



IMPACTS DES CANTONNEMENTS DE PECHE SUR LES PEUPELEMENTS DE POISSONS EXPLOITÉS À LA MARTINIQUE : EXEMPLE DES CANTONNEMENTS DE LA BAIE DU ROBERT ET DE L'ILET À RAMIER

Géraldine Criquet

Novembre 2009

Rapport synthétisant les résultats obtenus dans le cadre des travaux de thèse de Géraldine Criquet intitulés « **Variabilité spatiale et temporelle de la structure des peuplements ichtyques exploités à la Martinique : Impact des réserves marines de pêche** » et réalisés sous la direction de Philippe Lenfant au sein de l'UMR 5244 CNRS EPHE UPVD



En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

Criquet G., 2009. Impacts des cantonnements de pêche sur les peuplements de poissons exploités à la Martinique : Exemple des cantonnements de la Baie du Robert et de l'Ilet à Ramier. Rapport, 25 pp.

SOMMAIRE

1. Introduction et objectifs	4
2. Sites et méthodes	5
3. Résultats / Discussion	6
3.1.Composition des captures	6
3.2.Variabilité spatiale et temporelle des captures	9
3.3.Taille, maturité sexuelle et âge	14
4. Conclusions / Perspectives	19
5. Bibliographie	20
Annexe	24

1. Introduction et objectifs

La pêche artisanale, souvent associée à la notion de pêche côtière, est caractérisée par une grande diversité d'engins et d'espèces exploitées par une flotte composée d'un grand nombre de bateaux à faibles tonnages dispersés dans une multitude de ports et d'abris. Dans les régions tropicales, quelles soient insulaires ou continentales, elle nourrit des millions de personnes et constitue une activité essentielle socio-économiquement.

Mais l'accroissement démographique, l'augmentation de l'effort de pêche et l'amélioration de la performance des engins de pêche au cours du temps font qu'aujourd'hui, la surexploitation des ressources est considérée comme étant l'activité anthropique qui impacte le plus les écosystèmes marins côtiers (Jackson et al., 2001). Une abondante littérature décrit les effets directs de la surpêche sur la structure des communautés de poissons. En général, une diminution de l'abondance, de la taille moyenne et de la diversité des espèces cibles est observée, cette diminution ayant été corrélée avec l'intensité de l'exploitation par Jennings et al. (1995) aux Seychelles, par Russ et Alcalá (1989) aux Philippines ou encore par Hawkins et Roberts (2004) dans la Caraïbe. Ces effets ont entraîné un déclin des captures et des rendements des pêcheries à la fin des années 1980 (Koslow et al., 1988; Pauly, 1995, 2009) hypothéquant la sécurité alimentaire et l'activité économique de régions à pression démographique croissante donc ayant une demande alimentaire accrue telles que les régions récifales.

Les mesures traditionnelles de gestion n'assurant pas la pérennité des pêcheries (Pauly et al., 2002), les **Aires Marines Protégées (AMP)** sont de plus en plus plébiscitées comme outils de protection des ressources, de maintien durable et de gestion des pêcheries (Pauly et al., 2005).

Une AMP se définit comme « **Tout domaine intertidal ou subtidal, avec la couche d'eau qui le recouvre, la flore et la faune associées, ainsi qu'avec ses caractéristiques historiques et culturelles, qui a été réservé, réglementairement ou par d'autres moyens, pour protéger tout ou partie de l'environnement qu'il délimite** » (IUCN, 1988).

La surexploitation de la plupart des stocks de la région Caraïbe est avérée (Hawkins et Roberts, 2004; Koslow et al., 1988). La Martinique n'échappe pas à ce constat et présente les caractéristiques des zones côtières en surpêche. La pression démographique y est forte et la consommation de produits issus de la pêche est importante (environ 50 kg/habitant/an), associées à un pouvoir d'achat élevé (Ramdine, 2004), induisant une forte pression de pêche 10 à 20 fois supérieure à celle des îles voisines (Gobert, 2000). Ainsi, face au déclin alarmant des pêcheries côtières au cours des dernières décennies, le Comité Régional des Pêches et des Élevages Maritimes et la Commission Pêche du Conseil Régional ont décidé de mettre en place un réseau d'AMP sous la forme de réserves intégrales de pêche ou **cantonnements de pêche**. Huit cantonnements de pêche de taille variable et protégeant des habitats essentiels ont été créés entre 1999 et 2005. Ceci, dans un but de maintien durable de l'activité de pêche à travers la protection des populations adultes, la protection des sites de pontes et des nurseries (Maréchal, 2007). Bien que le premier cantonnement ait été implanté il y a 10 ans, aucune étude n'a encore évalué l'impact de la protection sur les communautés de poissons et sur les pêcheries. Il n'existe pas non plus de point de référence avant la mise en réserve permettant d'étudier d'une part l'évolution temporelle des communautés à l'intérieur et à l'extérieur des cantonnements et des captures dans les zones exploitées environnantes.

Ce travail, qui analyse la structure des peuplements de poissons à partir de pêches expérimentales à l'intérieur et à l'extérieur des cantonnements de la Baie du Robert et de

l’Ilet à Ramier, a deux objectifs globaux. D’une part, il s’agit d’évaluer l’impact de la protection sur les ressources et d’autre part, de soumettre aux autorités compétentes des propositions visant à améliorer la gestion des ressources côtières martiniquaises sur la base des résultats obtenus.

2. Sites et Méthodes

Dans le cadre de ce travail, deux cantonnements ont fait l’objet d’un suivi, à savoir les cantonnements de la Baie du Robert et de l’Ilet à Ramier, respectivement créé en 2000 et 1999 et protégeant 983 ha et 184 ha (Fig. 1). Ces zones sont parmi les plus exploitées de la Martinique. En effet, Iborra (2007) mentionne que 32% des pêcheurs martiniquais enrôlés vivent entre le Vauclin et Trinité et que la communauté de pêcheurs travaillant dans le secteur de la Baie de Fort-de-France représente 24% des pêcheurs enrôlés de l’île.

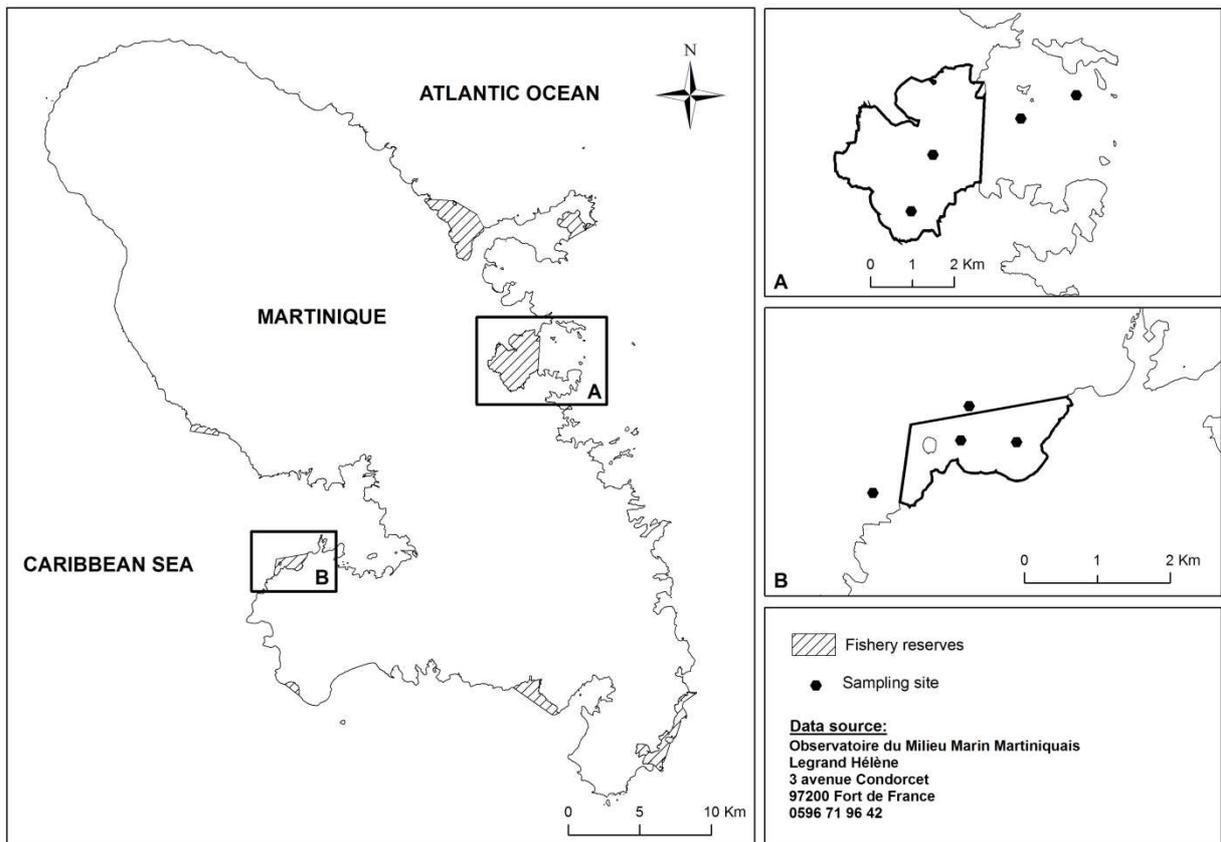


Figure 1. Localisation des cantonnements de la Baie du Robert (A) et de l’Ilet à Ramier (B). Les zones hachurées représentent les cantonnements de pêche (fishery reserves : réserves de pêche) et les points noirs représentent les sites d’échantillonnage (sampling site).

L’échantillonnage a été réalisé par pêches expérimentales à la nasse non appâtées avec la participation d’un pêcheur pour chaque zone. Les nasses, fabriquées sur place par un pêcheur, sont des nasses en forme de Z à deux entrées comme celles communément utilisées par les pêcheurs. Les

pêches (6 pêches en moyenne par saison et par zone) ont été effectuées en 2007 et 2008 aux saisons sèche (carême) et humide (hivernage) suivant un protocole schématisé par la Fig. 2 ci-dessous.

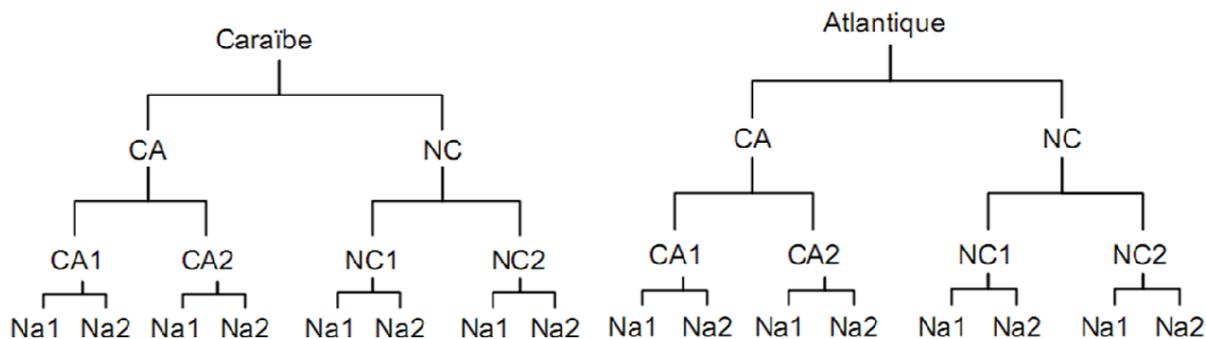


Figure 2. Schéma du protocole d'échantillonnage. Ce protocole est mis en œuvre pendant les deux saisons d'échantillonnage réalisées en 2007 et 2008. CA : cantonnement ; NC : zone non protégée ; Na : nasse.

