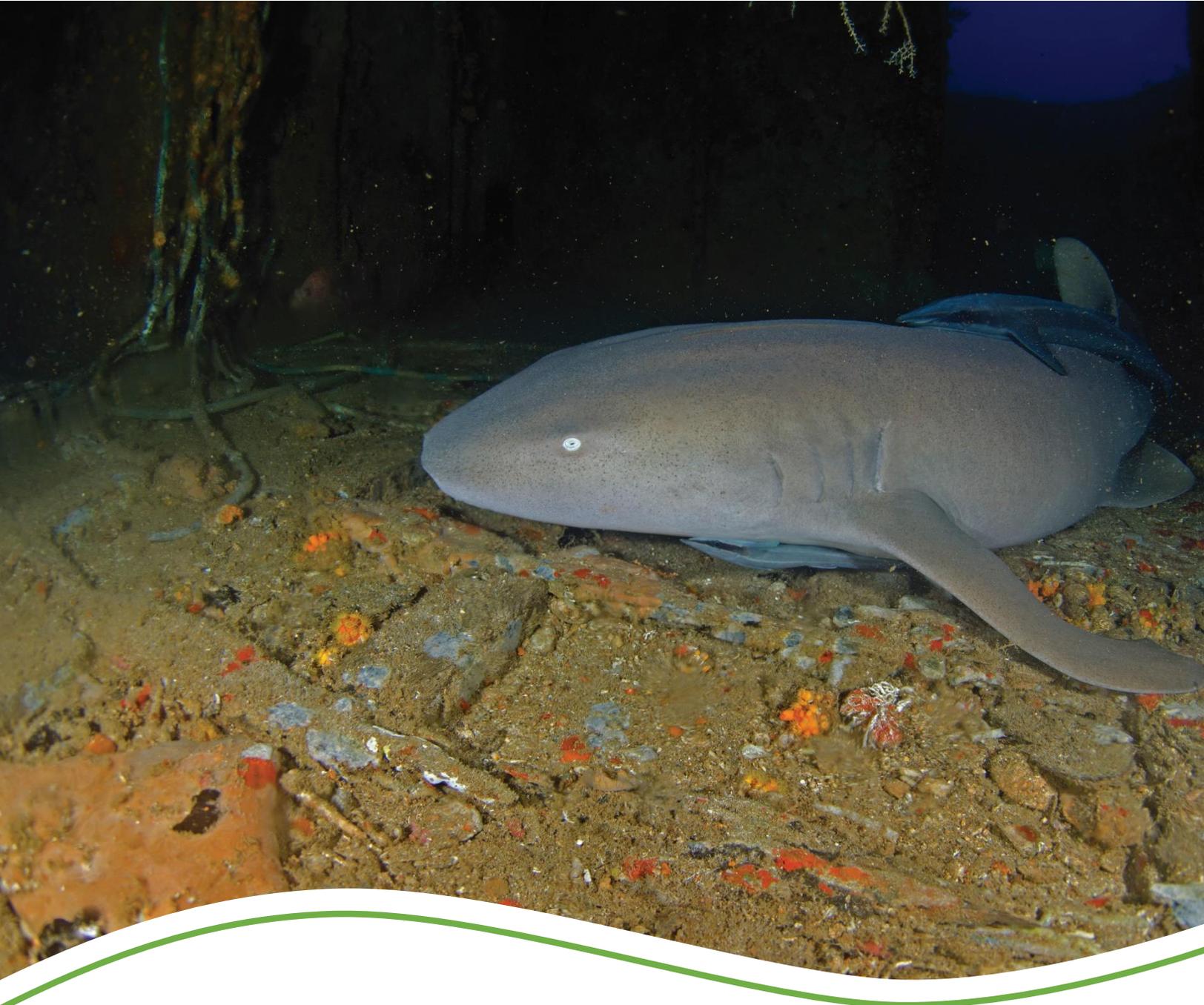
ournée vers la barrière l'indice IC sera élevé, en revanche si la caméra est tournée vers le chenal l'indice IC sera faible. Afin de réduire ce biais il semble important de comparer les données d'abondance et/ou d'occurrence avec des données acquises dans le cadre de suivis spécifiques sur l'état du milieu. Ce dernier peut comprendre notamment la complexité du milieu, l'état du récif (% colonies vivantes, % colonies malades, % développement algal. Par ailleurs, d'autres facteurs pourraient être pris en compte comme les communautés de proies, la pression de pêche et les autres pressions anthropiques (ex : trafic maritime, densité de la population humaine sur la zone côtière,...).

Le rôle des Antilles françaises dans la conservation des populations de requins et de raies.

Cette étude confirme le rôle des Antilles françaises dans la protection et la conservation des espèces côtières d'éla smobran ches. En effet, parmi les 10 espèces observées, 7 (soit 70 %) sont inscrites sur la Liste rouge mondiale des espèces menacées d'extinction d'après l'UICN. Les 3 autres espèces sont listées « quasi-menacées », en d'autres termes, ces espèces pourraient rejoindre cette liste rouge dans un avenir proche si aucune mesure de conservation n'est mise en place. On note également la présence de juvéniles sur certains secteurs notamment des jeunes requins de récif des Caraïbes (*Carcharhinus perezi*) et de requins nez noir (*Carcharhinus acronotus*) sur Saint-Martin et Saint-Barthélemy mettant en évidence, une fois de plus, le rôle de nurserie des eaux côtières des Antilles françaises. En effet, bien que le rôle de nurserie avait déjà été identifié auparavant avec la présence de nombreuses nurseries de requins citron (*Negaprion brevirostris*) (Beaufort, 2019), cette étude confirme la présence de nurseries d'autres espèces côtières. De plus des femelles gestantes ont pu être observées, notamment une femelle requin tigre (*Galeocerdo cuvier*) à Saint-Martin dont la gestation a pu être confirmée car l'individu était équipé d'une balise et suivi dans le cadre d'un projet sur la gestation des requins tigre mené par les Antilles néerlandaises. Des femelles gestantes de requins nourrice ont également été observées sur Saint-Martin et Saint-Barthélemy. Bien que la présence de ces femelles en août-septembre était connue à Saint-Martin (Beaufort, 2016) il s'agit des premières observations pour Saint-Barthélemy. La protection de ces stades du cycle de vie est considérée comme prioritaire pour favoriser la protection des espèces côtières (Bonfil, 1997).

Parmi les espèces identifiées, elles présentent toutes un statut de vulnérabilité « élevé » à « très élevé » ainsi qu'une résilience « faible » à « très faible »⁸, en d'autres termes, ces espèces sont particulièrement vulnérables face aux menaces et en cas de perturbation elles mettent du temps pour s'en remettre. Les populations de requins côtiers sont particulièrement vulnérables en raison de leur proximité avec les populations humaines, où les pressions sont généralement élevées (*Holland et al., 1999*). Par exemple, la dégradation des habitats côtiers, liée à la destruction directe par les activités humaines (ex : destruction de mangroves pour la construction de bâtis) ou indirecte (ex : via des apports en nutriments dans le milieu qui entraîne une eutrophisation et favorise le développement d'algues au détriment des coraux (*Cheal et al., 2010; Knowlton, 2001*)). La surexploitation des ressources impacte également les populations côtières de requins, par une action directe avec la pêche de requins (*Dulvy et al, 2017, Queiroz et al, 2019 ; Friedlander et al., 2002 ; Robbins et al., 2006 ; Graham et al. 2010 ; Nadon et al. 2012*) mais également indirecte avec la pêche des proies et/ou des maillons essentiels à l'équilibre des écosystèmes récifaux (*Pandolfi et al., 2003*). Les espèces côtières seraient également touchées par les changements physico-chimiques liés au changement climatique (*Hughes et al. 2003*). Ce constat met en évidence l'importance de développer des actions et mesures pour réduire les menaces sur les populations côtières de requins et de raies dans les Antilles françaises.

⁸ Les indices de vulnérabilité et de résilience sont issus de Fishbase.



