Les peuplements de poissons récifaux et leur exploitation dans la zone de Voh-Koné-Pouembout (Nouvelle-Calédonie) : caractérisation, indicateurs et enjeux de suivi

Nicolas Guillemot

▶ **To cite this version:**

Nicolas Guillemot. Les peuplements de poissons récifaux et leur exploitation dans la zone de Voh-Koné-Pouembout (Nouvelle-Calédonie) : caractérisation, indicateurs et enjeux de suivi. Ecologie, Environnement. Agrocampus Ouest : Rennes, 2009. Français. NNT : . tel-00483252

HAL Id: tel-00483252

https://theses.hal.science/tel-00483252

Submitted on 13 May 2010

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

N°d'ordre : 2009-17 / N°de série : H-78

AGROCAMPUS OUEST

ECOLE DOCTORALE VIE-AGRO-SANTE

THESE DE DOCTORAT

Spécialité Halieutique

Présentée par

Nicolas Guillemot

Pour l'obtention du grade de

Docteur d'Agrocampus Ouest

LES PEUPLEMENTS DE POISSONS RECIFAUX ET LEUR EXPLOITATION DANS LA ZONE DE VOH-KONE-POUEMBOUT (NOUVELLE-CALEDONIE) : CARACTERISATION, INDICATEURS ET ENJEUX DE SUIVI

Thèse dirigée par Pascale Chabanet (IRD) et Olivier Le Pape (Agrocampus Ouest)

Soutenue le 21 septembre 2009, devant le jury composé de :

Pascale CHABANET	Institut de Recherche pour le Développement	Directeur de thèse
Olivier LE PAPE	Agrocampus Ouest	Co-directeur de thèse
Mireille HARMELIN-VIVIEN	Centre National de la Recherche Scientifique	Rapporteur
Laurent WANTIEZ	Université de Nouvelle-Calédonie	Rapporteur
Nicholas POLUNIN	Université de Newcastle	Examinateur
Guy FONTENELLE	Agrocampus Ouest	Examinateur
Sylvain CAPO	Koniambo Nickel SAS	Invité

REMERCIEMENTS

Je souhaite en premier lieu remercier les différents instituts et organismes qui ont encadré et soutenu ce doctorat, de sa genèse jusqu'à son aboutissement.

L'Institut de Recherche pour le Développement (IRD), notamment le centre de Nouméa et son directeur Fabrice Colin, en tant que partenaire scientifique fondamental et organisme d'accueil durant l'ensemble de mon travail de thèse. Je remercie l'IRD pour m'avoir mis à disposition les infrastructures et les moyens essentiels au bon déroulement de cette thèse : fonctionnement, bureau, véhicules, moyens à la mer et également un magnifique parc, au calme particulièrement salvateur dans les moments de stress.

Koniambo Nickel SAS (KNS), mon employeur direct pour la durée de la thèse, la directrice du Service Environnement Sue Lendrum (ainsi que son prédécesseur Luc Lortie). Je remercie KNS pour la confiance qui m'a été accordé dans le cadre de ce projet et pour l'ensemble des financements qui ont fortement contribué au bon déroulement des différentes phases de travail.

L'Agrocampus Ouest et son directeur Grégoire Thomas, ainsi que l'Ecole Doctorale Vie-Agro-Santé, qui m'ont fourni le cadre académique et institutionnel indispensable à tout doctorat.

L'Agence Nationale pour la Recherche et la Technologie, qui m'a accordé la possibilité d'effectuer cette thèse en bénéficiant d'une bourse CIFRE de 3 ans.

Au niveau scientifique, je tiens à remercier un certain nombre de personnes clé, sans qui cette thèse n'aurait pu aboutir. Le présent document est profondément imprégné des conseils, des apprentissages et des leçons que j'ai pu recevoir de ces personnes qui m'ont accompagné durant mon travail, en termes d'encadrement, de collaboration ou simplement d'aide ponctuelle. Je leur dois beaucoup.

Pascale Chabanet - Merci Pascale pour ton encadrement, tes multiples conseils et ton aide permanente tout au long de l'évolution de cette thèse. Je n'aurais toutefois l'impression de te remercier qu'à moitié si je n'évoquais que le coté scientifique de ton encadrement : merci donc également pour ta bonne humeur, aussi omniprésente que communicative, tes encouragements durant ces 3 ans, et ton « positivisme » inégalé.

Olivier Le Pape - Olivier, je te remercie infiniment pour ton encadrement et ton aide tout au long de mon travail. Je n'ai passé que quelques mois à Rennes, mais la pertinence de tes remarques et ta concision d'esprit m'ont à chaque fois fournis de quoi m'occuper pendant un bon bout de temps. La pertinence de ton encadrement est d'autant plus remarquable que tu ne travailles pas habituellement pas sur les milieux coralliens et que tu n'es jamais venu en Nouvelle-Calédonie (chose auquel tu remédieras un de ces jours j'espère, je t'assure cela en vaut la peine).

Pascale et Olivier, j'ai beaucoup appris à votre contact, vous avez su être présents et m'aider dans les moments opportuns, et ce malgré la distance et le décalage horaire. Pour cette raison, le contenu de cette thèse vous doit énormément. Merci.

Sylvain Capo - Sylvain, en tant que responsable de ma thèse à KNS, je te remercie pour la confiance que tu as su m'accorder en me laissant une autonomie précieuse tout au long de mon travail. Merci pour avoir tout de suite perçu les enjeux d'une thèse pour un doctorant, et d'avoir su trouver ce bon équilibre entre autonomie dans mon travail de recherche et attendus de la part de KNS. Je te remercie aussi pour ton rôle d'interlocuteur et d'intermédiaire au sein de KNS, cela m'a beaucoup aidé.

Michel Kulbicki - Michel, c'est avec toi que j'ai fait mon premier stage sur les poissons de récifs en 2003 à Nouméa, et tu m'as alors donné les bases et le goût de l'écologie récifale et des poissons en particulier. D'une certaine manière, tu as une part importante dans le fait que je rende aujourd'hui un manuscrit qui traite de cette petite mais importante fraction de la biosphère. Je te remercie également pour tes nombreux conseils et pour m'avoir fait partager ta connaissance si poussée des poissons et des écosystèmes récifaux.

Marc Léopold - Marc, merci pour l'aide précieuse que tu m'as apporté durant une large partie de ce travail, j'ai beaucoup appris à ton contact. Tu pourrais presque être mon troisième co-directeur de thèse pour ce qui est de la composante « pêche » de cette thèse. Et la pèche (pas la même), tu l'as, merci pour ton dynamisme, la pertinence de tes propos et ta volonté du travail bien fait.

Laurent Vigliola - Laurent, merci pour ton aide et tes commentaires toujours très pertinents et rigoureux. J'ai appris beaucoup en discutant avec toi et en réfléchissant à tes remarques, notamment concernant la rédaction de publications scientifiques, merci pour tout.

Sébastien Sarramégna - Sébastien, ton aide et ta connaissance de la zone VKP et de son lagon m'ont beaucoup aidé lors de la préparation de cette thèse. Merci pour ces conseils précieux lorsque l'on cherche à bien cadrer son sujet de thèse. Merci également pour ta participation aux dernières campagnes de comptage alors que tu ne travaillais plus à ce moment sur VKP. En tant qu'instigateur de la série de campagnes de terrain dont j'utilise certaines données ici, j'espère que tu apprécieras l'usage qui en a été fait.