Les nasses ont été calées à profondeurs et substrats similaires dans les zones protégées et non protégées pendant 5 jours et en changeant de sites après chaque pêche.

A chaque pêche, tous les individus sont mesurés (longueur totale et standard, en cm) et pesés (poids total, en g). Pour les chirurgiens (Acanthuridae), les perroquets (Scaridae), les goquettes (Haemulidae), les sardes (Lutjanidae) et les mérus (Serranidae), le sexe et la maturité sexuelle sont déterminés, et les otolithes, pièces calcifiées situées dans l'oreille interne des poissons, sont prélevés afin d'analyser leur forme et de déterminer l'âge et la croissance des poissons.

A noter que des poissons ont été relâchés vivants sur leur lieu de capture du fait de la rareté de l'espèce. Il s'agit de l'ange français, de l'ange des Caraïbes, du perroquet arc-en-ciel (classé « vulnérable » sur la liste rouge des espèces menacées de l'UICN), le baliste royal et le chevalier ponctué.

Un certain nombre d'évènements sont survenus durant le déroulement de ce travail. Tout d'abord, le cantonnement de l'Ilet à Ramier a été ouvert à la pêche de mai à novembre 2007. Puis le 18 août 2007, la Martinique a été frappée par le cyclone Dean qui a fortement impacté les écosystèmes littoraux notamment sur la côte Atlantique. Ces évènements sont mentionnés car ils ont eu un impact sur les captures.

3. Résultats / Discussion

3.1. Composition des captures

Un total de 67 espèces réparties en 23 familles a été capturé pendant les campagnes de pêches expérimentales (voir Annexe). La composition des captures diffère d'une part entre les côtes Caraïbe et Atlantique, et d'autre part entre les zones protégées et non protégées. Mise à part la zone pêchée de la Baie du Robert, le groupe « Divers » représente au moins 20% des captures totales

(Fig. 3 et 4). Dans le cantonnement de l'Ilet à Ramier, les perroquets représentent un tiers des captures alors qu'à l'extérieur du cantonnement ils représentent 10% des captures (Fig. 3). Les chirurgiens représentent 14% des captures dans le cantonnement alors que dans la zone pêchée, ils ne représentent que 2% des captures. A l'extérieur du cantonnement, un tiers des captures sont représentés par les marignans et les gorettes.

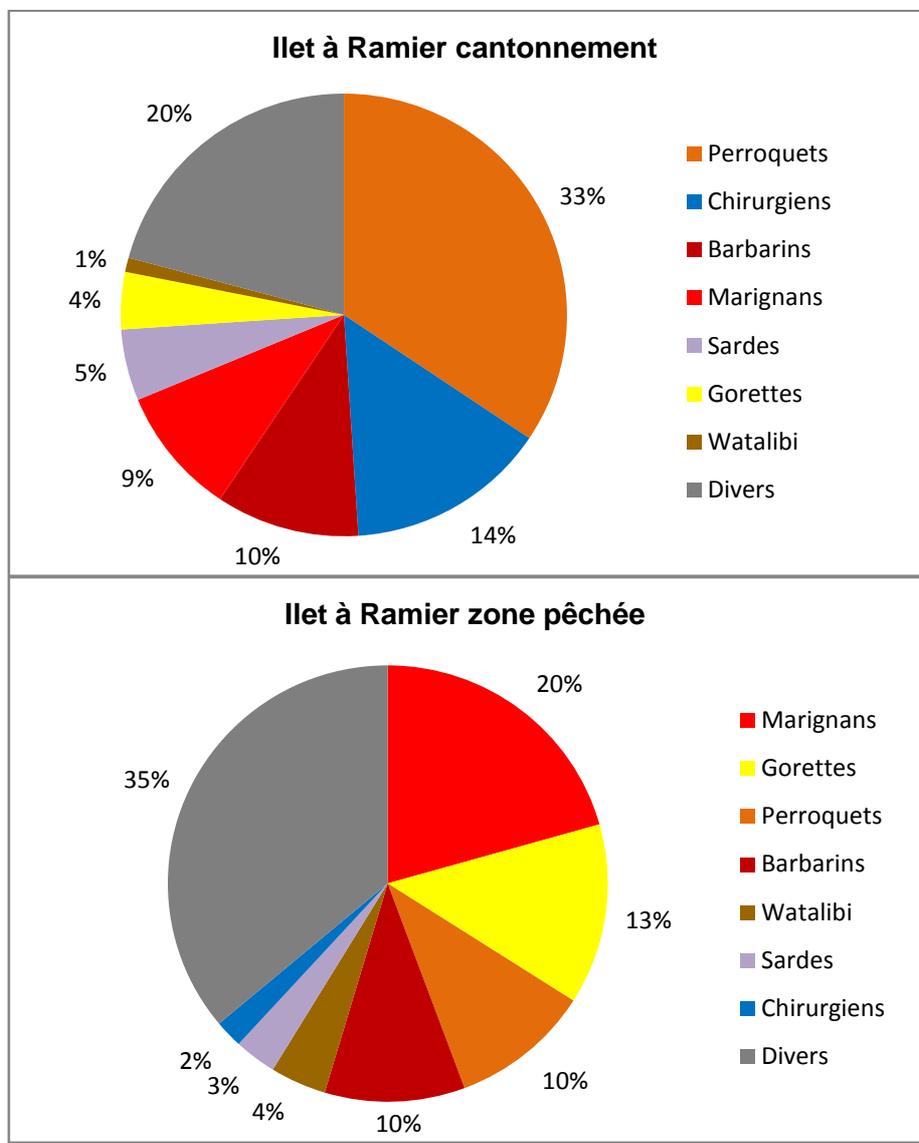


Figure 3. Composition des captures (% de la biomasse totale) à l'Ilet à Ramier. Ne sont représentées que les espèces dont les captures représentent au moins 1% des captures totales. « Divers » regroupent l'ensemble des espèces accessoires et non commerciales comme les diodons, les demoiselles, les poissons papillon ou encore les poissons trompette.

Dans la Baie du Robert, on remarque tout d'abord que la diversité est plus faible qu'à l'Ilet à Ramier et que ce sont les chirurgiens qui dominent dans les captures (Fig. 4). En effet, ils représentent 40% et 50% des captures totales, respectivement à l'intérieur et à l'extérieur du cantonnement. On observe une grande proportion de perroquets capturés à l'extérieur du cantonnement alors qu'ils ne représentent qu'un faible pourcentage des captures totales au sein du

cantonnement. Les marignans et les sardes représentent également une proportion importante des captures que l'on soit à l'intérieur ou à l'extérieur du cantonnement de la Baie du Robert.

Les herbivores sont donc les espèces les plus pêchées par les nasses quelques soient le niveau de protection et la côte considérés. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus dans de précédentes études à la Martinique (Gobert, 1990, 2000) et dans d'autres études dans la Caraïbe (Hawkins et al., 2007; Koslow et al., 1988; Robichaud et al., 2000).

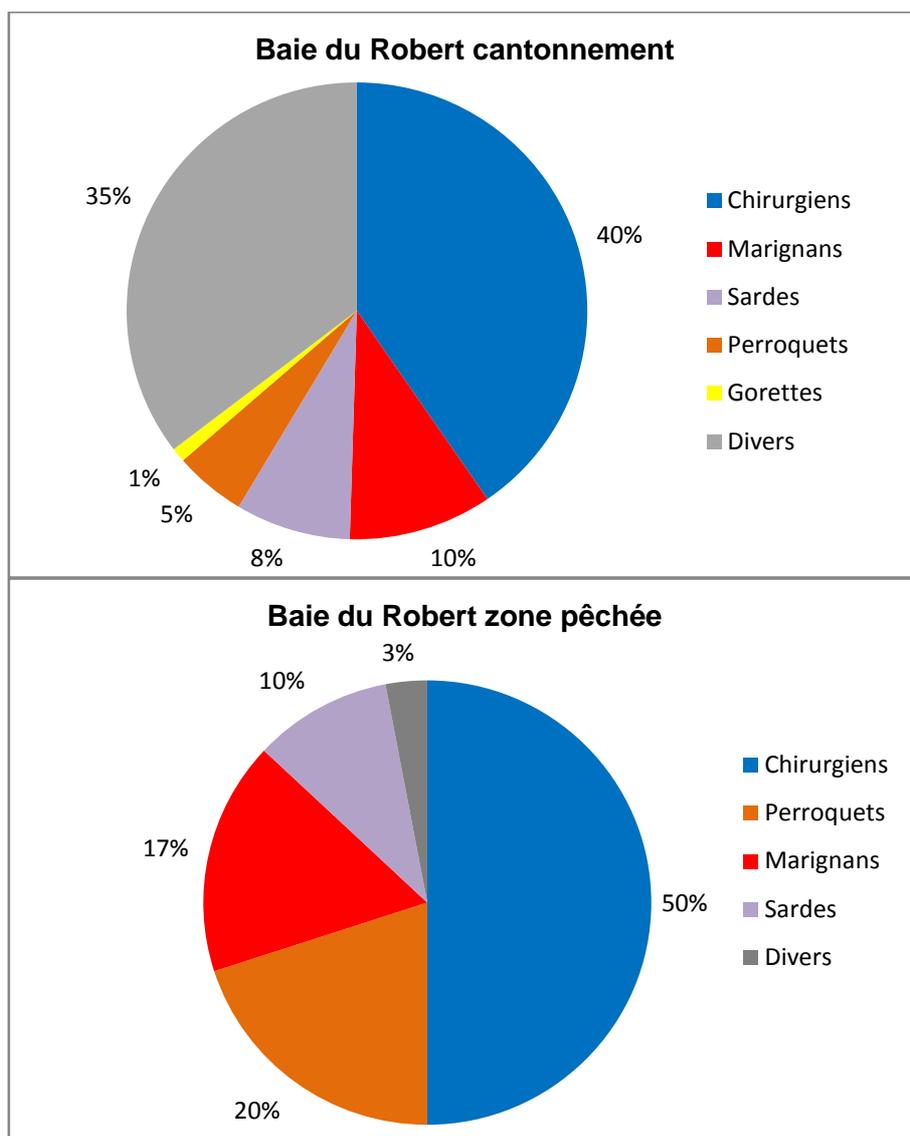


Figure 4. Composition des captures (% de la biomasse totale) dans la Baie du Robert. Ne sont représentées que les espèces dont les captures représentent au moins 1% des captures totales. « Divers » regroupent l'ensemble des espèces accessoires et non commerciales comme les diodons, les demoiselles, les poissons papillon ou encore les poissons trompette.