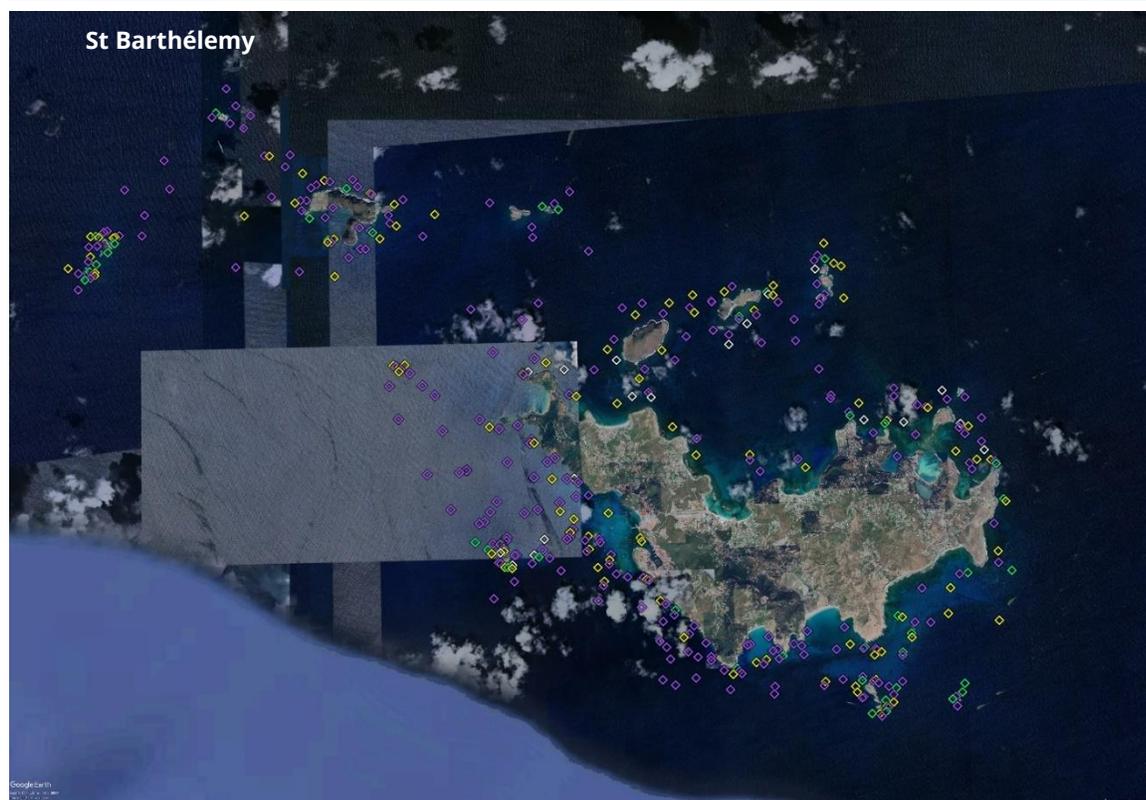
5. Conclusion

Dans le cadre de cette première étude à l'échelle des Antilles françaises, ce sont près de 1000 enregistrements vidéo qui ont été réalisés dans les eaux côtières en suivant la méthode des BRUVs. Au cours de l'analyse de ces vidéos au moins 10 espèces d'élastombranches ont été identifiées (8 espèces de requins et 2 espèces de raies). Avec une fréquence d'observation de requins supérieure à 30 %, les Antilles françaises présentent une diversité et une fréquence d'observation supérieures à la moyenne dans la région Caraïbe (5 espèces de requins et 3 espèces de raies, une fréquence d'observation de requins de 25,4 %, *Global FinPrint*). Néanmoins on observe des différences en fonction des îles avec Saint-Barthélemy et Saint-Martin qui se démarquent avec une plus forte diversité spécifique, une plus forte occurrence et une plus forte abondance d'élastombranches observés sur les enregistrements par rapport à la Guadeloupe et à la Martinique. Des différences ont également été observées sur l'archipel guadeloupéen avec une population d'élastombranches plus importante sur Petite-Terre, un site sur lequel certaines pressions anthropiques sont restreintes.

De plus, cette étude confirme le rôle des Antilles dans la conservation et la protection des espèces côtières de requins et de raies dans la Caraïbes. Avec la présence de nombreuses espèces menacées d'extinction, de juvéniles et de femelles gestantes, il s'avère primordial de développer des actions et des mesures adaptées pour favoriser la conservation de ces espèces. Parmi ces actions, la réduction de certaines menaces anthropiques, la communication et l'information de la population humaine et des usagers de la mer ainsi que la poursuite de l'amélioration des connaissances.

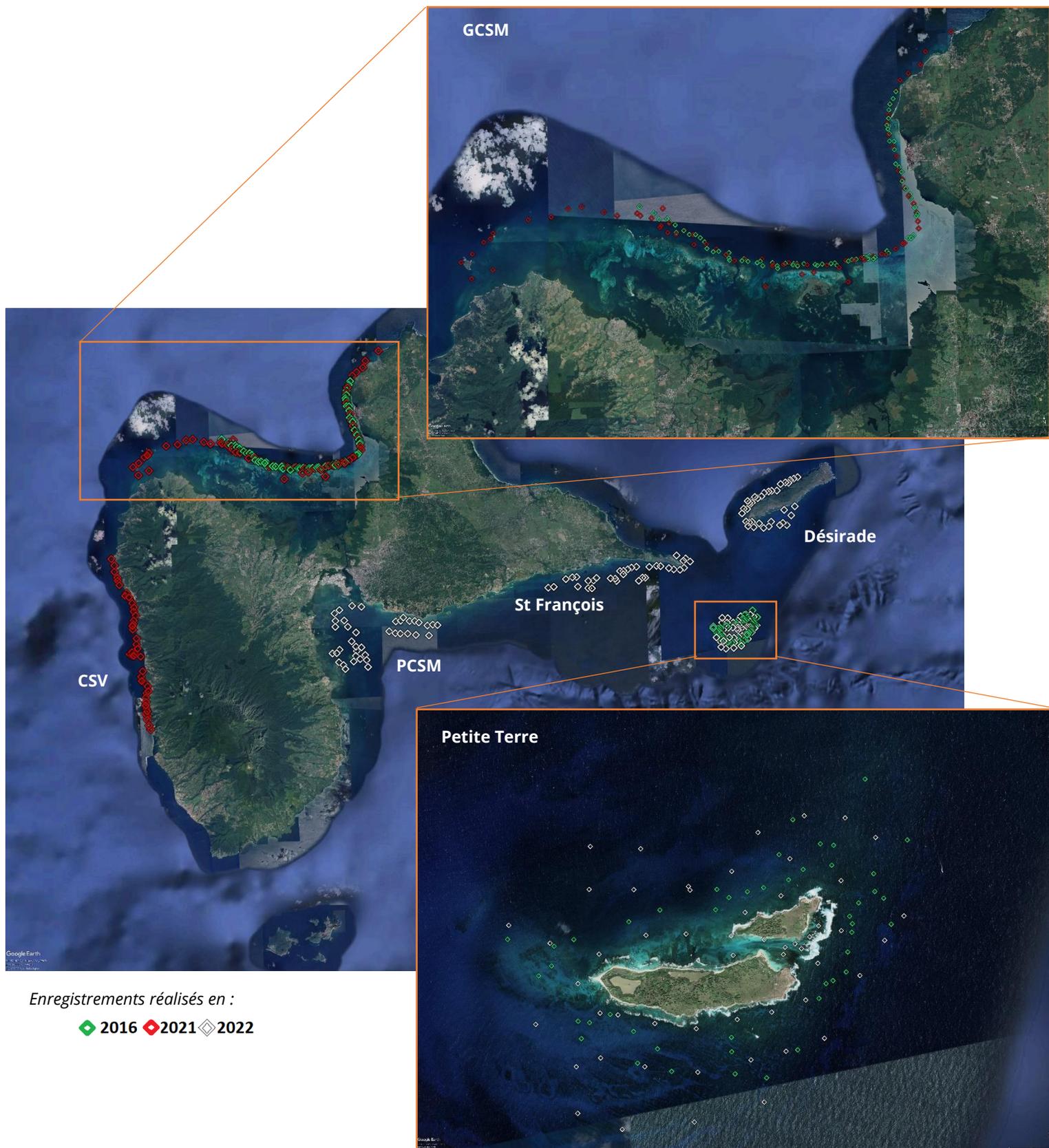
Cette première étude a permis d'acquérir une base de données qui pourra servir de base de référence pour le suivi des élastombranches dans les eaux côtières des Antilles françaises. La mise en place d'un suivi régulier sur les territoires permettra, entre autres, de suivre l'évolution des populations dans le temps (en terme d'années mais également de périodes saison sèche/saison humide). Elle permettra également d'avoir un échantillonnage plus représentatif et de poursuivre avec des analyses complémentaires plus poussées pour identifier les principaux facteurs qui peuvent influencer les populations d'élastombranches (par exemple avec une Analyse Factorielle Multiple -AFM- ou un Modèle Linéaire Généralisé Mixte -GLMM-). Pour ce dernier point il sera notamment utile de comparer les résultats sur les populations d'élastombranches avec des données sur d'autres facteurs pouvant influencer les populations comme l'état des habitats, le développement algal, les communautés de proies et les pressions anthropiques.

Annexe 1 : Localisation des enregistrements.



Enregistrements réalisés en : ◆ 2016 ◆ 2017 ◆ 2018 ◆ 2021 ◆ 2022

Répartition des enregistrements (BRUVs) sur les îles du Nord. En haut St Martin, en bas St Barthélemy.