Dominique Pelletier – Merci beaucoup de m'avoir donné la possibilité de m'impliquer dans les travaux sur les systèmes vidéo, c'était une « ouverture » passionnante à mon sujet de thèse, ainsi qu'une collaboration aussi instructive que plaisante, je te suis reconnaissant de me l'avoir offerte.

Gérard Mou-Tham, Pierre Boblin, Nicolas Maihota. Un grand merci à tous les trois pour votre aide sur le terrain lors des campagnes de comptage et pour m'avoir fait bénéficier de votre connaissance si pointue des poissons de récif. La connaissance acquise sur le terrain reste la meilleure de toute et j'ai beaucoup appris à votre contact. Merci tout particulièrement à Gérard, pour son aide sur le terrain aussi bien qu'au bureau.

Au-delà des individus, les équipes avec lesquelles j'ai pu travailler au cours des différentes étapes de ma thèse ont largement contribué au bon déroulement de ce travail et au plaisir que j'ai eu à m'y investir.

En premier lieu, bien sûr, je remercie l'unité de recherche 128 CoRéUs dans laquelle j'étais en accueil, et sa directrice Jocelyne Ferraris. Je suis arrivé dans CoRéUs pour la première fois en 2003 pour un stage, et ne l'ai jamais vraiment quitté depuis. Merci beaucoup à l'ensemble des membres de CoRéUs, temporaires ou permanents, pour votre sympathie, votre accueil et vos conseils avisés. Outre les personnes déjà citées auparavant, merci notamment à Dominique Ponton, Serge Andréfouët et Claude Payri. Et puis bien sûr, merci aux doctorants et stagiaires de CoRéUs avec qui j'ai partagé les joies et les déboires quotidiens de la thèse : Laure, Camille, Isabelle, Haizea, Kevin, Bastien… Un grand merci également à Marion Cuif, pour son travail et sa large contribution à la phase d'enquêtes de pêche lors de son stage.

Je remercie également tout le Service Environnement de KNS. Je n'ai pas été basé dans vos murs, mais tous les contacts que j'ai pu avoir avec vous ont été agréables et enrichissants. En plus de Sylvain Capo, je remercie tout particulièrement Denis Poignonec. Etant passé par le même chemin (thèse IRD/KNS) avant moi, tu as su me donner de précieux conseils et répondre à mes questions, merci beaucoup Denis.

Je remercie bien évidemment le Pôle Halieutique de l'Agrocampus Ouest. Je n'y aurai passé que quelques mois durant ma thèse, mais j'étais déjà un peu au courant de l'ambiance pour y avoir suivi les cours d'halieutique en 3ème année d'école d'ingénieur. L'excellent équilibre entre convivialité et travail que vous avez su trouvé et votre sympathie à tous ont fait de mes passages à Rennes des moments aussi enrichissants que plaisants, merci beaucoup à tous. Outre Olivier bien sûr, merci à Didier, Guy, Etienne, Hervé, Catherine, Cathy, Marie, Richard et aux doctorants rennais que j'ai côtoyé : Youen, Caroline et Seb.

Je remercie enfin le Service de l'Aquaculture et des Pêches de la Province Nord de Nouvelle-Calédonie, et notamment sa directrice Nathalie Baillon, ainsi que Nathaniel Cornuet et Zachary Moenteapo. Outre le partenariat formel existant déjà avant ma thèse entre l'IRD à la Province Nord, je vous remercie pour votre aide et vos conseils lors de mes phases de terrain dans la zone VKP (campagnes en mer et enquêtes de pêche), qui en ont fait des périodes très instructives. Merci notamment à Nathaniel pour son éternel gentillesse et son dynamisme à toute épreuve.

Une thèse représente également une étape personnelle particulière au cours d'une vie, et les gens qui nous entourent et nous soutiennent dans ces moments ont un rôle au moins aussi importants que ceux avec qui l'on travaille, si ce n'est plus. J'ai eu la chance d'être entouré par des amis toujours présents et que je remercie donc sans retenue, un peu de ce travail leur est dû. Merci à Phil, Nad, Xav, Greg, Pat, Serge, Laure, Pascal, Audrey, Camille, Aymeric, Olivier, Mayeul, Daouda, Christelle (and co !), Arnaud, Marie, Nico, Scott, XJ, Denis, Arnaud, Gwen, Juju, Franck, Antoine, Valérie, Pierre, Cathy, Pascal, Claude, Jean-Louis, Sylvain, Hervé, Julie, Isa… et tous les autres… Et puis pour l'autre hémisphère, merci à Etienne, Thierry, Manu, Yann, Vince et Gui, j'espère que vous avez réservé.

Plus encore que mes amis, je tiens à remercier du fond du cœur mes parents, car s'ils ne m'avaient pas fait je n'aurai jamais pu écrire cette thèse... Plus sérieusement, milles mercis pour votre soutien inconditionnel et permanent, l'existence de cette thèse vous doit effectivement beaucoup.

Enfin, mes remerciements les plus tendres vont à Lydiane… Merci d'avoir accepté de revivre le rythme infernal d'une fin de thèse un an après l'avoir toi-même vécu… ton soutien m'a été le plus précieux de tous, merci…

« La connaissance est une navigation dans un océan d'incertitudes
à travers des archipels de certitudes. »

Edgar Morin

Les peuplements de poissons récifaux et leur exploitation dans la zone de Voh-Koné-Pouembout (Nouvelle-Calédonie) : caractérisation, indicateurs et enjeux de suivi

Résumé – D'importants développements humains et économiques sont attendus à court terme dans la zone rurale de Voh-Koné-Pouembout (Nouvelle-Calédonie) suite à l'installation d'un complexe minier, avec pour conséquence probable une augmentation rapide et significative de la pression de pêche sur les ressources ichtyologiques. Face à cette perturbation à venir, il est nécessaire d'envisager de manière appropriée le suivi et la gestion de ces ressources sur le long terme. À partir de campagnes de comptages en plongée d'une part, et d'enquêtes de pêche d'autre part, la première phase de ce travail a permis de caractériser les peuplements ichtyologiques, en focalisant sur leur dynamique spatio-temporelle, et leur niveau d'exploitation par la pêche (de manière spatialisée et détaillée par espèces, familles, engins de pêche et localités de résidence). Il résulte de l'analyse des enquêtes que la pression de pêche estimée sur la zone est spatialement très hétérogène (de 0 à 50 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$) et les pratiques très diversifiées, en lien avec les spécificités socio-économiques des populations locales. Les peuplements ichtyologiques sont spatialement structurés selon les grands ensembles géomorphologiques récifaux et leur éloignement des passes. Ils présentent des variations interannuelles importantes, notamment en raison d'une perturbation cyclonique majeure survenue en 2003 et de ses conséquences sur les habitats coralliens. Cette première phase de travail constitue un état des lieux des ressources et de leurs usages avant l'apparition de changements majeurs, et permet de souligner les principaux enjeux de gestion et de suivi soulevés par l'augmentation démographique à venir. Elle a par ailleurs fourni des informations nécessaires à l'étude des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques, à la recherche d'indicateurs potentiels de ces effets et à la mise en place de leur suivi sur le long-terme. Dans une deuxième phase, la prise en compte de la structure spatio-temporelle des peuplements ichtyologiques et des caractéristiques de leur exploitation a permis de tester la réponse de différentes variables (biomasse, densité, richesse spécifique, taille moyenne pour l'ensemble du peuplement et aussi par groupes d'espèces : espèces cibles de l'exploitation, guildes trophiques, regroupement par famille) à un gradient spatial d'intensité de pêche *via* une série de modèles linéaires multi-facteurs. Ces analyses, validées par l'intégration de données extérieures (lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie), ont abouti à l'identification d'indicateurs potentiels pour un suivi des ressources ichtyologiques sous impact de la pêche. Le potentiel d'indicateur des variables testées a été évalué en regard de la significativité des réponses observées, de leurs tendances et de prédictions réalisées pour différentes valeurs de pression de pêche. Deux niveaux d'indicateurs ont ainsi pu être distingués : des indicateurs complexes portant sur l'ensemble du peuplement ichtyologique et fournissant des informations approfondies sur les effets de la pêche, et des indicateurs fondés sur les familles de poissons, potentiellement intéressants pour la mise en place de suivi routiniers simplifiés. Dans une optique opérationnelle, des réflexions sur la mise en œuvre de ces indicateurs, sur l'optimisation de l'échantillonnage et sur l'intérêt de méthodes d'observation additionnelles (vidéo) ont permis de proposer des recommandations pour un suivi à long-terme des ressources ichtyologiques et des activités de pêche correspondantes.