3.2. Variabilité spatiale et temporelle des captures

En général, les captures sont supérieures à l'intérieur des cantonnements étudiés mais les espèces ne réagissent pas de la même manière à la protection et, on observe des différences entre les côtes Caraïbe et Atlantique et une variabilité importante des captures au cours du temps (Fig. 5-10).

Les captures totales sont en moyenne 3 et 10 fois plus importantes, respectivement à l'Ilet à Ramier et dans la Baie du Robert (Fig. 5). On observe une forte diminution des captures à l'intérieur des deux cantonnements entre le carême et l'hivernage 2007 avec des captures stables dans la zone pêchée de l'Ilet à Ramier alors que dans celle de la Baie du Robert, elles sont quasiment nulles à l'hivernage 2007. Les captures diminuent progressivement au cours du temps à l'Ilet à Ramier quelque soit le niveau de protection alors que dans la Baie du Robert, elles augmentent fortement en 2008.

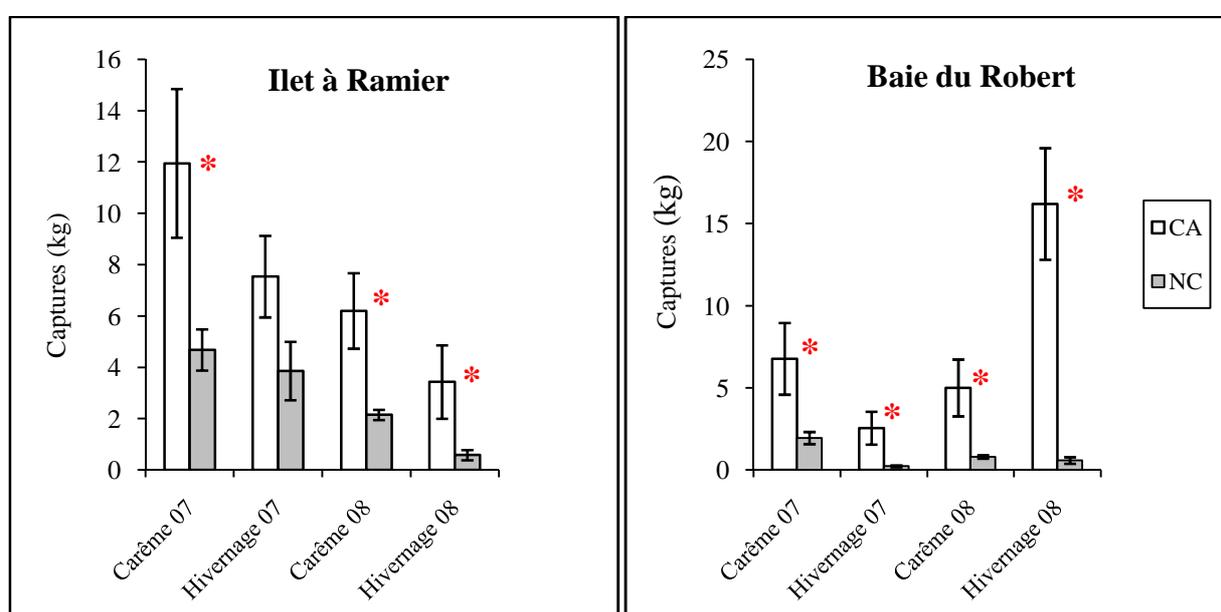


Figure 5. Captures totales au sein du cantonnement (CA) et dans la zone pêchée (NC) de l'Ilet à Ramier et de la Baie du Robert à chaque période d'échantillonnage. * signifie que la différence observée est significative (ANOVA, $p < 0.05$).

Les captures des chirurgiens et des perroquets en général supérieures dans les cantonnements (Fig. 6-7). Ces espèces répondent fortement à la protection, des résultats similaires ont été trouvés dans l'île voisine de Sainte-Lucie (Hawkins et al., 2006), au Kenya (McClanahan et al., 2006) et au Brésil (Francini-Filho et Moura, 2008). Les captures de chirurgiens et de perroquets suivent la même tendance que les captures totales exception faite de la remontée des captures de chirurgiens en 2008 à l'Ilet à Ramier.

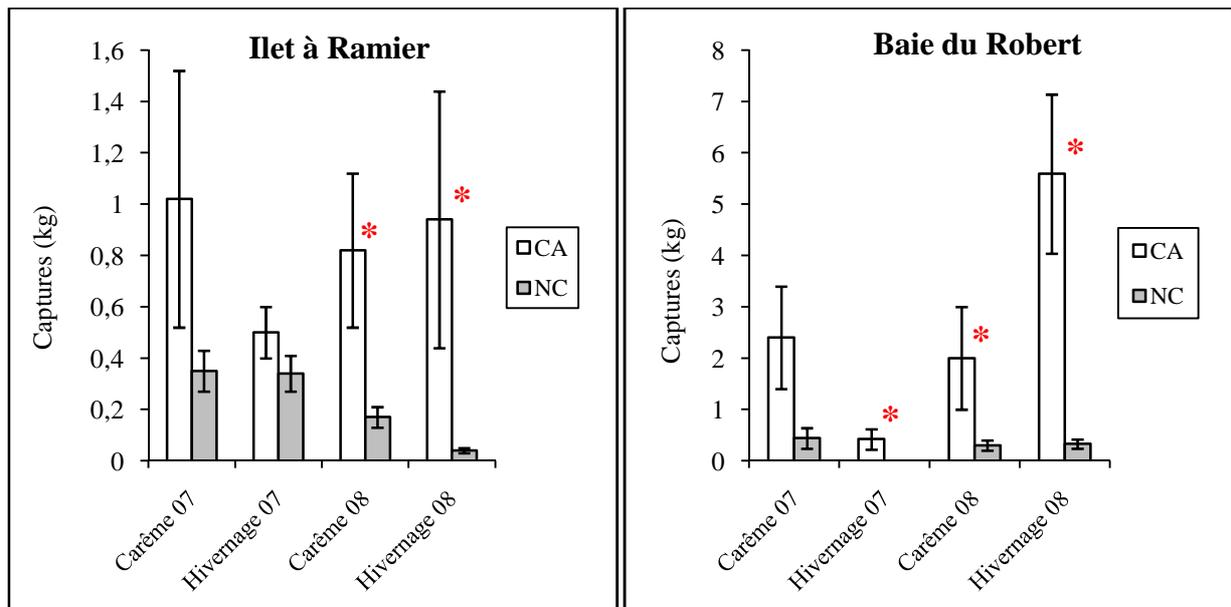


Figure 6. Captures des chirurgiens (Acanthuridae) au sein du cantonnement (CA) et dans la zone pêchée (NC) de l'Ilet à Ramier et de la Baie du Robert à chaque période d'échantillonnage. * signifie que la différence observée est significative (ANOVA, $p < 0.05$).

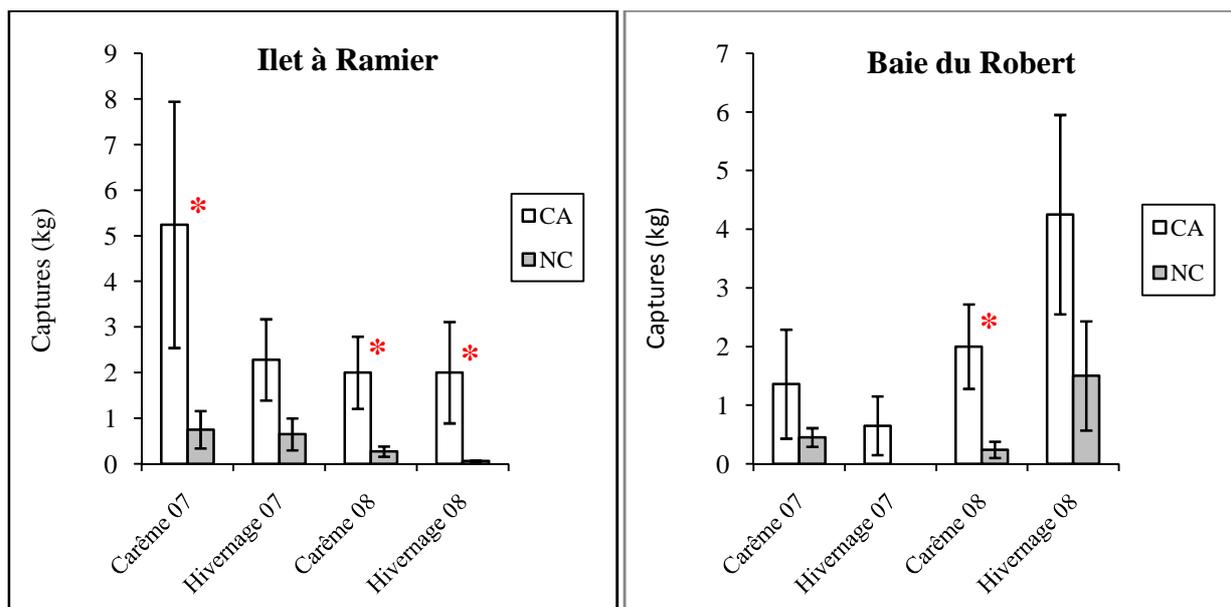


Figure 7. Captures des perroquets (Scaridae) au sein du cantonnement (CA) et dans la zone pêchée (NC) de l'Ilet à Ramier et de la Baie du Robert à chaque période d'échantillonnage. * signifie que la différence observée est significative (ANOVA, $p < 0.05$).

En général, on n'observe pas de différences significatives entre les cantonnements et les zones pêchées pour les captures de sardes (Fig. 8). Ce qui contraste avec les résultats de Polunin et Roberts (1993) qui ont observé des biomasses de sardes supérieures en zone protégée à Saba. Plusieurs hypothèses sont avancées pour expliquer les résultats obtenus. Premièrement, certains auteurs suggèrent que les réserves offrent une meilleure protection aux espèces sédentaires et à faible mobilité (Botsford et al., 2003) or les sardes sont des poissons très mobiles. Deuxièmement,

les bénéfiques de la protection pour les espèces à croissance lente et à longue durée de vie, tels que les sardes et les mérours, passeraient par des processus écologiques longs, au-delà de 10 années de protection (McClanahan, 2000; McClanahan et Graham, 2005). Or ce travail a été réalisé moins de 10 ans après la création des cantonnements de pêche. Troisièmement, les faibles captures de sardes induisent un manque de puissance des les analyses statistiques. Ces faibles taux de captures pourraient s'expliquer par la sélectivité de l'engin de pêche d'autant plus que ce sont des nasses non appâtées qui ont été utilisées. Mais il faut également souligner la forte diminution des populations de sardes dans la Caraïbe au cours des dernières décennies (Garrison et al., 2004; Koslow et al., 1988).