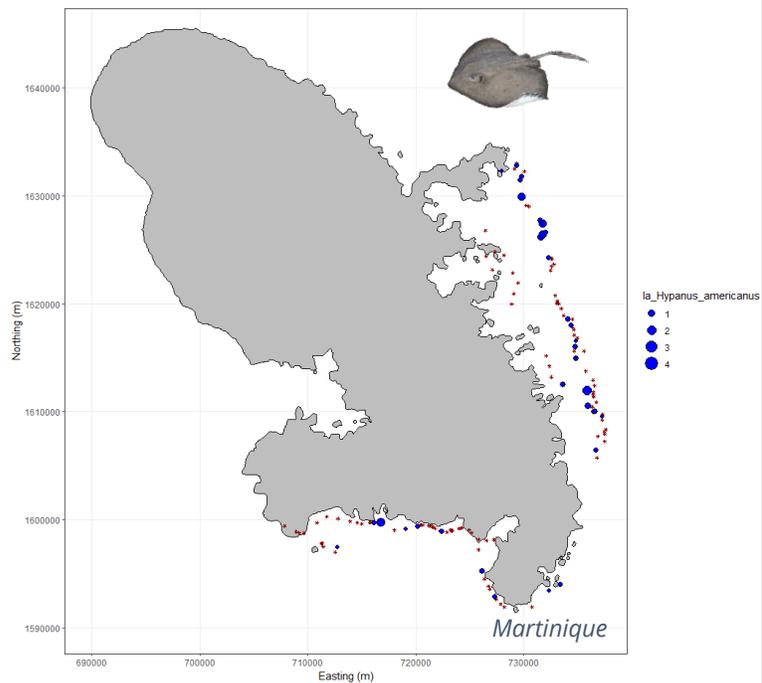
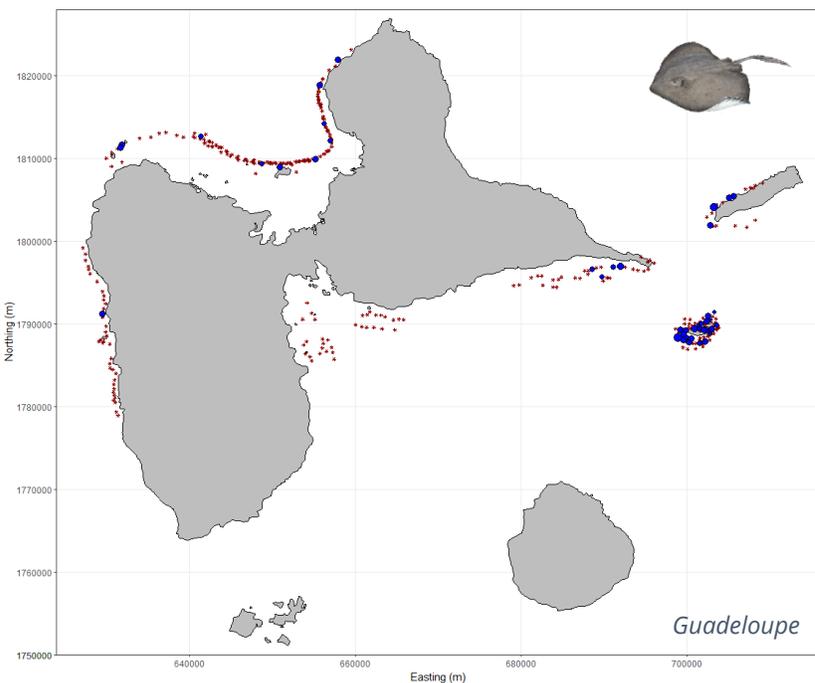
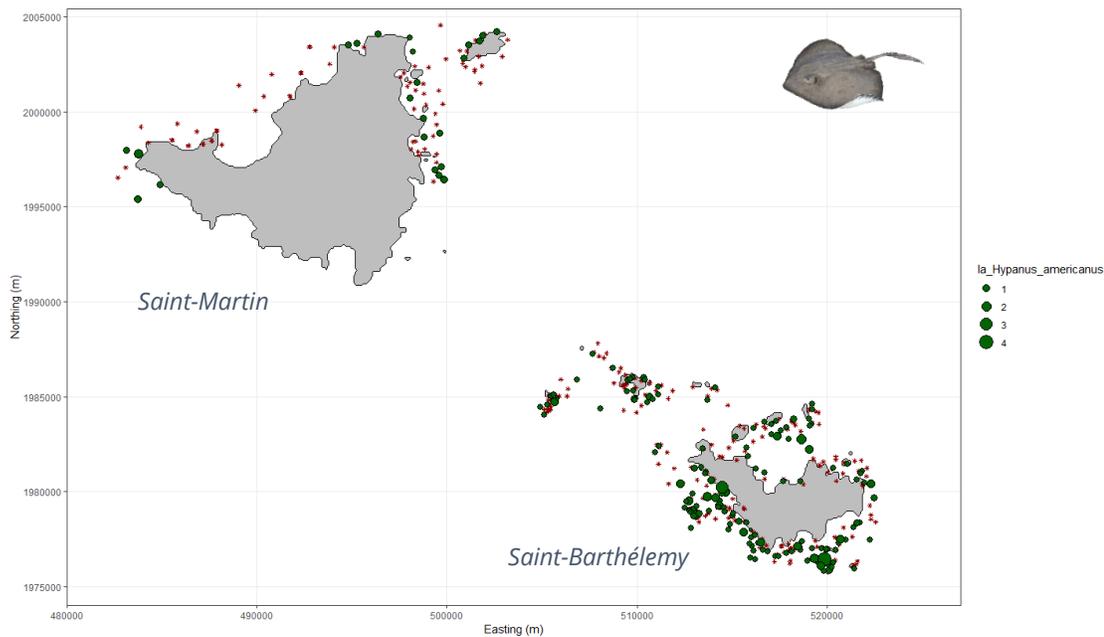
Répartition des enregistrements (BRUVs) sur l'archipel guadeloupéen.



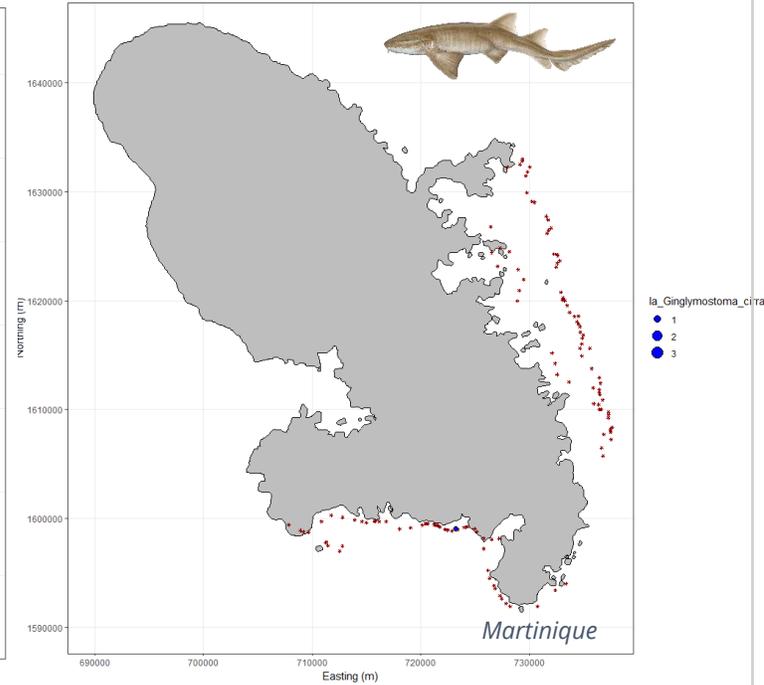
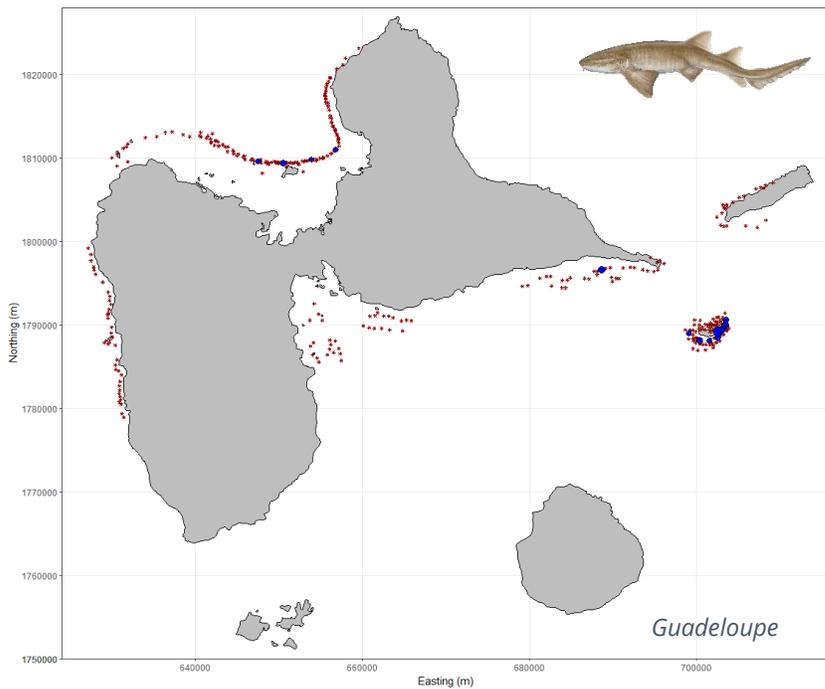
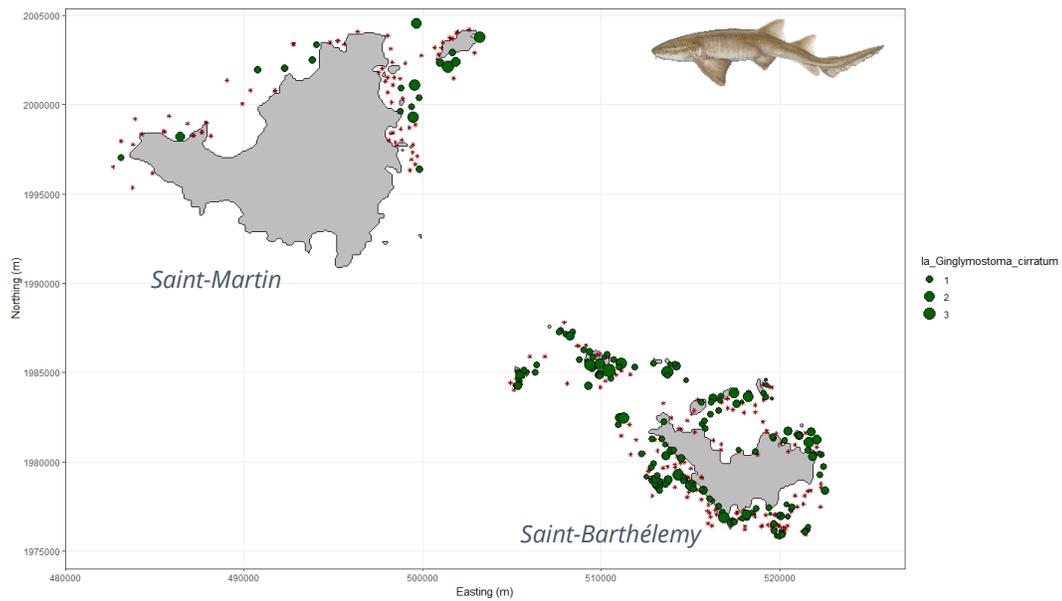
Enregistrements réalisés en : ◆ 2016