Mots-clés : pêcheries récifales, peuplements ichtyologiques récifaux, effets de la pêche, indicateurs, suivi long-terme, Nouvelle-Calédonie

Reef fish assemblages and their exploitation in the Voh-Koné-Pouembout area (New Caledonia): characterization, indicators and monitoring issues

Abstract - Development of a mining complex has recently begun in the rural area of Voh-Koné-Pouembout (New Caledonia). As a consequence, significant human and economic developments are expected; and fishing pressure on local reef fish resources is likely to increase. In this context, it appeared necessary to develop an appropriate baseline for the establishment of long term monitoring and management systems for reef fish resources and fishing activities. As a first step, underwater visual censuses (UVC, six-year survey) and fisher interviews were used to characterise both reef fish assemblages (focusing on their spatio-temporal dynamics) and their exploitation (with spatially-explicit results, detailed by fish species and families, as well as fishing gear used and fisher's locality of residence). Analyses of UVC data showed that reef fish assemblages are spatially structured based on reef geomorphology and distance to passes. They further showed significant inter-annual variations, particularly due to a major cyclonic event that significantly impacted reef habitats in 2003. Interview results demonstrated that (i) fishing pressure was spatially heterogeneous (ranging from 0 to 50 $kg.ha^{-1}.yr^{-1}$), and (ii) fishing practices very diverse, depending on fishers' local socio-economic background. This first step allowed the development of a baseline of reef fish resources and their levels of exploitation prior to major development in the area. It also permitted for key management and monitoring issues to be highlighted in a context of a fast growing population. It further provided relevant information to develop fishing impact indicators and to design appropriate monitoring programs. In a second step, reef fish exploitation levels and the spatio-temporal dynamics of fish assemblages were integrated to test the significance of several variables to spatial patterns of fishing intensity, using multi-factor linear models. The tested variables were: biomass, density, species richness, mean size for all species and per groups, i.e., target species, trophic guilds, pools at the taxonomic scale of the family. These analyses, validated using another dataset from the South-West lagoon of New Caledonia, led to the development of potential indicators to monitor the effects of fishing on reef fish resources. The reliability of these indicators was assessed based on the significance level of their response, associated trends, and model predictions - carried out for different levels of fishing pressure. Two types of indicators stand out: (i) indicators based on the entire fish community and providing in-depth information with respect to fishing impacts; and (ii) indicators based on fish families, and potentially more interesting for routine monitoring protocol. From an operational perspective, a critical evaluation of the implementation of such indicators, the optimisation of sampling designs and the potential use of alternative methods (e.g., video systems) led to the development of guidelines for a long-term survey of reef fish resources and their respective fisheries.

Keywords: reef fisheries, reef fish assemblages, fishing effects, indicators, long-term monitoring, New Caledonia

SOMMAIRE

AVANT-PROPOS **7**

CHAPITRE 1 - Introduction générale **11**

1.1. Ecosystèmes coralliens, peuplements ichtyologiques et exploitation par la pêche 11
1.1.1. Ecosystèmes coralliens et perturbations anthropiques 11
1.1.2. La pêche : perturbation majeure de peuplements ichtyologiques récifaux 13
1.1.3. Indicateurs et suivi des effets de la pêche en milieu corallien : principes, enjeux et obstacles 17
1.1.3.1. Principes et état des connaissances 17
1.1.3.2. Indicateurs et milieux coralliens : obstacles et enjeux 20

1.2. Contexte de l'étude et enjeux locaux 23
1.2.1. Présentation du site d'étude 23
1.2.2. Contexte local et enjeux : origine des objectifs de la thèse 26

1.3. Objectifs de la thèse 28

CHAPITRE 2 - Exploitation des ressources ichtyologiques récifo-lagonaires sur la zone VKP : caractérisation, spatialisation et enjeux **35**

2.1. Article 1. Caractérisation et gestion des pêches informelles confrontées à des changements socio-économiques en Nouvelle-Calédonie (Pacifique Sud) 35

2.2. Complément sur la spatialisation des activités de pêche 56

2.3. Synthèse 60

CHAPITRE 3 - Les peuplements ichtyologiques récifaux : caractérisation *in situ* et variabilité spatio-temporelle **63**

3.1. Article 2. Etat des lieux des peuplements ichtyologiques récifaux et de leurs caractéristiques spatio-temporelles avant un projet minier majeur en Nouvelle-Calédonie (Pacifique Sud). 64

3.2. Article 3. Effets du cyclone Erica sur les habitats coralliens en Nouvelle-Calédonie (Pacifique Sud). 90

3.3. Synthèse 105

CHAPITRE 4 - Réponse des peuplements ichtyologiques récifaux à la pression de pêche, vers l'identification d'indicateurs de l'impact par la pêche 109

4.1. Article 4: Effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques dans un écosystème corallien : réponse d'indicateurs écologiques potentiels. 110

4.2. Synthèse....142

CHAPITRE 5 - Suivi à long terme des ressources ichtyologiques *in situ* et de leur exploitation dans la zone VKP : méthodologies, indicateurs et échantillonnage 145

5.1. Suivi des activités de pêche....147
5.1.1. Méthodes d'enquête, mise en œuvre et sources d'incertitude....147
5.1.2. Intérêt des résultats spatialisés....149
5.1.3. Recommandations pour un suivi à long terme....151
5.1.4. Bilan....154

5.2. Indicateurs des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques *in situ*....156
5.2.1. Réponse des variables et tendances : vers des indicateurs potentiels....156
5.2.1.1. Focalisation sur la zone VKP : de la validation de méthode à l'application opérationnelle *in situ*....156
5.2.1.2. Capacités prédictives des indicateurs sélectionnés....156
5.2.1.3. Essai de filtrage des effets du cyclone Erica....163
5.2.1.4. Des suivis exhaustifs comme outil de surveillance : bilan....163
5.2.2. Indicateurs par famille de poissons pour un suivi routinier....164
5.2.2.1. Arguments en faveur d'un échantillonnage limité....164
5.2.2.2. Critères de choix d'un sous échantillon de taxons....165
5.2.2.3. Choix des groupes taxonomiques retenus....166
5.2.2.4. Méthode d'analyse des groupes candidats....167
5.2.2.5. Résultats sur l'utilisation des groupes taxonomiques....168
5.2.3. Requins et effets de la pêche....172
5.2.4. Bilan....174