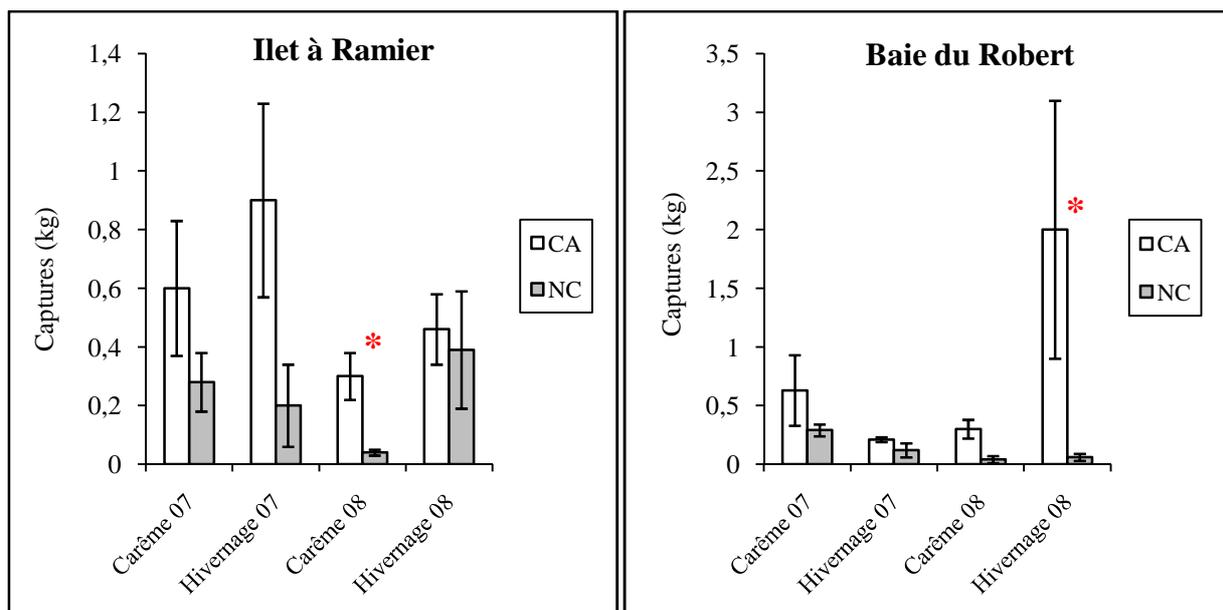


Figure 8. Captures des sardes (*Lutjanidae*) au sein du cantonnement (CA) et dans la zone pêchée (NC) de l'Ilet à Ramier et de la Baie du Robert à chaque période d'échantillonnage. * signifie que la différence observée est significative (ANOVA, $p < 0.05$).

Les captures des gorettes sont très faibles et sont en général supérieures à l'extérieur qu'à l'intérieur du cantonnement de l'Ilet à Ramier et quasiment nulles à l'extérieur du cantonnement de la Baie du Robert (Fig. 9). En revanche, les biomasses de gorettes sont plus élevées dans la réserve marine de la Barbade (Tupper et Juanes, 1999), en zone protégée à Saba mais pas au Belize (Polunin et Roberts, 1993).

Les captures de poissons de grande taille sont en général plus élevées au sein des cantonnements (Fig. 10). Ce résultat est en accord avec la théorie selon laquelle les poissons de grande taille répondraient fortement à la protection (Mosqueira et al., 2000), étant ciblés en priorité par les pêcheurs. Alors que les captures dans la zone pêchée de l'Ilet à Ramier restent équivalentes au cours du temps, on observe une forte chute des captures dans le cantonnement entre le carême et l'hivernage 2007. De même, on observe une diminution des captures entre le carême et l'hivernage 2007 dans la Baie du Robert avec des captures nulles dans la zone pêchée puis une reprise en 2008.

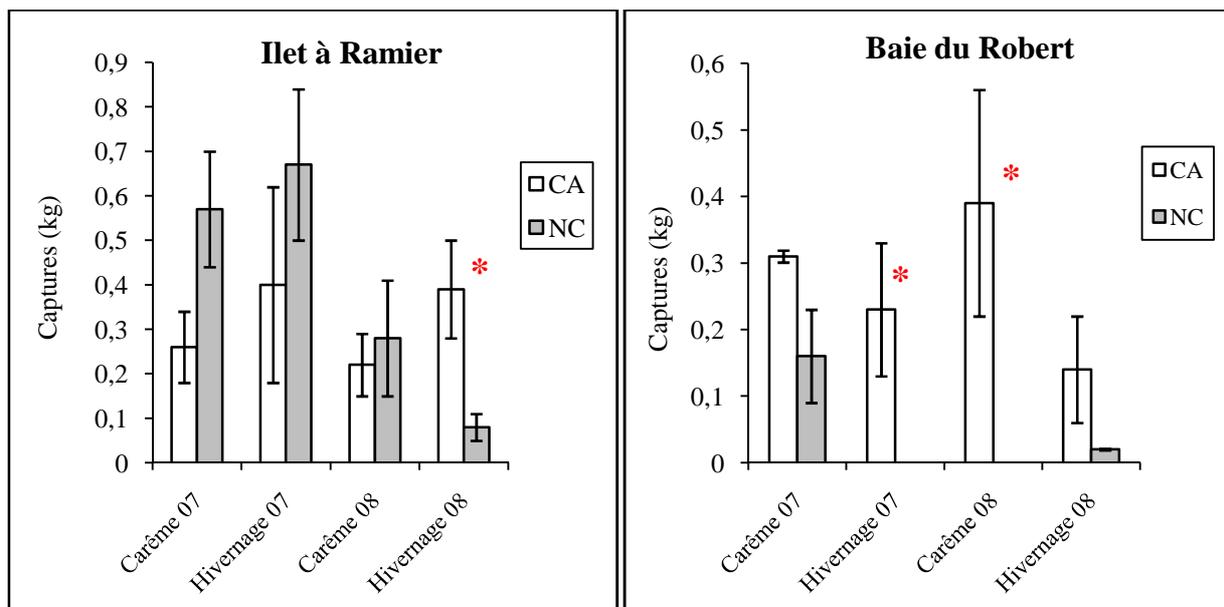


Figure 9. Captures des gorettes (*Haemulidae*) au sein du cantonnement (CA) et dans la zone pêchée (NC) de l'Ilet à Ramier et de la Baie du Robert à chaque période d'échantillonnage. * signifie que la différence observée est significative (ANOVA, $p < 0.05$).

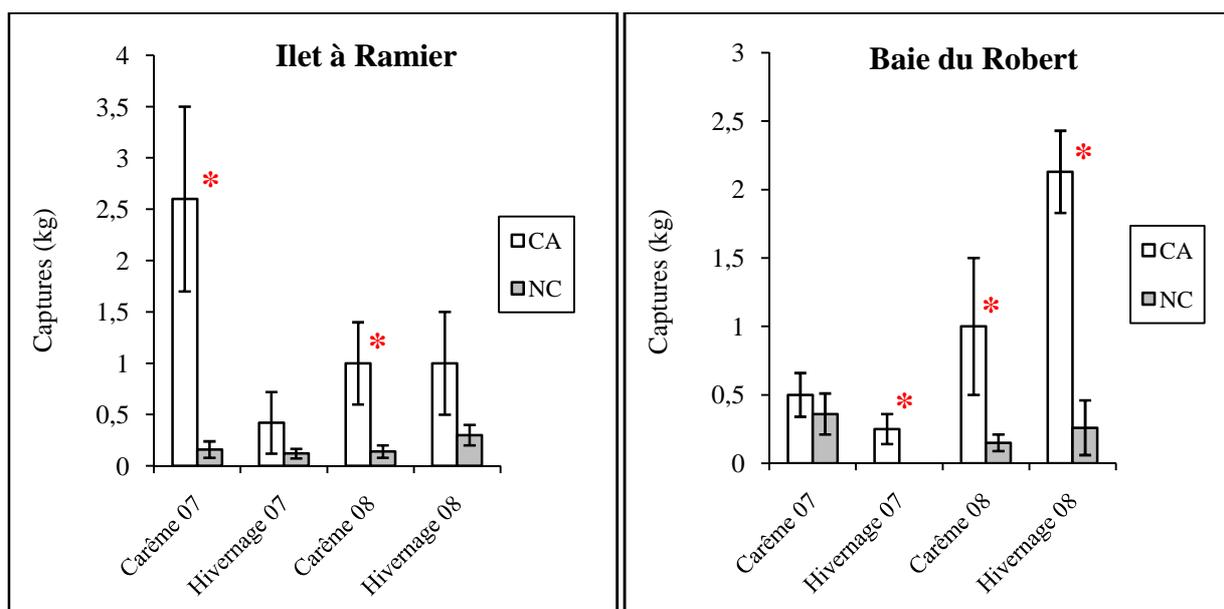


Figure 10. Captures des poissons de grande taille toutes espèces confondues (> 21 cm) au sein du cantonnement (CA) et dans la zone pêchée (NC) de l'Ilet à Ramier et de la Baie du Robert à chaque période d'échantillonnage. * signifie que la différence observée est significative (ANOVA, $p < 0.05$).

L'analyse des captures permet de dégager deux grandes tendances. Premièrement, le cantonnement de la Baie du Robert semble fournir une meilleure protection que celui de l'Ilet à Ramier. En effet, l'indice de protection (rapport capture cantonnement/capture zone pêchée) est en général plus grand pour la Baie du Robert et les différences entre zones protégées et pêchées ne sont souvent pas significatives à l'Ilet à Ramier. Plusieurs facteurs sont à prendre en compte tels que

l'habitat, la taille (Claudet et al., 2008), le cantonnement de la Baie du Robert étant quasiment 9 fois plus grand que celui de l'Ilet à Ramier, l'ouverture à la pêche du cantonnement de l'Ilet à Ramier pouvant diminuer sa « performance de protection » ou encore le braconnage qui semble couramment pratiqué dans le cantonnement de l'Ilet à Ramier (obs. pers.). Deuxièmement, on observe une forte variabilité temporelle des captures. Dans la Baie du Robert, les captures totales et de la plupart des espèces ont diminué entre le carême et l'hivernage 2007. Cette diminution n'est pas significative dans le cantonnement mais s'avère dramatique dans la zone exploitée adjacente où les captures sont souvent nulles. Il a été mentionné précédemment que la Martinique a été frappée par le cyclone Dean en août 2007. Ce cyclone a notamment fortement impacté la côte atlantique. L'impact immédiat des cyclones sur les peuplements de poissons se traduit en général par des changements de comportement, de distribution spatiale des individus et des différences d'abondances. Une augmentation des espèces mobiles de grande taille, une diminution des densités d'herbivores, une perte du comportement de territorialité et une inversion des comportements diurnes et nocturnes ont été observés (Cheal et al., 2002; Kaufman, 1983; Woodley et al., 1981). D'une part, ces changements sont susceptibles d'augmenter la capturabilité des poissons, ainsi, les pêcheurs ont souvent rapporté de fortes captures inhabituelles d'espèces de grande taille ou d'espèces ne se déplaçant jamais en banc. Mais, d'autre part, les biomasses étant déjà inférieures dans la zone exploitée, les captures sont donc susceptibles de diminuer. Nos résultats suggèrent que le cyclone exacerbe les effets de la surpêche et inversement, et que les peuplements de poissons sont restés plus stables au sein du cantonnement. Les résultats obtenus sont en accord avec certains auteurs qui suggèrent que les aires marines protégées atténuent les effets des catastrophes naturelles (Game et al., 2008; Gardner et al., 2003; Graham et al., 2008; Hughes et al., 2007). En 2008, on observe une augmentation des captures au sein du cantonnement de la Baie du Robert, les captures restant faibles dans la zone exploitée adjacente, avec un maximum atteint à l'hivernage 2008 soit un an après le passage du cyclone Dean. Pour expliquer cette forte augmentation au sein du cantonnement, nous avançons l'hypothèse que l'une des conséquences du passage du cyclone Dean a été le désenvasement de la Baie du Robert (obs. pers., 2008) par mise en suspension puis transport des particules. Or l'envasement tend à réduire la densité des coraux, des herbiers et des algues en les asphyxiant ce qui a un impact sur la richesse spécifique et l'abondance des communautés benthiques et ichtyques. Le désenvasement observé après le passage du cyclone Dean aurait donc eu un effet bénéfique la communauté de poissons au travers d'un habitat de meilleure qualité.