Répartition des enregistrements (BRUVs) sur la Martinique.

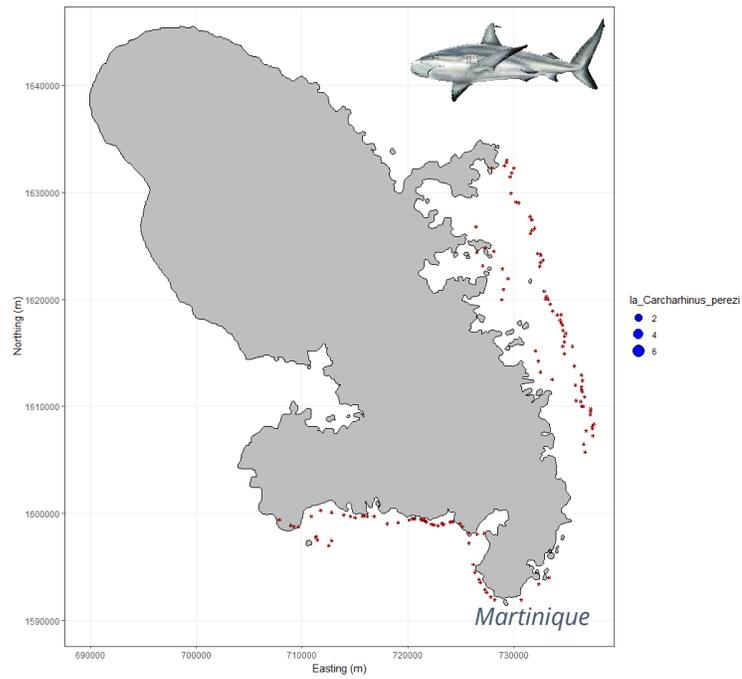
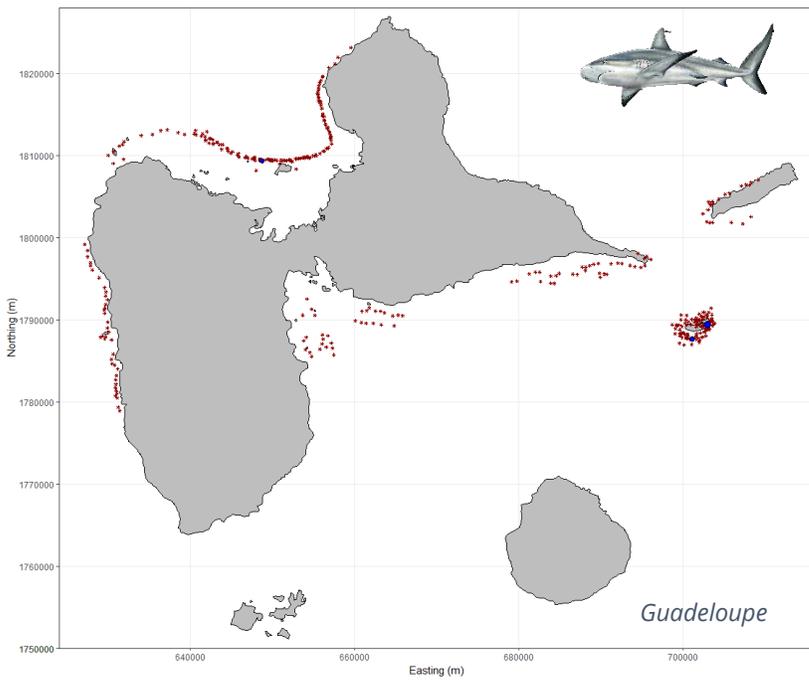
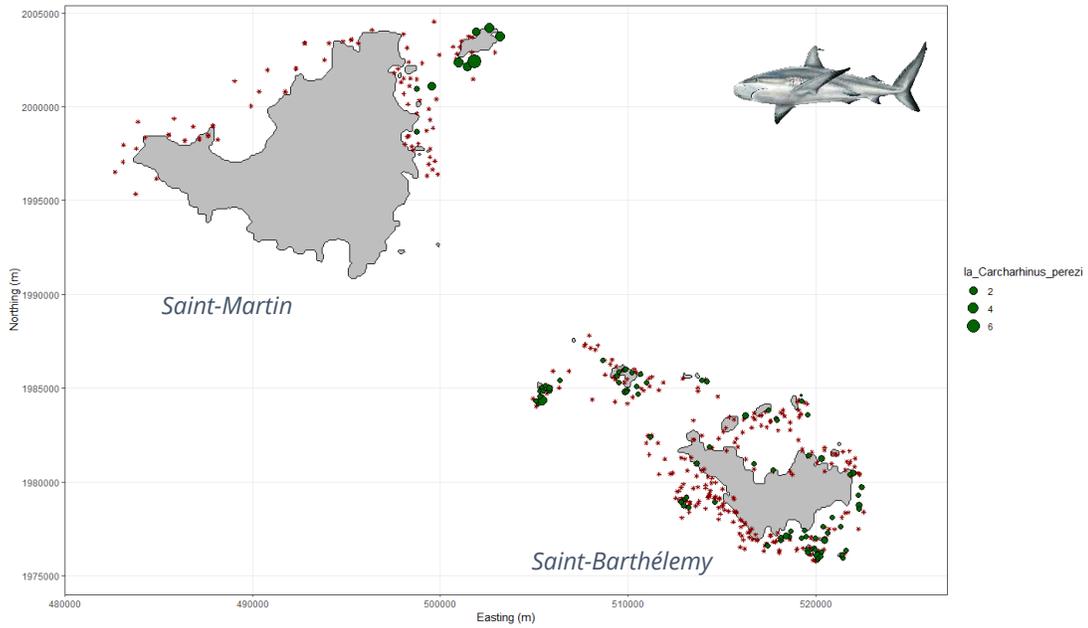
Annexe 2 : Cartes de répartition des principales espèces observées