5.3. Suivi *in situ* des peuplements ichtyologiques exploités sur le long terme : échantillonnage et mise en œuvre en zone VKP....175
5.3.1. Stratification de l'échantillonnage selon le type de récif....176
5.3.2. Effectif d'échantillonnage....177
5.3.3. Pas de temps du suivi....179
5.3.4. Positionnement spatial des transects et répliquats....180
5.3.5. Standardisation du protocole par UVC....182
5.3.6. Bilan....183

5.4. Outils complémentaires d'observation des peuplements ichtyologiques *in situ*....185
5.4.1. Contexte....185
5.4.2. Les observations visuelles en plongée (UVC)....185
5.4.3. Les transects vidéo....187
5.4.4. Les systèmes de vidéo appâtés....187
5.4.5. Les systèmes vidéo fixes rotatifs....190
5.4.6. Perspectives pour un suivi des effets de la pêche dans la zone VKP....196

5.5. Synthèse....199

CHAPITRE 6 - Discussion générale et perspectives de travail **203**

6.1. Activités de pêche et pression de pêche spatialisée sur la zone VKP.....203

6.2. Analyses des peuplements ichtyologiques en milieu corallien.....205
6.2.1. Analyse spatiale des effets de la pêche en l'absence de données historiques.....205
6.2.2. Conséquences de l'effet de la pêche sur les peuplements ichtyologiques 207

6.3. Indicateurs des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques récifaux 208
6.3.1. Analyses de tendances indicatrices et points de référence.....208
6.3.2. Qualité des indicateurs de tendance et évolution du système suivi.....209

6.4. Vers un suivi à long terme des peuplements ichtyologiques sous impact de la pêche 211
6.4.1. Recommandations pour des suivis par UVC 211
6.4.2. Méthodes d'observation des peuplements ichtyologiques *in situ* 212

6.5. Perspective.....214

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES **219**

ANNEXES **240**

AVANT-PROPOS

Contexte institutionnel, collaborations et structure du document

Cet avant-propos vise à situer le contexte institutionnel de ce travail de doctorat, afin d'aider le lecteur à comprendre la structure du manuscrit et les implications scientifiques mais aussi opérationnelles du sujet traité. La présente thèse a bénéficié d'une bourse CIFRE (Conventions Industrielles de Formation par la REcherche) accordée par l'Agence Nationale pour la Recherche et la Technologie (ANRT) du ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche. Elle s'est effectuée sous la tutelle de l'école doctorale Vie-Agro-Santé à l'issue d'une inscription à Agrocampus Ouest.

Dans le respect des objectifs d'une bourse CIFRE, le sujet traité dans ce document a été réalisé dans une optique de rapprochement entre un industriel, Koniambo Nickel SAS (KNS), et un institut de recherche publique, l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD). En ce sens, cette thèse se positionne à l'interface entre recherche fondamentale et appliquée. Si la majeure partie du manuscrit correspond au contenu académique requis pour un diplôme de doctorat, certaines parties visent à fournir une prolongation appliquée aux principaux résultats de recherche obtenus. Cette prolongation consiste essentiellement en des recommandations opérationnelles répondant aux attentes de KNS mais également des gestionnaires locaux de la zone d'étude (Service des Pêche et de l'Aquaculture de la Province Nord de Nouvelle-Calédonie notamment) en termes de suivi des ressources ichtyologiques exploitées. Ce document comporte donc, en fin de manuscrit, un chapitre dédié à l'application locale des résultats scientifiques présentés. Il nous est apparu souhaitable de présenter cet aspect appliqué en tant que partie intégrante du document de thèse, en vue de souligner la cohérence de l'ensemble du travail fourni et de concrétiser la dualité recherche/application imposée pour une thèse sous financement CIFRE.

De manière générale, le corps de la thèse se présente sous la forme d'une compilation de quatre articles scientifiques (deux articles supplémentaires sont présentés en annexe), rédigés en anglais, acceptés, soumis ou à soumettre dans différentes revues internationales de facteur d'impact > 1. Ces quatre articles sont regroupés en trois chapitres, qui précèdent le chapitre appliqué évoqué précédemment, rédigé en français.

Par ailleurs, il convient de mentionner le partenariat existant depuis 2002 et dans lequel s'inscrit cette thèse, concernant la collecte et la valorisation des données écologiques portant sur les peuplements ichtyologiques récifaux de la zone Voh-Koné-Pouembout. Les campagnes d'échantillonnage effectuées de 2002 à 2004, puis poursuivies en 2006 et 2007 dans le cadre du présent travail, ont pu être conduites grâce aux collaborations étroites entre l'IRD, KNS, le Secrétariat

général de la Communauté du Pacifique Sud (CPS), et notamment son programme ProcFISH (Pacific Regional Oceanic and Coastal Fisheries), et le Service de Pêche et de l'Aquaculture de la Province Nord. Une partie du travail effectué ici utilise donc des données collectées dans le cadre de ce partenariat sous convention, que les campagnes effectuées pendant la thèse ont permis de prolonger en 2006 et 2007.

Enfin, la réalisation de cette thèse a bénéficié de financements provenant de l'IRD, de KNS, du CRISP (Coral Reef Initiative for the South Pacific), du Programme National pour l'Environnement Côtier (PNEC) et d'Agrocampus Ouest. L'essentiel du travail a été réalisé au sein de l'UR 128 CoRéUs « Biocomplexité des écosystèmes coralliens et usages» de l'IRD Nouméa (Nouvelle-Calédonie) et a compris deux séjours de deux mois au sein du l'UMR 985 Agrocampus Ouest - INRA « Ecologie & Santé des Ecosystèmes » à Rennes (France).

CHAPITRE 1

CHAPITRE 1
Introduction générale

1.1. Ecosystèmes coralliens, peuplements ichtyologiques et exploitation par la pêche

1.1.1. Ecosystèmes coralliens et perturbations anthropiques

Les écosystèmes coralliens, répartis dans la zone intertropicale, constituent l'un des systèmes biologiques les plus complexes connus, et la diversité spécifique des organismes qui les composent rivalise avec celle des forêts tropicales humides (Connell 1978). La présence de récifs coralliens apparaît comme un fort facteur structurant des zones littorales intertropicales. En les protégeant de la houle, des courants et de leur potentiel érosif, ils créent des conditions favorables au développement de biotopes marins et littoraux diversifiés, procurant une grande variété de niches écologiques pour une large gamme de peuplements biologiques. Les hauts niveaux de diversité caractérisant les récifs coralliens sont également vecteurs d'une importante productivité de ces écosystèmes (Kohn & Helfrich 1957, Hatcher 1988, Hatcher 1990). Cette richesse biologique et l'abondance des ressources qui y sont associées leur confèrent une valeur socio-économique certaine : les récifs coralliens constituent une ressource économique à part entière pour de nombreux territoires (Moberg & Folke 1999), notamment à travers la pêche (Polunin & Graham 2003) et le tourisme (Dixon et al. 1995, Williams & Polunin 2000). Ils représentent en particulier une source directe de nourriture pour près d'un milliard d'êtres humains (Salvat & Rives 2003). Les écosystèmes coralliens occupent également une place culturelle et sociale importante pour de nombreuses sociétés, notamment dans les territoires insulaires du Pacifique, dont le fonctionnement et les coutumes sont profondément liés à l'utilisation et la mise en valeur des ressources récifales (Ruddle, 1998, Cinner 2007, Cinner et al. 2009). Dans un contexte mondial d'augmentation démographique, l'attractivité importante exercée par les écosystèmes coralliens sur l'homme est à l'origine d'une anthropisation souvent intense des zones littorales où ils sont présents, s'accompagnant de nombreuses activités extractives telles que la pêche. Une telle situation entraine des perturbations importantes et sans cesse grandissantes de ces écosystèmes.