A l'Ilet à Ramier, on observe une forte diminution des captures totales et de la plupart des groupes au sein du cantonnement entre le carême et l'hivernage 2007, les captures dans la zone pêchée étant similaires. Deux évènements sont survenus entre ces deux saisons, la réouverture du cantonnement de mai à novembre et le passage du cyclone Dean qui a impacté dans une moindre mesure la zone au vu de son exposition Est et de la trajectoire du cyclone. N'ayant pas été prévenu de la réouverture du cantonnement, nous n'avons pas pu adapter le protocole d'échantillonnage afin d'en évaluer l'impact. Néanmoins, nous attribuons la diminution importante des captures totales, de chirurgiens, de perroquets et de poissons de grande taille au sein du cantonnement entre le carême et l'hivernage 2007 à la réouverture du cantonnement ayant engendré une concentration d'un effort de pêche important sur une petite surface. De précédentes études ont analysé l'impact de la réouverture de zones protégées à la pêche. En Nouvelle-Calédonie, la réserve du récif d'Abore a été ré-ouverte pendant 2 ans induisant une diminution de la densité des carnivores et des herbivores (Ferraris et al., 2005). La réouverture pendant 18 mois de la réserve de Sumilon aux Philippines a entraîné une diminution des prédateurs de grande taille (Alcala et Russ, 1990; Russ et Alcala, 1998). Malgré une durée de réouverture plus courte, la réouverture périodique de petites zones

protégées pourrait compromettre l'efficacité de la mise en protection et donc affecter la gestion et le maintien de pêcheries (McClanahan et al., 2006). De plus, le braconnage a augmenté suite à cette réouverture, certains pêcheurs ayant continué à pêcher dans le cantonnement après la fermeture (obs. pers.).

3.3 Taille, maturité sexuelle et âge

Les chirurgiens noirs capturés au sein des deux cantonnements ont une taille moyenne supérieure que ceux capturés dans les zones pêchées (Fig. 11). Une étude de Rakitin et Kramer (1996) montre que les individus de cette même espèce, capturés par pêches expérimentales à la nasse, sont en moyenne plus grands à l'intérieur de la réserve marine de la Barbade. De plus, la proportion de chirurgiens noirs immatures capturés est plus importante en zone pêchée excepté dans la Baie du Robert où 100% des individus pêchés sont immatures quelque soit la zone (Fig. 12). La taille moyenne du perroquet à bande, phases initiale et terminales confondues, est supérieure dans le cantonnement de l'Ilet à Ramier, de même que dans les réserves marines de St-Lucie (Hawkins et Roberts, 2003) et de Saba (Polunin et Roberts, 1993) alors qu'aux Bahamas, les individus sont plus grands à l'extérieur du parc marin (Mumby et al., 2006). 100% des perroquets à bande rouge capturés au sein du cantonnement sont matures, cette proportion est de 70% en dehors du cantonnement (Fig. 13). Nous avons également trouvé que l'âge des phases initiales est de 2 à 11 à l'intérieur et de 2 à 7 ans à l'extérieur du cantonnement de l'Ilet à Ramier (Fig.14). Des résultats similaires ont été observés chez la loche saumonée (*Plectropomus leopardus*) et l'empereur à gueule longue (*Lethrinus miniatus*), espèces les plus exploitées par la pêche à la ligne, dans des zones protégées du parc de la Grande Barrière de Corail (Begg et al., 2005). En revanche, il n'y a pas de différence de taille entre l'intérieur et l'extérieur des cantonnements chez les perroquets feu tricolore et à queue rouge. Cette dernière ne répond pas à la protection à Sainte-Lucie (Hawkins et Roberts, 2003) alors les individus du perroquet feu tricolore, observés à l'intérieur et à l'extérieur d'une réserve marine au Belize, ont en moyenne une taille supérieure dans la zone protégée (Polunin et Roberts, 1993). De plus, 100% des perroquets feu tricolore capturés dans la Baie du Robert sont immatures quelque soit la zone (Fig.15). Chez les sardes, il n'y a pas de différence de taille entre les cantonnements et les zones adjacentes exploitées. Par contre, 100% des sardes Bon Dieu capturées, quelque soit la côte et la zone, sont matures (Fig.16) alors que 100% des sardes à queue jaune capturées sont immatures (Fig. 17). Les watalibis présentent une taille moyenne supérieure au sein du cantonnement de l'Ilet à Ramier. Ce résultat est similaire à ceux d'une précédente étude montrant que les mérus sont en général plus grands dans les zones peu pêchées ou protégées dans la Caraïbe (Chiappone et al., 2000).

L'analyse des distributions de taille et de la maturité sexuelle des individus montre d'une part que la pêche à la nasse capture en grande partie des individus immatures, donc avant leur première reproduction, ce qui a un impact sur la productivité des populations et le renouvellement des générations (Garrison et al., 2004; Hawkins et al., 2007). Et d'autre part que les cantonnements de pêche peuvent augmenter le potentiel reproducteur des populations en préservant les individus jusqu'à leur première reproduction (Kaplan, 2009) et au travers des individus de plus grandes tailles qui ont une fécondité plus importante (Birkeland et Dayton, 2005; Evans et al., 2008).

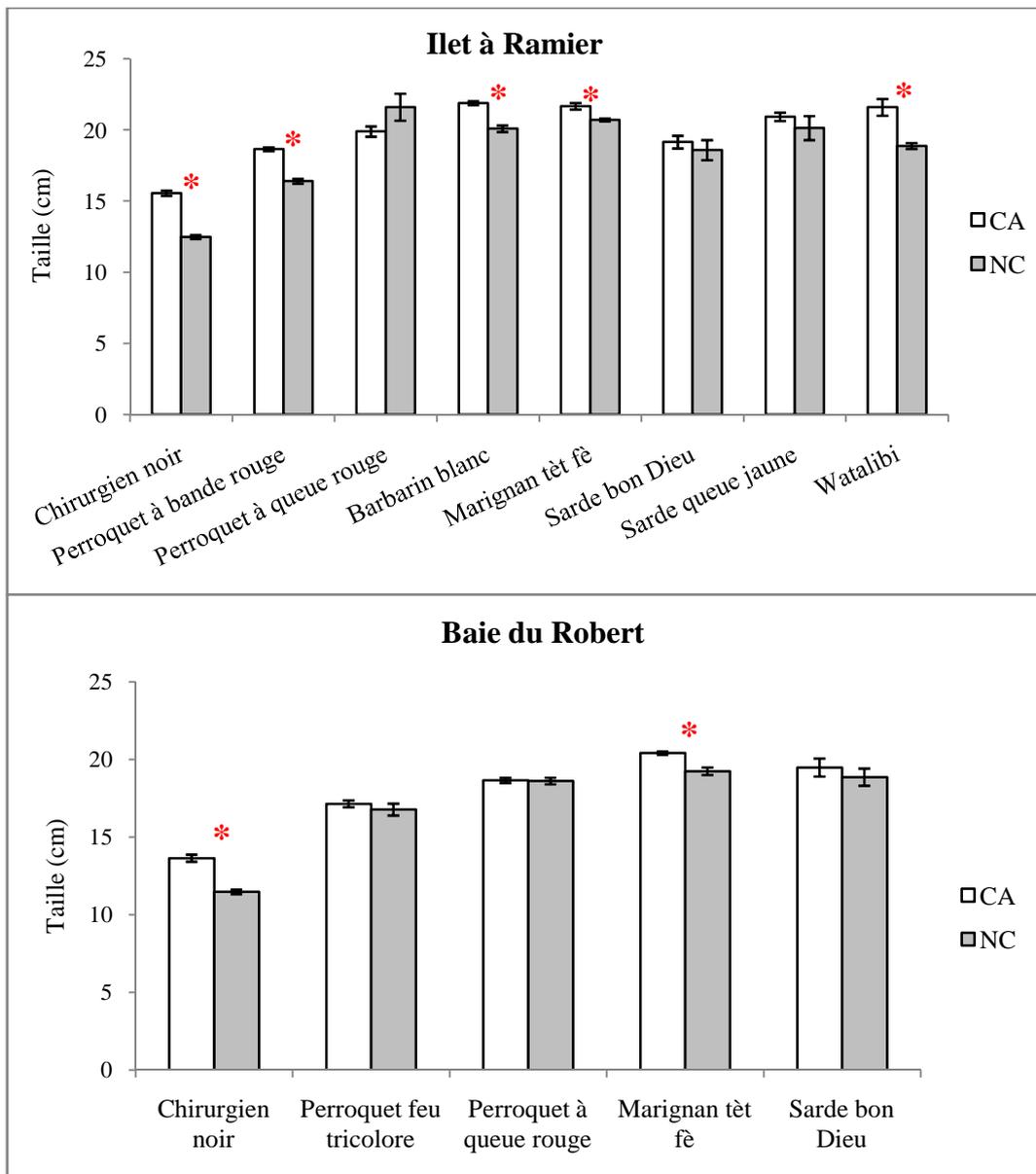


Figure 11. Taille moyenne des espèces les plus communément capturées au sein du cantonnement (CA) et dans la zone pêchée (NC) de l'let à Ramier de et la Baie du Robert. * signifie que la différence de taille est significative (test de Mann-Whitney, $p < 0.05$).