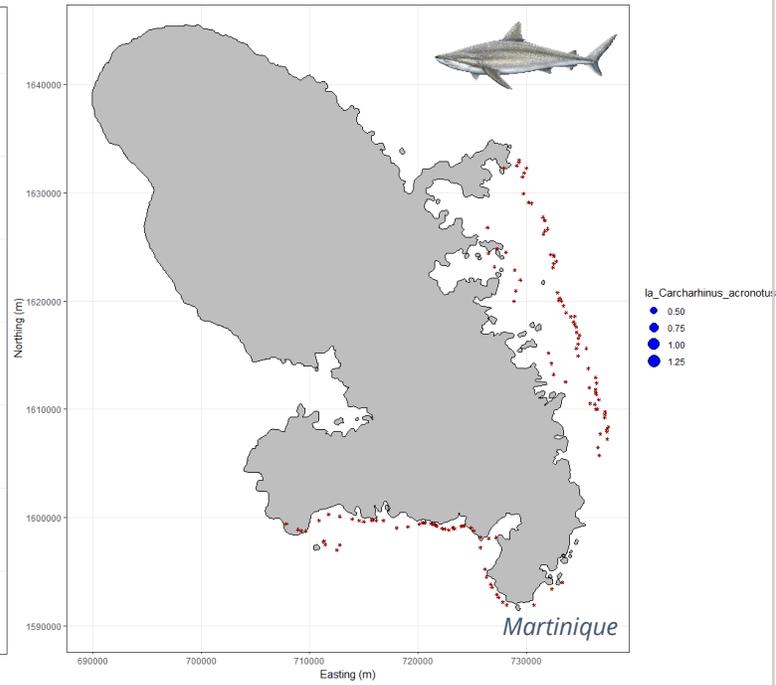
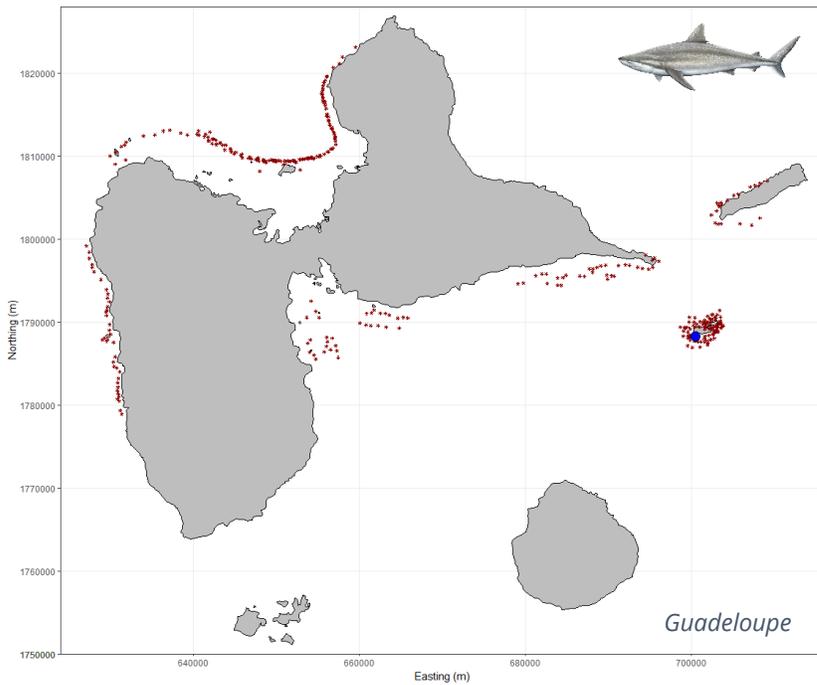
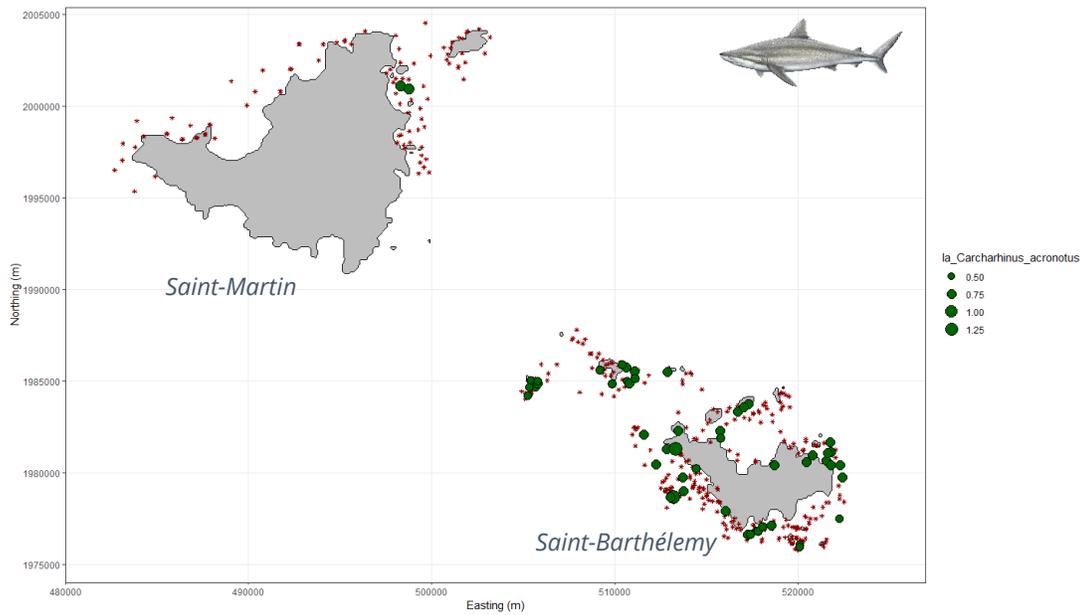
Carte de répartition des observations de raies pastenague. Les croix rouges correspondent aux enregistrements sans observation du taxon.



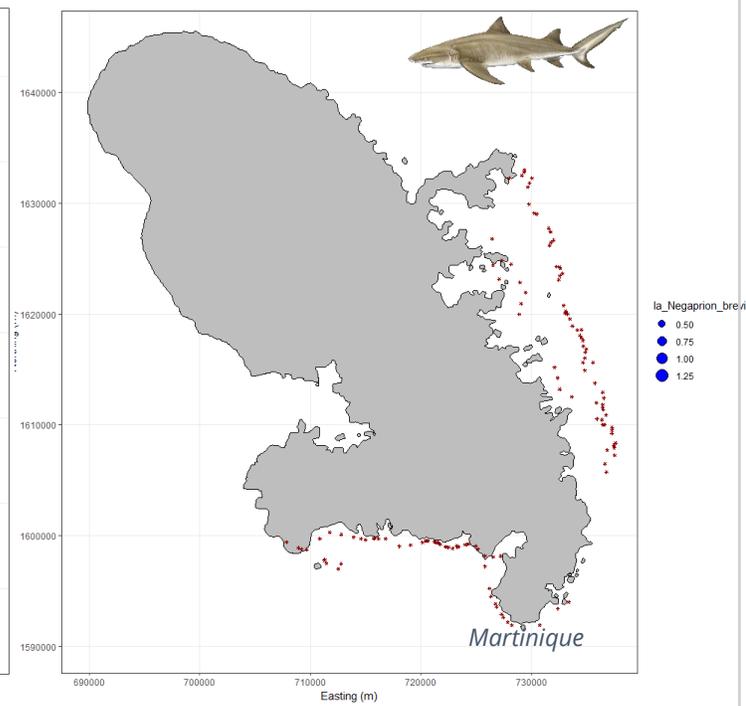
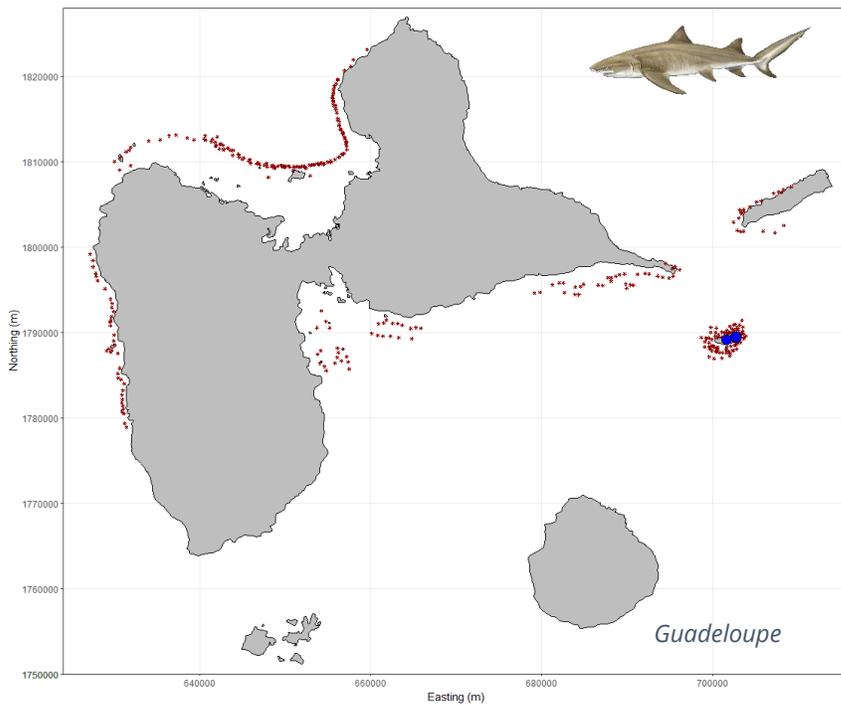
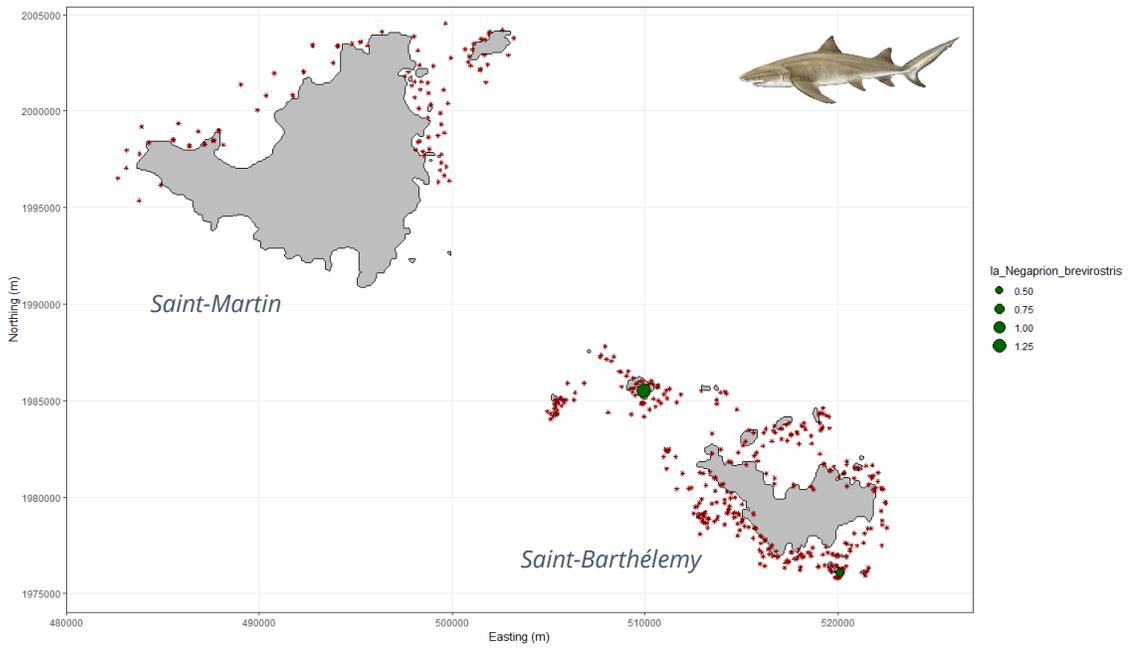
Carte de répartition des observations de requins nourrice. Les croix rouges correspondent aux enregistrements sans observation du taxon.