Plusieurs études se sont intéressées aux activités anthropiques potentiellement perturbatrices pour les écosystèmes coralliens (ex. Harmelin-Vivien 1992, Hodgson 1999, Wilkinson 1999, Polunin & Graham 2003). Les activités de type extractives ciblant les ressources biologiques représentent

probablement l'une des perturbations les plus importantes de ces écosystèmes à travers la pêche d'organismes destinés à l'alimentation humaine (Roberts 1995, Jackson et al. 2001, Pauly et al 2002), mais également *via* l'exploitation d'invertébrés et de poissons ornementaux (Wood 2001, Padilla & Willams 2004, Andrews 2006). De nombreuses autres perturbations d'origine anthropique sont susceptibles d'affecter significativement les écosystèmes récifaux : l'urbanisation associée à des rejets domestiques et industriels importants ainsi qu'à une transformation du littoral (Pastorok & Bilyard 1985, Grigg 1994), l'augmentation des apports terrigènes (Rogers 1990, Fabricius 2004, Szmant 2008), les activités extractives tels que l'exploitation des phosphates ou du sable corallien (Salvat et al. 1979, Brown & Dunne 1988, Moberg & Folke, 1999), les activités touristiques, en particulier *via* les ancrages intensifs des bateaux ou des pratiques telles que le nourrissage des poissons (Hawkins & Roberts 1994, Sweatman 1996, Harriott 2002), ou encore l'introduction d'espèce invasives (Coles & Eldredge 2002, Hutchings et al 2002). Indirectement, en lien avec les activités humaines à l'échelle planétaire, il convient aussi de noter les conséquences des changements climatiques sur les écosystèmes coralliens (Smith & Buddemeier 1992, Hughes et al. 2003, Meynecke et al. 2006, Castro-Ortiz & Lluch-Belda 2007, Hannesson 2007, Graham et al. 2008) du fait de l'augmentation de la température des océans (Glynn 2004, Mc Neil et al. 2004, Nilsson et al. 2009) et de leur acidification (Hoegh-Guldberg et al. 2007, Jokiel et al. 2008).

La nature des perturbations humaines affectant les écosystèmes coralliens varie selon les régions, mais il en résulte un déclin mondial de ces écosystèmes et les récents rapports sur leur état mettent en garde contre leur croissante dégradation (Wilkinson 2002 & 2004, Gardner et al. 2003, Hughes et al. 2003, Pandolfi et al. 2003). Les constats de dégradation voire de disparition d'habitats, de phénomènes de blanchissement, de shift algaux (McCook 1999, Done 2004, Bruno et al. 2009), d'eutrophisation (Pastorok & Bilyard 1985, Dubinsky & Stambler 2006) ou d'effondrement des populations biologiques (poisson et invertébrés notamment) vont croissant et sont à l'origine de modifications importantes dans la structure de ces écosystèmes (Hughes 1994 ; McClanahan et al. 2002). À l'échelle mondiale, 30% des écosystèmes récifaux sont aujourd'hui considérés comme gravement perturbés tandis que 60% pourraient avoir disparu à l'horizon 2030 (Hughes et al. 2003). Ces perturbations, en plus de soulever des problèmes écologiques majeurs pour l'équilibre du milieu marin et le maintien de sa biodiversité, menacent la pérennité des ressources économiques qui y sont associées et desquelles dépendent de nombreuses populations.

Les perturbations anthropiques affectent la résilience de l'écosystème récifal en compromettant sa capacité de réaction face aux variations naturelles de son environnement (Nyström et al. 2000). Les milieux coralliens présentent une grande sensibilité aux variations environnementales mais les fluctuations naturelles font partie intégrante de leur développement et de leur structuration dans le temps et l'espace (Connell 1978, Hughes 1989). L'évolution des récifs coralliens et des nombreux biotopes qu'ils abritent est ainsi intimement liée aux perturbations environnementales naturelles, dont la fréquence et l'amplitude déterminent leur capacité d'adaptation et leur résilience (Hughes 1989,

Connell 1978, Connell 1997, Connell et al. 1997, Nyström & Folke 2001). Cependant, dans un environnement où l'influence de l'homme est en constante augmentation, ces milieux apparaissent de plus en plus vulnérables aux perturbations naturelles (Nyström et al. 2000). Outre les destructions directes engendrées par les activités humaines, les perturbations d'origine anthropiques remettent donc en cause leur résilience, accroissant leur vulnérabilité et donc leur dégradation par les phénomènes naturels (Hughes et al. 2005).

1.1.2. La pêche : perturbation majeure de peuplements ichtyologiques récifaux

Situation de surexploitation mondiale

Comme évoquée précédemment, la pêche constitue l'une des perturbations anthropiques majeures exercées sur les écosystèmes coralliens. L'existence de situations de surpêche et l'exploitation intensive des écosystèmes marins ne constituent pas des phénomènes récents (Jackson et al 2001). Toutefois, l'explosion de la population mondiale depuis la seconde moitié du 20ème siècle, générant une dépendance alimentaires accrue vis-à-vis des ressources marines et une demande accrue des marchés, a accéléré l'intensification de la pression de pêche sur les ressources halieutiques (Pauly et al. 2002, Myers & Worm 2003). Cet accroissement récent de la pression de pêche est également lié à des progrès rapides en termes de technologies des pêches et de capacités de capture. L'usage d'engins de pêche plus performants, la modernisation des flottilles de pêche, les progrès techniques concernant le repérage, la conservation et le conditionnement des ressources exploitées constituent d'importants vecteurs de surexploitation (Murawski 2000, Valdemarsen 2001). Ces avancées technologiques, associées à l'augmentation de la population mondiale, ont récemment mené à des cas critiques de surpêche, d'effondrements des stocks et de dégradations importantes des habitats marins (Birkeland 1996, Hutchings 2000, Jackson et al. 2001, Myers & Worm 2003, Dayton et al 2006). Ainsi, il est estimé que 52% de stocks mondiaux de poissons sont pleinement exploités et que 25 % sont surexploités ou épuisés (FAO 2006). Alors que la population mondiale continue d'augmenter, cette situation risque de s'aggraver dans les décennies à venir (Caddy & Griffiths 1995, Hutchings & Reynolds 2004) et des menaces généralisées pèsent sur les ressources vivantes marines et leur exploitation (Worm et al. 2006).

Effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques

De manière générale, la pêche peut affecter de nombreux paramètres écologiques des stocks exploités.