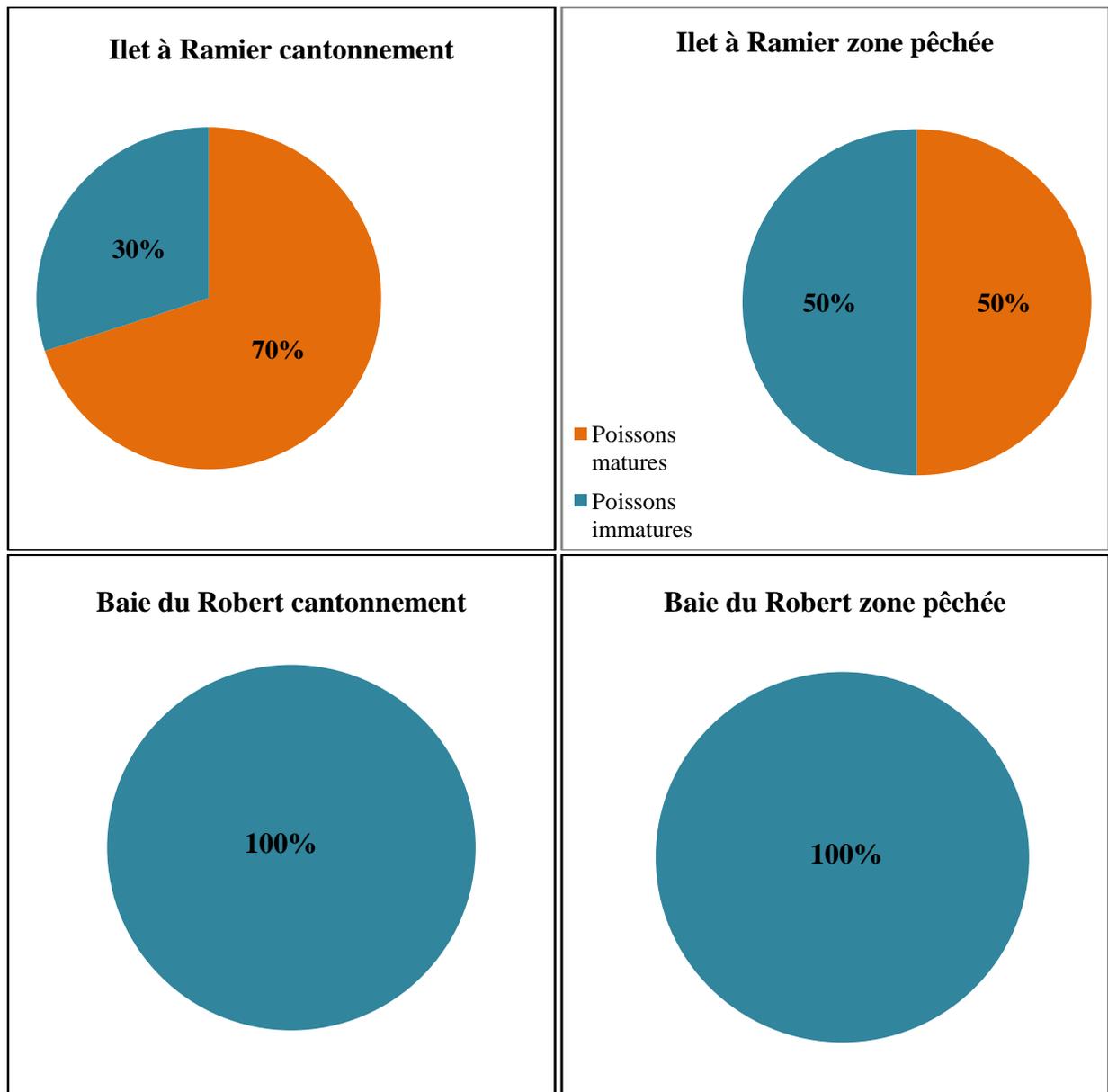


Figure 12. Proportion d'individus matures et immatures de chirurgien noir pêchés dans les zones protégées et non protégées de l'Ilet à Ramier et de la Baie du Robert.

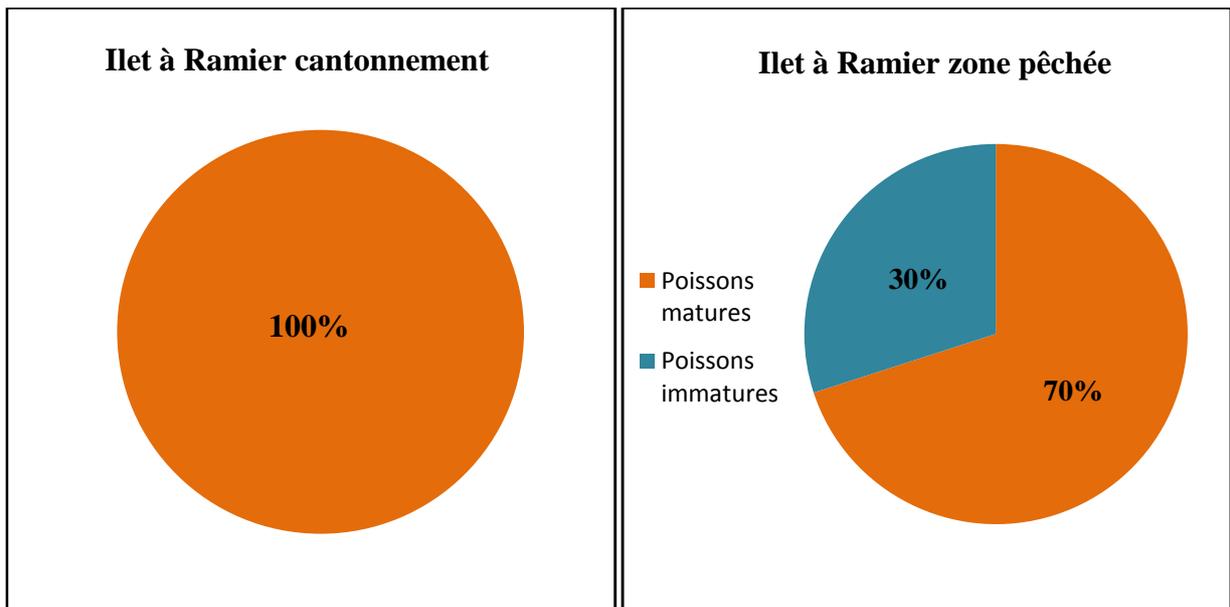


Figure 13. Proportion d'individus matures et immatures du perroquet à bande rouge pêchés dans les zones protégée et non protégée de l'Ilet à Ramier.

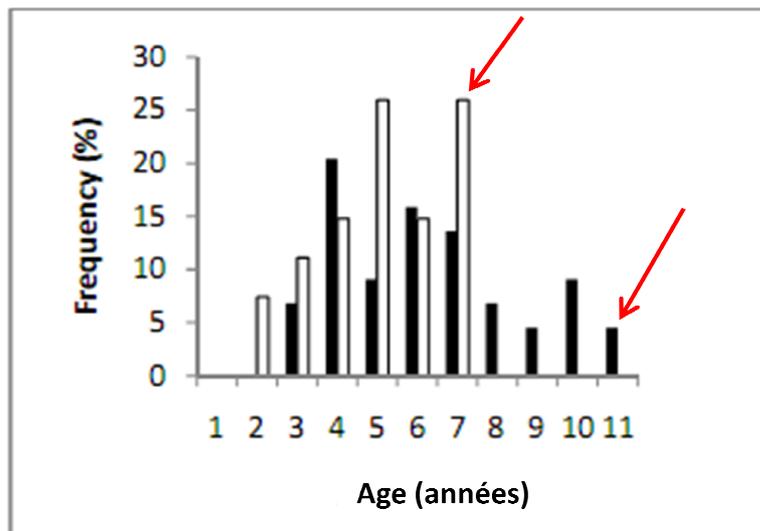


Figure 14. Distribution de fréquence d'âge du perroquet à bande rouge à au sein du cantonnement (noir) et dans la zone pêchée (blanc) de l'Ilet à Ramier. Les flèches rouges montrent l'âge maximum des individus capturés.

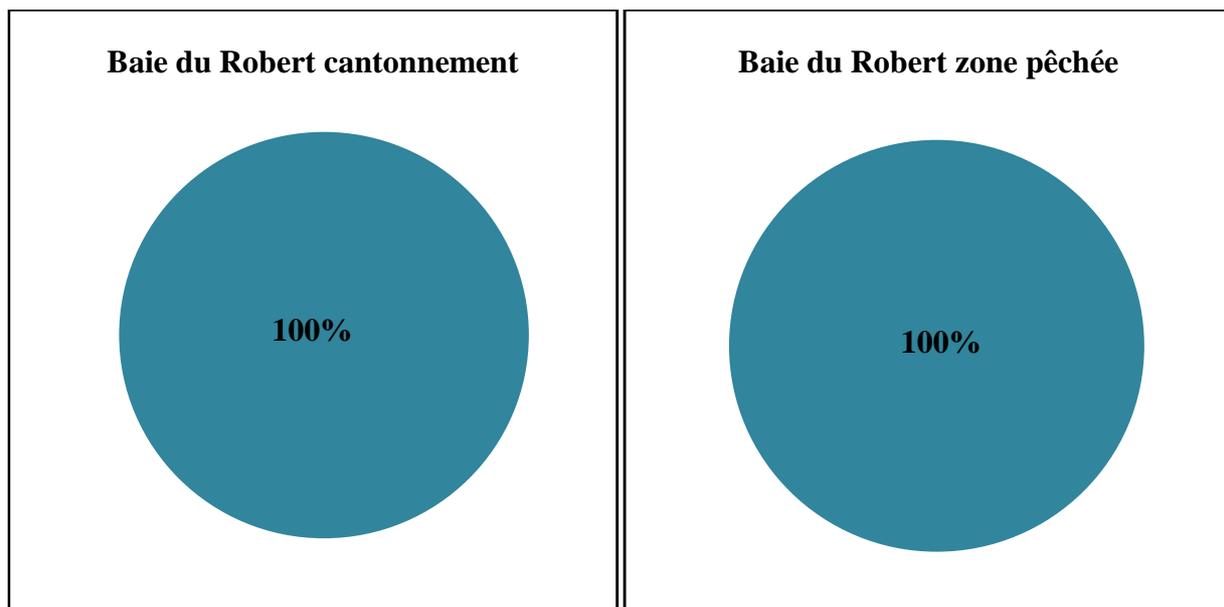


Figure 15. Proportion d'individus matures et immatures du perroquet feu tricolore pêchés dans les zones protégée et non protégée de la Baie du Robert.

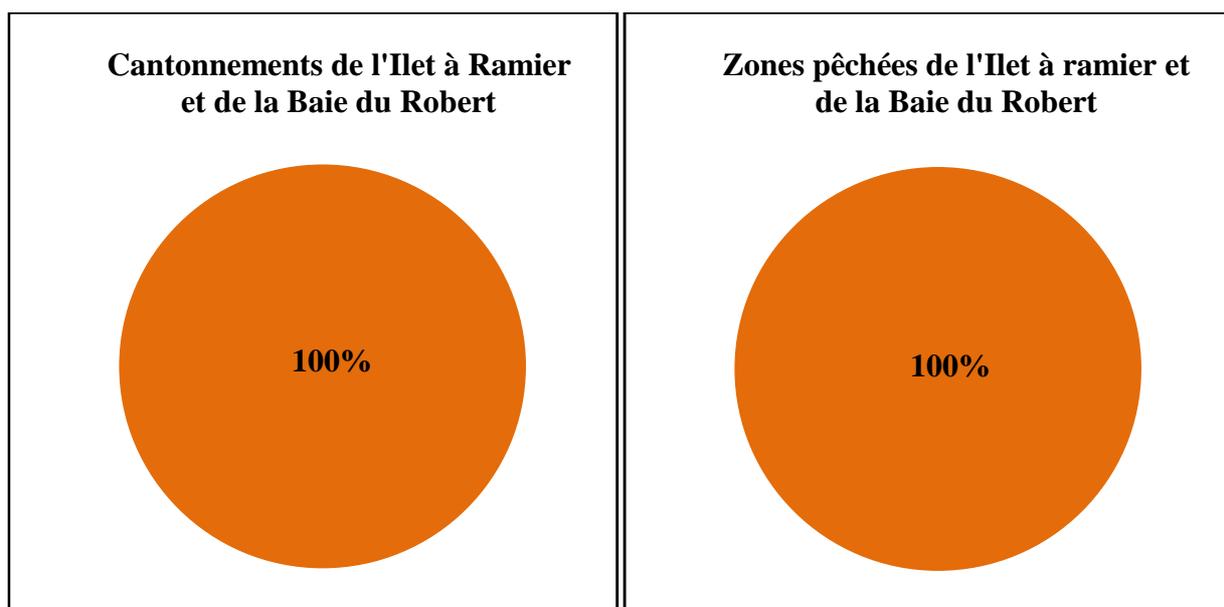


Figure 16. Proportion d'individus matures et immatures de la sarde bon Dieu pêchés dans les zones protégées et non protégées de l'Ilet à Ramier et de la Baie du Robert.