Carte de répartition des observations de requins de récif des Caraïbes. Les croix rouges correspondent aux enregistrements sans observation du taxon.



Carte de répartition des observations de requins nez noir. Les croix rouges correspondent aux enregistrements sans observation du taxon.



Carte de répartition des observations de requins citron. Les croix rouges correspondent aux enregistrements sans observation du taxon.

Références bibliographiques

Albins, Mark & Hixon, Mark. (2008). Invasive Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce recruitment of Atlantic coral-reef fishes. *Marine Ecology-progress Series - MAR ECOL-PROGR SER.* 367. 233-238. 10.3354/meps07620.

Bailey DM, King NJ, Priede IG (2007) Cameras and carcasses: historical and current methods for using artificial food falls to study deep-water animals. *Mar Ecol Prog Ser* 350:179–191

Baremore, Ivy & Graham, Rachel & Burgess, George & Castellanos, Daniel. (2021). Movements and residency of Caribbean reef sharks at a remote atoll in Belize, Central America. *Royal Society Open Science.* 8. 10.1098/rsos.201036.

Beaufort O., Kap Natirel, 2016, Etude du phénomène d'agrégation de requins nourrice (*Ginglymostoma cirratum*) à Saint Martin, Petites Antilles. Rapport d'étude, 19p.

Beaufort, O. (2019) Chondrichthyens (requins, raies et chimères) des Antilles françaises. Liste des espèces et mesures de conservation. Association Kap Natirel. 10 p.

Beaufort O., Kap Natirel, 2018, Suivi des populations côtières de chondrichthyens sur St Barthélemy par la méthode des caméras appâtées, 2016-2018, 40p.

Beaufort O., Kap Natirel, 2019, Vers les 1ères mesures de conservation des élasmobranches dans les eaux peu profondes (Martinique, Guadeloupe, St Martin).

Beaufort, O. (2022) Guide d'identification : les espèces de requins et de raies dont la pêche est réglementée dans les Antilles françaises, Association Kap Natirel, édition 2022.

Beaufort O., Kap Natirel, 2023, Suivi des populations côtières de requins et de raies dans les Antilles françaises par la méthode des sciences participatives avec le projet INA-SCUBA Rékin, 32 p.

Bond, M. E., Babcock, E. A., Pikitch, E. K., Abercrombie, D. L., Lamb, N. F., Chapman, D. D.(2012). Reef sharks exhibit site-fidelity and higher relative abundance in marine reserves on the Mesoamerican barrier reef. *Plos One.* Volume 7, Issue 3 e32983.

Bond, ME., Valentin-Albanese, J., Babcock, EA., Heithaus, MR., Grubbs, RD., Cerrato, R., Peterson, BJ., Pikitch, EK., Chapman, DD.(2019). Top predators induce habitat shifts in prey within marine protected areas.. *Oecologia* 190:375–385

Bond, T., Partridge, J. C., Taylor, M. D., Langlois, T. J., Malseed, B. E., Smith, L. D., McLean, D. L.(2018). Fish associated with a subsea pipeline and adjacent seafloor of the North West Shelf of Western Australia. *Marine Environmental Research*, 141, 53–65. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.08.003>

Bonfil, R., Meyer, M., Scholl, M., Johnson, R., O'Brien, S., Oosthuizen, H., Swanson, S., Kotze, D., Paterson M.(2005). Transoceanic migration, spatial dynamics, and population linkages of white sharks.. *Science* 310, 100–103. (doi:10.1126/science.1114898)

Bonfil, R.(1997). Status of shark resources in the Southern Gulf of Mexico and Caribbean: implications for management.. *Fish Res* 29:101–117

Brooks, EJ., Sloman, KA., Sims, DW., Danylchuk, AJ(2011). Validating the use of baited remote

underwater video surveys for assessing the diversity, distribution and abundance of sharks in the Bahamas.. *Endanger Species Res* 13:231–243

Bruns, S., Aaron, C., Henderson.(2020). A baited remote underwater video system (BRUVS) assessment of elasmobranch diversity and abundance on the eastern Caicos Bank (Turks and Caicos Islands); an environment in transition.. *Environ Biol Fish*
<https://doi.org/10.1007/s10641-020-01004-4>

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. *J Exp Mar Biol Ecol* 302:123–152

Cappo M, Harvey E, Malcolm H, Speare P (2003) Potential of video techniques to monitor diversity, abundance and size of fish in studies of marine protected areas. In: Beumer JP, Grant A, Smith DC (eds) *Aquatic protected areas - what works best and how do we know*. Australian Society for Fish Biology, North Beach, Western Australia, pp 455–464

Carrier, J.C. & Pratt, H.L. (1998). Habitat management and closure of a nurse shark breeding and nursery ground. *Fisheries Research*, 39(2), 209–213 DOI: 10.1016/S0165-7836(98)00184-2

Cheal, A. & Macneil, Aaron & Cripps, Edward & Emslie, Michael & Jonker, Michelle & Schaffelke, B. & Sweatman, H.. (2010). Coral-macroalgal phase shifts or reef resilience: Links with diversity and functional roles of herbivorous fishes on the Great Barrier Reef. *Coral Reefs*. 29. 1005-1015. [10.1007/s00338-010-0661-y](https://doi.org/10.1007/s00338-010-0661-y).

Clarke, S.C., McAllister, M.K., Milner-Gulland, E.J., Kirkwood, G., Michielsens, C.G., Agnew, D.J., Pikitch, E.K., Nakano, H., Shivji, M.S.(2006). Global estimates of shark.

Coghlan, A. R., McLean, D. L., Harvey, E. S., Langlois, T. J.(2017). Does fish behaviour bias abundance and length information collected by baited underwater video?. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 497, 143–151.
<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2017.09.005>

Collins, A.B., Heupel, M.R., Motta, P.J.(2007). Residence and movement patterns of cownose rays *Rhinoptera bonasus* within a south-west Florida estuary.. *J. Fish. Biol.* 71, 1159e1178.

Compagno, L. & Dando, M. & Fowler, Sarah. (2005). *A Field Guide to Sharks of the World*.

Cortes, E(2000). Life history patterns and correlations in sharks. *Reviews in Fisheries Science* 8, 299-344.