L'effet le plus direct est évidemment la diminution de l'abondance des espèces cibles, et notamment des espèces de grande taille, qui se raréfient alors progressivement au sein des captures (Stevens et al. 2000, Pauly et al. 2002). À l'échelle d'un peuplement ichtyologique, la pêche peut affecter sa structure (Jennings et al. 2002), sa composition spécifique et sa diversité, sa biomasse totale ou sa structure en taille (Smith et al. 1991, Pauly et al. 1998, 2001, Bianchi et al. 2000, Pet-Soede et al. 2001). Notamment, l'exploitation préférentielle des espèces de grandes tailles et/ou de haut niveau trophique dans la plupart des pêcheries, engendre des modifications significatives et multiples dans la structure des peuplements ichtyologiques, voire même de l'écosystème qui les englobe (Pauly et al. 1998, Laurans et al. 2004, Gascuel et al. 2005). Le prélèvement voire l'épuisement d'espèces prédatrices est susceptible d'affecter les interactions biologiques qui structurent cet écosystème, telles que les relations proie-prédateur et la compétition entre espèces, favorisant le développement d'espèces de plus bas niveau trophiques (Pauly et al. 1998, Jennings & Kaiser 1998, Dulvy et al. 2004a). Il en résulte fréquemment une simplification de l'écosystème, alors dominé par des espèces de moindre intérêt commercial (Hoggarth et al. 2006).

A l'échelle d'une espèce, la pêche peut affecter la biomasse (Buxton & Smale 1989, Friedlander & DeMartini 2002, Pauly et al. 2005), la structure en taille (Roberts & Polunin 1991, Rice & Gislason 1996, Bianchi et al. 2000) ou encore le taux de croissance (Russ 1991). De même, en perturbant certains paramètres biologiques d'une population, et notamment la reproduction, la pêche des grands individus perturbe le recrutement et la dynamique de cette population, compromettant ainsi son renouvellement (Buxton 1993, Begg & Marteinsdottir 2003). Cet impact sur les mécanismes biologiques et les traits d'histoire de vie des individus est variable selon les espèces. Certaines peuvent répondre à des fortes pressions de pêche par une adaptation de leurs paramètres biologique (ex. âge de maturité sexuel réduit, fécondité accrue) (Laë 1997, Begg et al. 1999, Rochet 1998, 2000a, 2000b), augmentant le potentiel de renouvellement de la population dans une certaine limite (Law 2000, Gerritsen et al. 2003, Hutchings & Baum 2005). D'autres, moins adaptables, sont plus sensibles à une exploitation intensive et à une mortalité par la pêche élevée (Jennings et al. 1998, 1999). En ce sens, la présence d'individus n'ayant pas atteint la maturité sexuelle dans les captures représente ainsi un signe fort de surexploitation et de mauvais renouvellement du stock exploité (Laë 1995, Myers & Worms 2003, Blaber et al. 1999, Fromentin & Fonteneau 2001).

Ces aspects généraux de l'impact de la pêche sur les peuplements ichtyologiques sont valables pour les milieux marins tempérés aussi bien que tropicaux et coralliens. Dans le cas des poissons récifaux, ces effets peuvent même apparaître accentués, en raison d'une maturité sexuelle globalement plus tardive, d'une mortalité naturelle plus faible en l'absence de perturbation et d'une longévité

supérieure des espèces récifales (Buxton 1993). Ainsi, de nombreuses populations récifales impactées par la pêche sont susceptibles d'être affectées à des niveaux faibles de pression de pêche et apparaissent généralement plus vulnérables à ce type d'impact en raison d'un renouvellement lent des populations impactées (Russ 1991). De manière générale, alors que les grandes pêcheries mono-spécifiques tempérées ont été fréquemment étudiées, tant en raison du caractère historique de ces pêcheries que de leur degré de complexité écologique moindre, les études portant sur les effets de la pêche au sein des écosystèmes coralliens restent moins nombreuses (Roberts 1995, Jennings & Polunin 1996a). La pêche en milieu corallien peut affecter l'abondance et la biomasse des espèces cibles et non-cibles, ainsi que la diversité spécifique, la structure en taille et la structure trophique des communautés exploitées (Jennings et al 1995, Jennings & Polunin 1996b, Watson et al. 1996, Jennings & Polunin 1997, Pet-Soede et al. 2001, Friedlander & DeMartini 2002, Miller & Gerstner 2002, Château & Wantiez 2005, Floeter et al. 2006). Notamment, des processus de cascade trophique ont été observés suite à l'exploitation d'espèces prédatrices, mettant en évidence les conséquences écologiques de la pêche sur les populations non-ciblées (Jennings & Polunin 1997, Pinnegar et al. 2000, Dulvy et al. 2004a, Campbell & Pardede 2006).

Enfin, il convient d'évoquer les effets des dégradations d'habitat liés aux activités de pêche, à l'origine de perturbations qui s'additionnent aux conséquences des prélèvements directs (Jennings & Kaiser 1998, Tittensor et al. 2007). L'utilisation d'engins destructeurs (dragues, chaluts, Kaiser et al. 2006) mais également les mouillages intensifs et répétés, comme c'est souvent le cas pour les pêcheries récifales, dégradent les communautés composant les fonds marins et peuvent fortement perturber l'ensemble de l'écosystème, entraînant une réduction de diversité ou d'abondance des peuplements concernés (Turner et al. 1999, Norse & Watling 1999, Frid et al. 2000, Moran & Stephenson 2000, Wassenberg et al. 2002). La perturbation des peuplements ichtyologiques *via* la dégradation de l'habitat benthique apparaît particulièrement problématique en milieux coralliens (Tittensor et al. 2007, Wilson et al. 2008a), où de nombreuses espèces sont directement inféodées au substrat corallien (Chabanet et al. 1997, Öhman & Rajasuriya 1998, Syms & Jones 2000, Wilson et al. 2008b).

En résumé, l'ensemble des modifications écologiques engendrées par la pêche peut conduire à une perte de diversité spécifique et/ou fonctionnelle, à des diminutions importantes d'abondance, de biomasse et de production dans les zones les plus exploités, voire dans certains cas à l'extinction localisée d'espèces (extirpation) lorsque leurs caractéristiques biologiques ne s'avèrent plus suffisantes pour assurer le renouvellement de leurs populations (Greenstreet et al. 1999, Dulvy et al. 2003, Dulvy et al. 2004b, Worms et al. 2006). Les effets écologiques de la pêche sur les peuplements ichtyologiques apparaissent donc très divers : effets directs de par la diminution des populations cibles et la modification de leur structure en taille, de leurs traits de vie et de leurs paramètres biologiques, et effets indirects du fait de la modification des structures trophiques et démographiques. Cette

complexité des effets écologiques de la pêche souligne la nécessité d'une approche écosystèmique des pêches et de leurs impacts sur les ressources halieutiques (FAO 2003, Hall & Mainprize 2004, Cury et al. 2005, Garcia & Cochrane 2005, Jennings 2005). Ce type d'approche apparaît notamment incontournable en milieu corallien ; la diversité spécifique et fonctionnelle des communautés et les multiples interactions qui les relient en font des écosystèmes hautement complexes, rendant les approches mono-spécifiques inappropriées. Ainsi, seule la prise en compte de cette complexité peut permettre l'analyse des effets de la pêche sur ces écosystèmes.