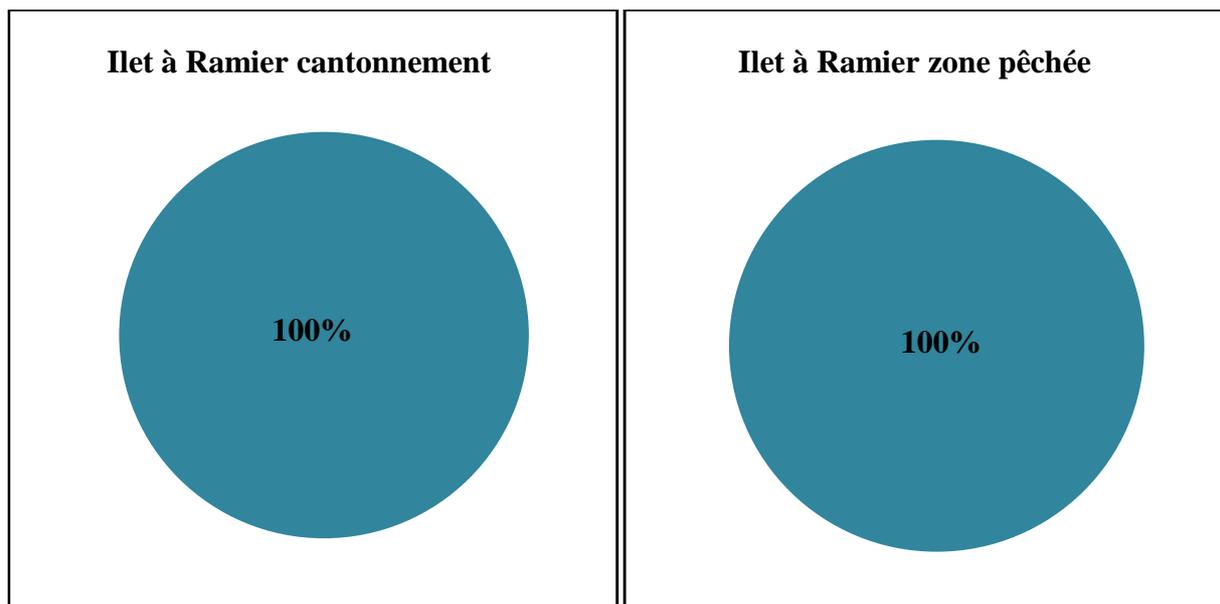


Figure 17. Proportion d'individus matures et immatures de la sarde à queue jaune pêchés dans les zones protégée et non protégée de l'Ilet à Ramier.

4. Conclusions / Perspectives

Ce travail constitue l'étude de référence sur l'impact de deux cantonnements de pêche et les résultats obtenus permettent de jeter les premières pierres pour l'élaboration d'un programme de suivi du réseau de cantonnements de pêche de la Martinique.

La plupart des études sur les effets des AMP utilisent un nombre limité de paramètres, le plus souvent les abondances, la taille moyenne ou les Captures Par Unité d'Effort. Dans le cadre de ce travail, différents paramètres biologiques ont été utilisés permettant une approche holistique afin de maximiser les chances de détecter des signaux (Begg et Waldman, 1999) et de rentabiliser les prélèvements notamment en zones protégées.

L'absence de point zéro ne nous permet pas de conclure que les pêcheries avoisinantes ont bénéficié de la mise en place de la protection. Néanmoins, l'échantillonnage mis en place sur des habitats similaires avec des répliquats spatiaux et temporels nous a permis de séparer l'effet protection de la variabilité naturelle spatiale et temporelle des peuplements de poissons.

Principales conclusions

- Les herbivores (chirurgiens et perroquets) réagissent fortement à la protection
- Les cantonnements, en relation avec l'habitat, leur taille et l'effort de pêche des zones adjacentes, n'ont pas la même « performance de protection »
- Les zones protégées semblent atténuer les effets des perturbations cycloniques
- Les cantonnements augmenteraient le potentiel reproducteur des populations
- La réouverture du cantonnement à la pêche a un impact sur les espèces capturées à la nasse
- Pour les espèces qui réagissent le plus à la protection, il y aurait peu d'échanges entre zones protégées et non protégées (forme de l'otolithe, résultats non présentés dans ce rapport)

Perspectives

- Il est impératif de mettre en place un suivi à long terme de l'ensemble des cantonnements de pêche par des méthodes complémentaires comme des comptages visuels, des pêches expérimentales et des suivis de l'évolution des captures des pêcheurs professionnels dans les zones adjacentes
- La thèse de Jessica Garcia (EPHE en collaboration avec l'OMMM et l'IFREMER Martinique), étudiant par marquages externes et tracking acoustique les déplacements des poissons entre zones protégées et non protégées, apportera des informations complémentaires notamment au niveau des sardes, des mérus et des gorettes pour lesquels la détection d'un effet réserve potentiel a été rendu difficile par leur faibles captures
- Il est impératif, avant et après toute réouverture de cantonnement, de suivre les peuplements et les captures des pêcheurs afin d'évaluer l'impact de ces réouvertures
- De même, il serait intéressant de suivre les peuplements et les captures des pêcheurs post-perturbations cycloniques dont le nombre, la durée et l'intensité sont en augmentation depuis les 35 dernières années (Webster et al., 2005)
- Au vue de nos résultats, il semble impératif d'augmenter la taille minimale légale de la maille des nasses afin d'éviter la capture des individus avant leur première reproduction. De nombreux auteurs suggèrent une taille minimale de 38 mm (Mahon et Hunte, 2001)
- La dimension humaine joue un rôle essentiel dans le succès des aires marines protégées, il serait donc intéressant d'étudier la perception des cantonnements par la communauté de pêcheurs et de suivre l'évolution de cette perception dans le temps
- En général, il y a un manque énorme de connaissances sur la biologie et l'écologie des espèces exploitées ou non à la Martinique or ces données sont nécessaires pour la gestion et la protection de la ressource en vue d'un maintien durable des pêcheries artisanales. Il apparaît urgent de mettre en place des programmes de recherche impliquant des partenaires, locaux, nationaux et internationaux afin d'étudier les mécanismes de colonisation (flux larvaires), d'installation, et de recrutement en zones récifales et non récifales protégées ou pas, mais également la croissance et la reproduction des espèces exploitées ainsi que les paramètres environnementaux influençant les différents processus écologiques.

5. Bibliographie

- Alcala, A.C., Russ, G.R., 1990. A direct test of the effects of protective management on abundance and yield of tropical marine resources. *Journal du Conseil international pour l'Exploration de la Mer* 47, 40-47.
- Begg, G.A., Mapstone, B.D., Williams, A.J., Adams, S., Davies, C.R., Lou, D.C., 2005. Multivariate life-history indices of exploited coral reef fish populations used to measure the performance of no-take zones in a marine protected area. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62, 679-692.
- Begg, G.A., Waldman, J.R., 1999. A holistic approach to fish stock identification. *Fisheries Research* 43, 35-44.
- Birkeland, C., Dayton, P.K., 2005. The importance in fishery management of leaving the big ones. *Trends in Ecology & Evolution* 20, 356-358.

- Botsford, L.W., Micheli, F., Hastings, A., 2003. Principles for design of marine reserves. *Ecological Applications* 13, S25-S31.
- Cheal, A.J., Coleman, F.C., Delean, S., Miller, I., Osborne, K., Sweatman, H., 2002. Response of coral and fish assemblages to a severe but short-lived tropical cyclone on the Great Barrier Reef, Australia. *Coral Reefs* 21, 131-142.
- Chiappone, M., Sluka, R., Sealey, K.S., 2000. Groupers (Pisces: Serranidea) in fished and protected areas of the Florida Keys, Bahamas and northern Caribbean. *Marine Ecology Progress Series* 198, 261-272.
- Claudet, J., Osenberg, C.W., Benedetti-Cecchi, L., Domenici, P., Garcia-Charton, J.A., Perez-Rufaza, A., Badalamenti, F., Bayle-Sempere, J., Brito, A., Bulleri, F., Culioli, J.-M., Dimech, M., Falcon, J.M., Guala, I., Milazzo, M., Sanchez-Meca, J., Somerfield, P.J., Stobart, B., Vandeperre, F., Valle, C., Planes, S., 2008. Marine reserves: size and age do matter. *Ecology Letters* 11, 481-489.
- Evans, R.D., Russ, G.R., Kritzer, J.P., 2008. Batch fecundity of *Lutjanus carponotatus* (Lutjanidae) and implications of no-take marine reserves. *Coral Reefs* 27, 179-189.
- Ferraris, J., Pelletier, D., Kulbicki, M., Chauvet, C., 2005. Assessing the impact of removing reserve status on the Abore Reef fish assemblage in New Caledonia. *Marine Ecology Progress Series* 292, 271-286.
- Francini-Filho, R.B., Moura, R.L., 2008. Dynamics of fish assemblages on coral reefs subjected to different management regimes in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18, 1166-1179.
- Game, E.T., McDonald-Madden, E., Puotinen, M.L., Possingham, H.P., 2008. Should we protect the strong or the weak? Risk, resilience, and selection of marine protected areas. *Conservation Biology* 22, 1619-1629.
- Gardner, Y.A., Côté, I.M., Gill, J.A., Grant, A., Watkinson, A.R., 2003. Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science* 301, 958-960.
- Garrison, V.H., Rogers, C.S., Beets, J.P., Friedlander, A.M., 2004. The habitats exploited and the species trapped in a Caribbean island trap fishery. *Environmental Biology of Fishes* 71, 247-260.
- Gobert, B., 1990. Production relative des pêcheries côtières en Martinique. *Aquatic Living Resources* 3, 181-191.
- Gobert, B., 2000. Comparative assessment of multispecies reef fish resources in the Lesser Antilles. *Fisheries Research* 44, 247-260.
- Graham, N.A.J., McClanahan, T.R., MacNeil, M.A., Wilson, S.K., Polunin, N.V.C., Jennings, S., Chabanet, P., Clarke, S., Spalding, M.D., Letourneur, Y., Bigot, L., Galzin, R., Öhman, M.C., Garpe, K.C., Edwards, A.J., Sheppard, C.R.C., 2008. Climate warming, marine protected areas and the ocean-scale integrity of coral reef ecosystems. *PLoS One* 3, e3039. doi:3010.1371/journal.pone.0003039.
- Hawkins, J.P., Roberts, C.M., 2003. Effects of fishing on sex-changing Caribbean parrotfishes. *Biological Conservation* 115, 213-226.