Davy, LE., Simpfendorfer, CA., Heupel, MR(2015). Movement patterns and habitat use of juvenile mangrove whiprays (*Himantura granulata*). *Mar Freshw Res* 66:481–492

Desbiens, A. A. et al.(2021). Revisiting the paradigm of shark-driven trophic cascades in coral reef ecosystems. *Ecology* 102(4), e03303. <https://doi.org/10.1002/ecy.3303> (2021).

Dorman, S. R., Harvey, E.S., Newman, S. J.(2012). Bait effects in sampling coral reef fish assemblages with stereo-BRUVs.. *Plos One*. Volume 7, Issue 7 e41538.

Dulvy, N. K., Simpfendorfer, C. A., Davidson, L. N. K., Fordham, S. V., Bräutigam, A., Sant, G., Welch, D. J.(2017). Challenges and priorities in shark and ray conservation. In *Current Biology*, Vol. 27, Issue 11, R565–R572. (Cell Press, 2017). <https://doi.org/10.1016/j.cub.2017.04.038>.

Dulvy, N.K., Freckleton, R.P., Polunin, N.V.,(2004). Coral reef cascades and the indirect effects of predator removal by exploitation. *Ecology Letters* 7, 410-416.

Dulvy, N.K., Fowler, S.L., Musick, J.A. et al.(2014). Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays.. *eLife* 3, e00590

Dulvy, N.K., Baum J.K., Clarke S. et al.(2008). You can swim but you can't hide: the global status and conservation of oceanic pelagic sharks.. *Aquat Conserv* 18, 459– 482.

Espinoza M, Cappo M, Heupel MR, Tobin AJ, Simpfendorfer CA (2014) Quantifying shark distribution patterns and species-habitat associations: implications of marine park zoning. *PLoS One* 9:e106885

Ferretti, F., Worm, B., Britten, G. L., Heithaus, M. R., Lotze, H. K.(2010). Patterns and ecosystem consequences of shark declines in the ocean. *Ecol. Lett.* 13(8), 1055–1071. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01489.x> (2010)

Friedlander AM, DeMartini EE. 2002. Contrast in density, size, and biomass of reef fishes between the northwestern and the main Hawaiian islands: the effects of fishing-down apex predators. *Marine Ecology Progress Series* 230:253–264

Garla, RC., Chapman, DD., Wetherbee, BM., Shivji, M.(2006). Movement patterns of young Caribbean reef sharks, *Carcharhinus perezii*, at Fernando de Noronha Archipelago, Brazil: the potential of marine protected areas for conservation of a nursery ground. *Mar. Biol.* 149, 189–199. (doi:10.1007/s00227-005-0201-4)

Graham, N.A., Spalding, M.D., Sheppard, C.R.(2010). Reef shark declines in remote atolls highlight the need for multi-faceted conservation action.. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20, 543-548

Graham RT, Baremore IE, Burgess GH, Castellanos DW. 2014 Long term monitoring of sharks reveals trends in size distribution, abundance, and habitat use. In *Sharks Int. Conf.*, Durban, South Africa, 2–6 June.

Gray, A. E., Williams, I. D., Stamoulis, K. A., Boland, R. C., Lino, K. C., Hauk, B. B., Kosaki, R. K.(2016). Comparison of reef fish survey data gathered by open and closed circuit SCUBA divers reveals differences in areas with higher fishing pressure.. *PLoS ONE*, 11, e0167724. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0167724>

Heithaus, M. R., Frid, A., Wirsing, A. J., Worm, B.(2008). Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends Ecol. Evol.* 23(4), 202–210. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.01.003>

Heithaus, M. R., Wirsing, A. J., Dill, L. M.(2012). The ecological importance of intact top-predator populations: a synthesis of 15 years of research in a seagrass ecosystem. *Marine and Freshwater Research*, 63(11), 1039-1050.

Heupel, M.R., Simpfendorfer, C.A.(2005). Using acoustic monitoring to evaluate MPAs for shark nursery areas: the importance of long-term data. *Mar Tech Soc J* 39, 10–18.

Heupel, MR., Hueter, RE(2002). Importance of prey density in relation to the movement patterns of juvenile blacktip sharks (*Carcharhinus limbatus*) within a coastal nursery area. *Mar Freshw Res* 53:543–550

Holland, KN., Wetherbee, BM., Peterson, JD., Lowe, CG(1993). Movements and distribution of hammerhead shark pups on their natal grounds.. *Copeia* 1993:495–502

Hughes, T.P., Baird, A.H., Bellwood, D.R., Card, M., Connolly, S.R., Folke, C., Grosberg, R., Hoegh-Guldberg, O., Jackson, J., Kleypas, J.,(2003). Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science* 301, 929-933

Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J.A., Hughes, T.P., Kidwell, S., Lange, C.B., Leniha, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S., Tegner, M.J., Warner, R.R.(2001). Historical

overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems.. *Science* 293, 629–637. (doi:10.1126/science.1059199)

Kelley, J.L., Magurran A.E.(2003). Learned predator recognition and antipredator responses in fishes.. *Fish Fish* 4: 216–226

Knowlton, Nancy. 2001. "The Future of Coral Reefs." *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 5419–5425.

Kuffner, Ilsa & Andersson, Andreas & Jokiel, Paul & Rodgers, Ku'ulei & Mackenzie, F.. (2008). Kuffner I. B., Andersson A. J., Jokiel P. L., Rodgers K. S. & MacKenzie F. — Decreased abundance of crustose coralline algae due to ocean acidification. *Nature Geoscience*. *Nature Geoscience*. 1. 114-117. 10.1038/ngeo100.

Langlois, T. J., Radford, B.T., Van Niel, K.P., Meeuwig, J.J., Pearce, A.F., Rousseaux, C.S.G., Harvey, E.S.(2012). Consistent abundance distributions of marine fishes in an old, climatically buffered, infertile seascape: Abundance distributions of fishes in stable seascapes.. *Global Ecology and Biogeography*, 21, 886–897. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00734.x>

Last PR, Naylor GJP, Séret B, White WT, de Carvalho MR, Stehmann MFW (2016) *Rays of the world*. CSIRO publishing, Australia

Lindfield, S.J., Harvey, E.S., McIlwain, J.L., Halford, A.R.(2014). Silent fish surveys: Bubble-free diving highlights inaccuracies associated with SCUBA-based surveys in heavily fished areas.. *Methods in Ecology and Evolution*, 5, 1061–1069. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12262>

Lönnstedt, O.M., McCormick, M.I., Meekan, M.G., Ferrari, M.C.O., Chivers, D.P.(2018). Learn and live: predator experience and feeding history determines prey behaviour and survival.. *Proc R Soc B* 279:2091–2098

Lowe, C.G., Wetherbee, B.M., Crow, G.L., Tester, A.L.(1996). Ontogenetic dietary shifts and feeding behavior of the tiger shark, *Galeocerdo cuvier*, in Hawaiian waters.. *Environ Biol Fishes* 47:203–211

Lyle, A.A.. 1987 The bathymetry and hydrology of some lochs vulnerable to acid deposition in Scotland. In: Maitland, P.S.; Lyle, A.A.; Campbell, R.N.B., (eds.) *Acidification and fish in Scottish lochs*. Grange-over-Sands, Institute of Terrestrial Ecology, 22-34.

MacNeil, M.A., Chapman, D.D., Heupel, M. et al. Global status and conservation potential of reef sharks. *Nature* 583, 801–806 (2020). <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2519-y>

Madin, E.M.P., Precoda, K., Harborne, A.R., Atwood, T.B., Roelfsema, C.M., Luiz, O.J.(2019). Multi-trophic species interactions shape seascape-scale coral reef vegetation patterns.. *Front Ecol Evol* 7:102

McCook LJ, Ayling T, Cappo M, Choat JH, Evans RD, De Freitas DM, Heupel M, Hughes TP, Jones GP, Mapstone B, Marsh H, Mills M, Molloy FJ, Pitcher CR, Pressey RL, Russ GR, Sutton S, Sweatman H, Tobin R, Wachenfeld DR, Williamson DH. Adaptive management of the Great Barrier Reef: a globally significant demonstration of the benefits of networks of marine reserves. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 2010 Oct 26;107(43):18278-85. doi: 10.1073/pnas.0909335107. Epub 2010 Feb 22. PMID: 20176947; PMCID: PMC2972947.

Merson, R.R., Pratt, H.L.(2001). Distribution, movements and growth of young sandbar sharks, *Carcharhinus plumbeus*, in the nursery grounds of Delaware Bay.. *Environ Biol Fish* 61:13–24

Musick, J. A.(1999). Ecology and conservation of long-lived marine animals.. *American Fisheries Society Symposium* 23, Bethesda, M.

Nadon, M.O., Baum, J.K., Williams, I.D., McPherson, J.M., Zgliczynski, B.J., Richards, B.L., Schroeder, R.E., and Brainard, R.E.(2012).