Besoins de gestion et de suivi des ressources halieutiques récifales

L'état mondial des ressources halieutiques et leur épuisement progressif appellent à des mesures de gestion drastiques. Concernant les récifs coralliens, leur déclin à l'échelle planétaire et la place cruciale de la pêche dans ce déclin soulèvent des enjeux de gestion et de conservation des biocénoses récifo-lagonaires impactées ainsi que de la biodiversité associée, Ils soulèvent également des enjeux de développement durable des activités qui en dépendent. Les mesures de protection visant à limiter les effets de la pêche (entre autres perturbations anthropiques) sur les peuplements récifaux se sont récemment multipliées. Notamment, les mesures protectrices du type Aires Marines Protégées (AMP) ont connu un engouement important de la part des gestionnaires et des scientifiques (Roberts et al. 2005, Worm et al. 2006). De nombreuses initiatives de retour à des modes de gestion traditionnels, fondés sur une cogestion locale et communautaire afin de préserver les ressources exploités, voient également le jour notamment dans les pays insulaires du Pacifique (Johannes 2002, Cinner 2007, Cinner et al. 2009). Toutefois ces mesures sont encore insuffisantes pour renverser la tendance actuelle de déclin. Il est actuellement estimé qu'entre 20 et 30% de la surface mondiale des récifs coralliens mondiaux devraient faire l'objet de protections strictes (i.e. toutes activités de pêche interdites) d'ici à 2012 pour pouvoir espérer inverser cette tendance et enrayer ce déclin (Mora et al. 2006). Toutefois à l'heure actuelle, seulement 1,4% de la surface mondiale des récifs coralliens fait l'objet d'une interdiction de pêche totale (Mora et al. 2006). Si ce chiffre est avant tout illustratif, il permet d'appréhender le manque de mesures suffisantes pour faire face à ce problème écologique majeur.

Dans un tel contexte, il existe donc un enjeu fort dans la recherche de moyens de suivi et de gestion adaptés aux particularités locales des écosystèmes à préserver. En ce sens, il est primordial d'accroître nos connaissances sur les systèmes à préserver et de développer des outils pour améliorer leur suivi et la compréhension de leur fonctionnement. Notamment, la recherche d'indicateurs des différents effets écologiques des perturbations anthropiques peut constituer un outil intéressant en vue de suivre ces effets sur le long terme, à des fins de gestion durable des ressources et de leur exploitation (Jennings 2005). Pour pouvoir réfléchir à des indicateurs pertinents d'un effet donné, la compréhension de ces effets et de leur signification écologique constitue toutefois un préalable nécessaire.

1.1.3. Indicateurs et suivi des effets de la pêche en milieu corallien : principes, enjeux et obstacles

1.1.3.1. Principes et état des connaissances

Le concept d'indicateur, au sens large, pour la surveillance des perturbations anthropiques et de leurs effets sur les écosystèmes marins, reste encore controversé aujourd'hui, notamment concernant leur pertinence et leur sensibilité face aux diverses perturbations considérées. Il existe clairement un effet de « mode » associé à cette notion d'indicateur et le débat en cours présente l'intérêt de souligner, entre autres, que le choix d'indicateurs pertinents pour un impact donné doit dépendre des objectifs de suivi (quel type d'impact, quelle ressource, quels enjeux de gestion ou de suivi) et y être spécifiquement adapté (Dale & Beyeler 2001, Nicholson & Fryer 2002, Linton & Warner 2003, Fulton et al. 2005 Rochet & Rice 2005). Dans le présent travail, nous nous intéresserons exclusivement aux indicateurs des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques. Parmi l'ensemble des organismes présents au sein des écosystèmes récifaux, les poissons offrent un support de choix pour la définition d'indicateurs écologiques. Ils occupent en effet une position centrale dans les réseaux trophiques des récifs coralliens, ils interviennent dans de nombreuses interactions influençant la dynamique de ces écosystèmes et constituent une cible principale de l'exploitation. Des modifications significatives du fonctionnement trophique d'un écosystème sont donc supposées se répercuter sur l'ichtyofaune récifale. En outre, dans des régions rurales (telles que la zone d'étude considérée ici, voir partie 1.2.) où les vecteurs de perturbation anthropiques autres que la pêche sont généralement faibles (ex. activités touristiques, rejets domestiques et industriels), la pêche représente la principale perturbation anthropique des écosystèmes récifaux (Jackson et al. 2001, Pandolfi et al. 2003) Ceci facilite la recherche d'indicateurs spécifiques aux effets écologiques de cette perturbation et justifie le choix des poissons comme indicateurs.

Dans le domaine de l'halieutique, de nombreuses études se sont intéressées à la recherche d'indicateurs adaptés à la surveillance de l'état des écosystèmes marins exploités, en tant qu'aide au suivi et à la gestion de ces écosystèmes, notamment concernant les ressources historiquement pêchées en milieu tempéré (Gislason & Rice 1998, Pauly et al. 1998, Rochet 2000b, Rochet & Trenkel 2003, Trenkel & Rochet 2003, Laë et al. 2004, Jennings 2005). Au niveau conceptuel, l'utilisation répandue des indicateurs a mené à la définition progressive d'un ensemble de critères visant à définir les caractéristiques nécessaires à un indicateur. En particulier, un indicateur devra être aisément mesurable (i.e. abondant et facile à identifier), être sensible à la perturbation considérée, répondre à cette perturbation de manière prévisible et spécifique, engendrer une réponse compréhensible et interprétable, et présenter un coût d'échantillonnage raisonnable (Khlebovich 1997, Dale & Beyeler 2001, Rice 2003, Rochet & Trenkel 2003, Rochet & Rice 2005).

En fonction du type de perturbation considéré, les effets sur les organismes, populations, peuplements ou communautés impactés peuvent survenir à différents niveaux d'organisation, comme l'illustre le diagramme établi par Adams 2002 (Figure 1.1). L'échelle de temps qu'il est nécessaire de prendre en compte pour la détection d'effets significatifs et interprétables dépend de ce niveau d'organisation (ex. quelques secondes à l'échelle moléculaire mais plusieurs années à l'échelle d'une communauté) (Adams & Greeley 2000, Adams 2002). Elle doit servir à calibrer les protocoles de suivi des indicateurs choisis. Dans le cas de perturbations par la pêche, la gamme des effets concernés va de la population (*via* la modification de la biomasse, de la production et des traits de vie) aux communautés (*via* des effets indirects de cascade écologique). Dans le présent travail, nous nous intéresserons essentiellement aux effets de la pêche survenant à l'échelle des peuplements, en s'inscrivant donc dans des pas de temps annuels ou pluriannuels.

D'un point de vue plus opérationnel, l'utilisation d'indicateurs peut constituer un vecteur de réduction des coûts d'échantillonnage (temps, qualification du personnel impliqué) en regard de suivis conventionnels, et permet d'établir un lien simplifié entre la perturbation et ses effets constatés (Reese & Crosby 1998, Hauge et al. 2005, Jennings 2005). De même, elle fournit un outil de communication des résultats scientifiques intéressant, notamment à destination des gestionnaires potentiellement impliqués dans un suivi écologique (FAO 1999, Degnbol 2005, Garcia & Cochrane 2005). Enfin, l'identification et l'utilisation d'indicateurs des effets écologiques de la pêche peuvent permettre d'évaluer l'efficacité et les résultats des mesures de gestion mises en place (ex. AMPs) (Olsen 2003, Pelletier et al. 2008).