- Hawkins, J.P., Roberts, C.M., 2004. Effects of artisanal fishing on Caribbean coral reefs. *Conservation Biology* 18, 215-226.
- Hawkins, J.P., Roberts, C.M., Dytham, C., Schelten, C., Nugues, M.M., 2006. Effects of habitat characteristics and sedimentation on performance of marine reserves in St. Lucia. *Biological Conservation* 127, 487-499.
- Hawkins, J.P., Roberts, C.M., Gell, F.R., Dytham, C., 2007. Effects of trap fishing on reef fish communities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 17, 111-132.
- Hughes, T.P., Rodrigues, M.J., Bellwood, D.R., Ceccarelli, D., Hoegh-Guldberg, O., McCook, L., Moltschaniwskyj, N.A., Pratchett, M.S., Steneck, R.S., Willis, B., 2007. Phase shifts, herbivory, and resilience of coral reefs to climate change. *Current Biology* 17, 360-365.
- IUCN, 1988. Resolution 17.38 of the 17th General Assembly of the IUCN, Gland, Switzerland.
- 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., Lenihan, 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, 629-638.
- Jennings, S., Grandcourt, E.M., Polunin, N.V.C., 1995. The effects of fishing on the diversity, biomass and trophic structure of Seychelles' reef fish communities. *Coral Reefs* 14, 225-235.
- Kaplan, D.M., 2009. Fish life histories and marine protected areas: an odd couple? *Marine Ecology Progress Series* 377, 213-225.
- Kaufman, L.S., 1983. Effects of hurricane Allen on reef fish assemblages near Discovery Bay, Jamaica. *Coral Reefs* 2, 43-47.
- Koslow, J.A., Hanley, F., Wicklund, R., 1988. Effects of fishing on reef fish communities at Pedro Bank and Port Royal Cays, Jamaica. *Marine Ecology Progress Series* 43, 201-212.
- Mahon, R., Hunte, W., 2001. Trap mesh selectivity and the management of reef fishes. *Fish and Fisheries* 2, 356-375.
- Maréchal, J.-P., 2007. No-take zones as a management tool for artisanal fisheries in Martinique, FWI, In Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute. Punta Cana, Dominican Republic.
- McClanahan, T.R., 2000. Recovery of a coral reef keystone predator, *Balistapus undulatus*, in East African marine parks. *Biological Conservation* 94, 191-198.
- McClanahan, T.R., Graham, N.A.J., 2005. Recovery trajectories of coral reef fish assemblages within Kenyan marine protected areas. *Marine Ecology Progress Series* 294, 241-248.
- McClanahan, T.R., Verheij, E., Maina, J., 2006. Comparing the management effectiveness of a marine park and a multiple-use collaborative fisheries management area in East Africa. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16, 147-165.
- Mosqueira, I., Côté, I.M., Jennings, S., Reynolds, J.D., 2000. Conservation benefits of marine reserves for fish populations. *Animal Conservation* 4, 321-332.

- Mumby, P.J., Dahlgren, C.P., Harborne, A.R., Kappel, C.V., Micheli, F., Brumbaugh, D.R., Holmes, K.E., Mendes, J.M., Broad, K., Sanchirico, J.N., Buch, K., Box, S., Stoffle, R.W., Gill, A.B., 2006. Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. *Science* 311, 98-101.
- Pauly, D., 1995. Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends in Ecology & Evolution* 10, 430.
- Pauly, D., 2009. Beyond duplicity and ignorance in global fisheries. *Scientia Marina* 73, 215-224.
- Pauly, D., Christensen, V., Guénette, S., Pitcher, T.J., Sumaila, U.R., Walters, C.J., Watson, R., Zeller, D., 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418, 689-695.
- Pauly, D., Watson, R., Alder, J., 2005. Global trends in world fisheries: impacts on marine ecosystems and food security. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B Biological Sciences* 360, 5-12.
- Polunin, V.C., Roberts, C.M., 1993. Greater biomass and value of target species coral reef fishes in two small Caribbean marine reserves. *Marine Ecology Progress Series* 100, 167-176.
- Rakitin, A., Kramer, D.L., 1996. Effect of a marine reserve on the distribution of coral reef fishes in Barbados. *Marine Ecology Progress Series* 131, 97-113.
- Ramdine, G., 2004. La pêche en Martinique et en Dominique: étude comparative. Publibook Edition/Collection Sciences Humaines et Géographie.
- Robichaud, D., Hunte, W., Chapman, M.R., 2000. Factors affecting the catchability of reef fishes in Antillean fish traps. *Bulletin of Marine Science* 67, 831-844.
- Russ, G.R., Alcala, A.C., 1989. Effects of intense fishing pressure on an assemblage of coral reef fishes. *Marine Ecology Progress Series* 56, 13-27.
- Russ, G.R., Alcala, A.C., 1998. Natural fishing experiments in marine reserves 1983-1993: roles of life history and fishing intensity in family responses. *Coral Reefs* 17, 399-416.
- Tupper, M.H., Juanes, F., 1999. Effects of a marine reserve on recruitment of grunts (Pisces: Haemulidae) at Barbados, West Indies. *Environmental Biology of Fishes* 55, 53-63.
- Webster, P.J., Holland, G.J., Curry, J.A., Chang, H.R., 2005. Changes in tropical cyclone number and intensity in a warming environment. *Science* 309, 1844-1846.
- Woodley, J.D., Chornesky, E.A., Clifford, P.A., Jackson, J.B.C., Kaufman, L.S., Knowlton, N., Lang, J.C., Pearson, M.P., Porter, J.W., Rooney, M.C., Rylaarsdam, K.W., Tunnicliffe, V.J., Wahle, C.M., Wuff, C.M., Curtis, A.S.G., Dallmeyer, M.D., Jupp, B.P., Koehl, M.R., Neigel, J.E., Sides, E.M., 1981. Hurricane Allen's impact on Jamaican coral reefs. *Science* 214, 749-755.

ANNEXE

Liste des espèces capturées lors des pêches expérimentales

Famille	Genre	Espèce	Nom vernaculaire
Haemulidae	Haemulon	flavolineatum	Gorette jaune
Haemulidae	Haemulon	chrysargyreum	Kia kia rélé
Haemulidae	Haemulon	plumieri	Gorette blanche
Haemulidae	Haemulon	bonariense	Gorette grise
Haemulidae	Haemulon	carbonarium	Gorette carbonée
Haemulidae	Haemulon	aurolineatum	Gorette dorée
Haemulidae	Haemulon	album	Sarde blanche
Scaridae	Sparisoma	aurofrenatum	Perroquet à bandes rouges
Scaridae	Sparisoma	chrysopterum	Perroquet à queue rouge
Scaridae	Sparisoma	viride	Perroquet feu tricolore
Scaridae	Scarus	vetula	Perroquet royal
Scaridae	Scarus	taeniopterus	Perroquet princesse
Scaridae	Scarus	iserti	Perroquet rayé
Scaridae	Scarus	guacamaia	Perroquet arc-en-ciel
Lutjanidae	Lutjanus	synagris	Sarde bon Dieu
Lutjanidae	Lutjanus	buccanella	Sarde oreilles noires
Lutjanidae	Lutjanus	mahogani	Pagre mahogani
Lutjanidae	Lutjanus	griseus	Sarde grise
Lutjanidae	Lutjanus	jocu	Sarde dents de chien
Lutjanidae	Lutjanus	apodus	Sarde jaune
Lutjanidae	Ocyurus	chrysurus	Sarde queue jaune
Serranidae	Epinephelus	guttatus	Couronné rouge
Serranidae	Epinephelus	striatus	Vierge caye
Serranidae	Cephalopholis	fulva	Watalibi
Serranidae	Cephalopholis	cruentatus	Couronné chat
Serranidae	Hypoplectrus	chlorurus	Hamlet à queue jaune
Serranidae	Mycteroperca	venenosa	Vierge tachetée
Acanthuridae	Acanthurus	bahianus	Chirurgien noir
Acanthuridae	Acanthurus	chirurgus	Chirurgien rayé
Acanthuridae	Acanthurus	coeruleus	Chirurgien bleu
Holocentridae	Holocentrus	rufus	Marignan tet-fè
Holocentridae	Holocentrus	adscensionis	Marignan blanc
Holocentridae	Neoniphon	marianus	Marignan longue épine
Holocentridae	Sargocentron	vexillarius	Marignan sombre
Holocentridae	Myripristis	jacobus	Mombin
Mullidae	Pseudupeneus	maculatus	Barbarin rouge
Mullidae	Mulloidichthys	martinicus	Barbarin blanc
Chaetodontidae	Chaetodon	capistratus	Papillon kat-zié
Chaetodontidae	Chaetodon	striatus	Papillon à bande
Chaetodontidae	Chaetodon	ocellatus	Papillon ocellé
Labridae	Bodianus	rufus	Manicou, Capitaine
Tetraodontidae	Spheroides	testudineus	Tétrodon réticulé
Diodontidae	Diodon	holocanthus	Porc-épic
Diodontidae	Chilomycterus	antennatus	Diodon tacheté
Ostraciidae	Acanthostracion	quadricornis	Coffre graffiti
Ostraciidae	Acanthostracion	polygonia	Coffre nid d'abeille
Balistidae	Balistes	vetula	Baliste royal
Balistidae	Cantherhines	pullus	Bourse à points orange
Sciaenidae	Equetus	punctatus	Chevalier ponctué
Carangidae	Caranx	crysos	Carangue coubali

Carangidae	Caranx	bartholomaei	Carangue jaune
Carangidae	Caranx	latus	Carangue gros-yeux
Carangidae	Caranx	ruber	Carangue franche
Carangidae	Chloroscombrus	chrysurus	Carangue dorée
Sparidae	Archosargus	rhomboidalis	Parapèle
Sparidae	Calamus	calamus	Daubenet loto
Gerreidae	Eucinostomus	gula	Blanche zaille brilé
Pomacentridae	Stegastes	diencaeus	Demoiselle noire
Pomacentridae	Stegastes	planifrons	Demoiselle trois points
Pomacentridae	Microspathodon	chrysurus	Demoiselle queue jaune
Pomacentridae	Abudefduf	saxatilis	Sergent-major
Sphyraenidae	Sphyraena	barracuda	Barracuda, Bécune
Grammistinae	Rypticus	maculatus	Savonette à points blancs
Pomacanthidae	Pomacanthus	paru	Ange français
Pomacanthidae	Holacanthus	tricolor	Ange des Caraïbes
Scorpaenidae	Scorpaena	plumieri	Vingt-quatre heures
Aulostomidae	Aulostomus	maculatus	Poisson trompette