Recreating missing population baselines for Pacific reef sharks.. *Conserv. Biol.* 26, 493–503.

O’Shea, O.R., Thums, M., Keulen, M., Kempster, R.M., Meekan, M.G.(2013). Dietary partitioning by five sympatric species of stingray (*Dasyatidae*) on coral reefs.. *J Fish Biol* 82:1805–1820

Pandolfi, J. & Bradbury, Roger & Sala, Enric & Hughes, Terence & Bjorndal, Karen & Cooke, Richard & McArdle, Deborah & McClenachan, Loren & Newman, Marah & Paredes, Gustavo & Warner, Robert & Jackson, Jeremy. (2003). Global Trajectories of the Long-Term Decline of Coral Reef Ecosystems. *Science (New York, N.Y.)*. 301. 955-8. 10.1126/science.1085706.

Papastamatiou, Y.P., Wetherbee, B.M., Lowe, C.G., Crow, G.L.(2006). Distribution and diet of four species of carcharhinid shark in the Hawaiian Islands: evidence for resource partitioning and competitive exclusion.. *Mar Ecol Prog Ser* 320:239–251

Pardo, S.A., Burgess, K.B., Teixeira, D., Bennett, M.B.(2015). Local scale resource partitioning by stingrays on an intertidal flat.. *Mar Ecol Prog Ser* 533:205–218

Peacor, S.D.(2002). Positive effect of predators on prey growth rate through induced modifications of prey behaviour.. *Ecol Lett* 5:77–85

Queiroz MM, Fosso Wamba S. Blockchain adoption challenges in supply chain: An empirical investigation of the main drivers in India and the USA. *Int J Inf Manag.* 2019;46:70–82. doi: 10.1016/j.ijinfomgt.2018.11.021.

Rizzari, J.R., Frisch, A.J., Magnenat, K.A.(2014). Diversity, abundance, and distribution of reef sharks on outer-shelf reefs of the Great Barrier Reef Australia.. *Mar. Biol.* 161(12), 2847–2855. <https://doi.org/10.1007/s00227-014-2550-3> (2014).

Rizzari, J. R., Frisch, A. J., Connolly, S. R.(2014). How robust are estimates of coral reef shark depletion?. *Biological Conservation*, 176, 39–47

Robbins, W.D., Hisano, M., Connolly, S.R., Choat, H.J.(2006). Ongoing Collapse of Coral Reef Shark Populations.. *Current Biology* 16, 2314-2319.

Roff, G. & Doropoulos, C. & Rogers, A. & Bozec, Y.M. & Krueck, N.C. & Aurellado, E. & Priest, M. & Birrell, C. & Mumby, P.J. (2016). The Ecological Role of Sharks on Coral Reefs. *Trends in Ecology & Evolution*, 31(5), 395–407 DOI: 10.1016/j.tree.2016.02.014

Rohr, A., Stéphan, E., Tachoures, S. (2014) Synthèse bibliographique sur les mesures de gestion spatio-temporelles liées aux élamobranches. Rapport scientifique-Convention APECS/AAMP n°13/124.73p.

Ruppert, J.L., 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.* 2013; 8(9): e74648.

Santana-Garcon J, Braccini M, Langlois TJ, Newman SJ, McAuley RB, Harvey ES (2014) Calibration of pelagic stereo-BRUVs and scientific longline surveys for sampling sharks. *Methods Ecol Evol* 5:824–833

Scheffer, M., Carpenter, S., Young, B.(2005). Cascading effects of overfishing marine ecosystems.. *Trends Ecol Evol* 20:579–581

Schroeder, T., Devlin, M.J., Brando, V.E., Dekker, A.G., Brodie, J.E., Clementson, L.A.(2012). Inter-annual variability of wet season freshwater plume extent into the Great Barrier Reef lagoon based on satellite coastal ocean colour observations.. *Marine Pollution Bulletin.* 2012; 65:210–23. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.02.022> PMID: 22459495

Shepherd, T.D., Myers, R.A.(2005). Direct and indirect fishery effects on small coastal

elasmobranchs in the northern Gulf of Mexico..
Ecol Lett 8:1095–1104

Sherman, C.S., Heupel, M.R., Johnson, M., Kaimuddin, M., Qamar, L.M.S., Chin, A.(2020). Repeatability of baited remote underwater video station (BRUVS) results within and between seasons.. *PLoS ONE* 15(12): e0244154.

Sherman, C.S., Heupel, M.R., Moore, S.K., Chin, A., Simpfendorfer, C.A.(2020). When sharks are away, rays will play: Effects of top predator removal in coral reef ecosystems.. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 641, 145–157.
<https://doi.org/10.3354/meps13307> (2020).

Simpfendorfer, C.A., Heupel, M.R., White, W.T., Dulvy, N.K.(2011). The importance of research and public opinion to conservation management of sharks and rays: A synthesis.. *Marine and Freshwater Research*, 62, 518–527.

Speed, C.W., Cappo, M., Meekan, M.G.(2018). Evidence for rapid recovery of shark populations within a coral reef marine protected area.. *Biol Conserv* 220:308–319

Speed, C. W., Rees, M. J., Cure, K., Vaughan, B., & Meekan, M. G.(2019). Protection from illegal fishing and shark recovery restructures mesopredatory fish communities on a coral reef.. *Ecology and Evolution*, 9, 10553–10566.
<https://doi.org/10.1002/ece3.5575>

Stehmann MFW (1978) Illustrated field guide to abundant marine fish species in Argentine waters. Institut für Seefischerei der Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Berlin

Stevens, J.D., Bonfil, R., Dulvy, N.K., Walker, P.A.(2000). The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems.. *ICES J Mar Sci* 57:476–494

Stevens, J.D. & Bonfil, R. & Dulvy, N.K. & Walker, P.A. (2002) The effects of fishing on chondrichthyans: with some implications for

marine ecosystems [Abstract]. Proceedings of the 4th European Elasmobranch Association Meeting, Livorno, (Italy) 2000, 31–32

Stevens, J.D. (2002) The role of protected areas in elasmobranch fisheries management and conservation. In *Elasmobranch Biodiversity, Conservation and Management*. Proceedings of the conference on Shark and Ray Biodiversity, Conservation and Management, Sabah, Malaysia, July 1997. IUCN, Gland, Switzerland: 241–242

Strong, W.R., Snelson, F.F., Gruber, S.H.(1990). Hammerhead shark predation on stingrays: an observation of prey handling by *Sphyrna mokarran*.. *Copeia* 1990:836–840

Taylor, M.D., Baker, J., Suthers, I.M.(2013). Tidal currents, sampling effort and baited remote underwater video (BRUV) surveys: are we drawing the right conclusions?. *Fisheries Research*. 2013; 140:96–104.

Thorburn, D.C., Morgan, D.L., Rowland, A.J., Gill, H.(2004). Elasmobranchs in the Fitzroy River, Western Australia.. Perth, Western Australia: Natural Heritage Trust; 2004.

Trussell, G.C., Ewanchuk, P.J., Bertness, M.D.(2003). Trait-mediated effects in rocky intertidal food chains: predator risk cues alter prey feeding rates.. *Ecology* 84:629–640

Valinassab, T., Daryanabard, R., Dehghani, R., Pierce, G.J.(2006). Abundance of demersal fish resources in the Persian Gulf and Oman Sea.. *J Mar Biol Assoc UK* 86:1455–1462

Ward, P., Myers, R.A.(2005). Shifts in open-ocean fish communities coinciding with the commencement of commercial fishing.. *Ecology* 86:835–847

Ward-Paige, C.A., Mora, C., Lotze, H.K., Pattengill-Semmens, C., McClenachan, L., Arias-Castro, E., Myers, R.A.(2010). Largescale absence of sharks on reefs in the greater-Caribbean: a footprint of human pressures.. *PLOS ONE* 5:e11968

Whitmarsh SK, Fairweather PG, Huveneers C (2017) What is big BRUVver up to? Methods and uses of baited underwater video. *Rev Fish Biol Fish* 27:53–73

Winter HV, de Graaf M (2019) Diversity, abundance, distribution and habitat use of reef-associated sharks in the Dutch Caribbean: field studies using baited remote underwater video (BRUV) and acoustic telemetry; as part of the DCNA 'save our sharks' project (Nationale postcode Loterij). Wageningen University & Research, IJmuiden, Netherlands, 31 p

Worm, B., Davis, B., Ketteimer, L., Ward-Paig, C.A., Chapman, D., Heithaus, M.R.(2013). Global catches, exploitation rates, and rebuilding options for sharks.. *Mar Policy*. 2013; 40: 194–204.

Wraith, J., Lynch, T., Minchinton, T.E., Broad, A., Davis, A.R.(2013). Bait type affects fish assemblages and feeding guilds observed at baited remote underwater video stations.. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2013, 477, 189–199, doi:10.3354/meps10137.