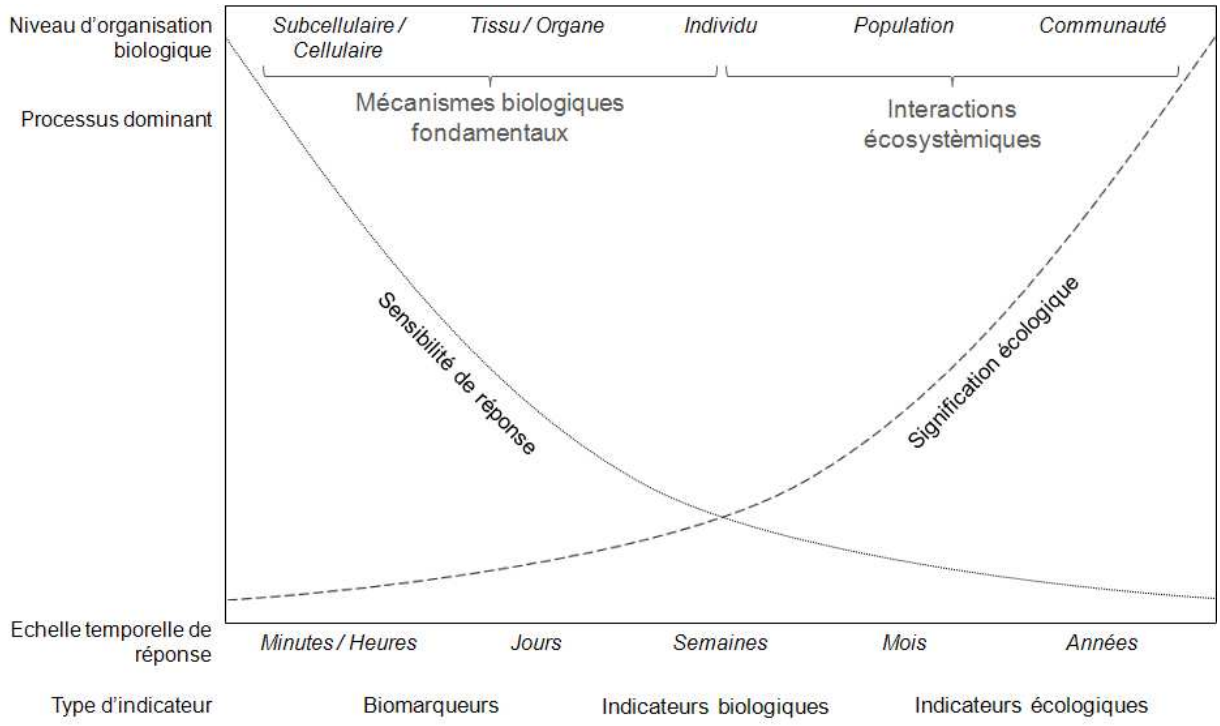


Figure 1.1 : Niveaux d'organisation, type d'indicateur et signification écologique selon le niveau d'organisation biologique (adaptée à partir de Adams 2002).

Les études traitant de la recherche d'indicateurs potentiels des effets de la pêche et de leurs modalités de mise en œuvre sont nombreuses concernant les écosystèmes tempérés (voir précédemment). En milieu corallien, bien que les études visant à caractériser les effets de la pêche sur les peuplements se soient récemment multipliées, les résultats finaux concernant d'éventuels indicateurs des effets de la pêche (Bozec et al. 2003, Amand et al. 2004, Graham et al. 2005, Sosa-Lopez et al. 2005, Ault et al. 2008), et surtout leur standardisation en vue d'une utilisation opérationnelle, restent limitées bien que fortement recommandés (Clua et al. 2005). Le manque global d'indicateurs pertinents concernant des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques récifaux, en regard des ressources tempérées, peut être relié à différents types d'obstacles rencontrés en milieu corallien lors de l'étude de ces effets. De manière générale, les problèmes décrits ci-après soulignent les points cruciaux pour lesquels des avancées significatives s'avèrent aujourd'hui nécessaires afin de fournir et d'implémenter des indicateurs pertinents des effets de la pêche en milieu corallien, et notamment dans le Pacifique Sud. L'existence de tels obstacles dans la zone d'étude qui nous intéressera ici sera un des facteurs structurants des objectifs de cette thèse.

1.1.3.2. Indicateurs et milieux coralliens : obstacles et enjeux

L'étude des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques récifaux et la recherche d'indicateurs de ces effets se confrontent à quatre problèmes essentiels : 1- le manque de données historiques concernant la pression de pêche exercée sur les ressources récifales, 2- le manque de données historiques concernant les peuplements ichtyologiques et leurs caractéristiques écologiques, 3- la variabilité spatio-temporelle particulièrement marquée de ces peuplements et 4- la complexité inhérente aux écosystèmes récifaux.

Manque de données historiques de pêche

Le manque de données de long terme, voire l'absence de données, permettant de disposer de mesures fiables et quantitatives de la pression de pêche dans les milieux récifaux est un problème récurrent. Le préalable essentiel à l'étude approfondie des effets d'une perturbation est de disposer de mesures rigoureuses des niveaux de perturbation (Borja et al. 2006). Dans les pays tropicaux, et en particulier dans les pays insulaires du Pacifique, les données disponibles concernant la pêche sont rares et souvent incomplètes (Polunin et al. 1996, Ruddle 1998, Preston 2005). La nature elle-même des pratiques de pêche en est des raisons principales. Si les activités professionnelles dominent les pêcheries hauturières, les pêcheries récifales côtières sont majoritairement informelles (au sens large) : pêche vivrière, de subsistance ou de plaisance (Kuster et al. 2005, Lewin et al. 2006, Craig et al. 2008, Zeller et al. 2008). Les tonnages individuels associés à ce type de pêche apparaissent généralement inférieurs à ceux des pêcheries professionnelles, mais leur prépondérance au sein des populations insulaires résulte en une pression de pêche totale significative, supposée supérieure à celle générée par les pêcheries professionnelles (Dalzell 1996, Hunt 1999, Hunt 2003, Cooke & Cowx 2004). Toutefois, la nature informelle de ces activités rend leur caractérisation difficile dans des pays où les institutions en place n'ont parfois pas les moyens suffisants pour suivre les seuls débarquements de la pêche professionnelle. En raison de ces difficultés, peu d'études ont porté sur des évaluations quantitatives et précises de la pression sur les ressources associées à ce type de pêcherie (Polunin et al. 1996, Ruddle 1998, Preston 2005). Il en résulte un manque fréquent et significatif d'informations.

L'absence quasi-systématique de données historiques des pêches a rendu nécessaire des approches spatiales pour l'étude des effets écologiques de la pêche sur les peuplements impactés, afin de comparer des systèmes subissant des pressions d'exploitation contrastées (Friedlander & DeMartini 2002, Miller & Gerstner 2002, Chateau & Wantiez 2005, Floeter et al. 2006). Ce type d'approche demande une caractérisation suffisamment précise des niveaux d'exploitation par la pêche afin d'en étudier rigoureusement les effets. À grande échelle, des valeurs quantitatives de pression de pêche peuvent être déduites *via* des approches indirectes utilisant des métadonnées socio-économiques (démographie, consommation, points d'accès à la mer ou encore distance aux marchés) (Léopold et al.

2004, Labrosse et al. 2006, Stuart-Smith et al. 2008, Brewer et al. 2009). Toutefois, dans le cas d'études localisées et nécessitant une résolution spatiale fine, ce type d'approche reste insuffisant et ne permet pas de caractériser l'hétérogénéité de la pression de pêche avec suffisamment de précision. Ainsi, l'absence de données historiques et de données locales, précises spatialement, constitue un des principaux obstacles pour l'étude des effets écologiques de la pêche sur les peuplements ichtyologiques en milieu corallien.

Manque de données historiques sur les peuplements ichtyologiques

A l'instar de mesures fiables des niveaux de perturbation, la connaissance et la caractérisation *in situ* des peuplements exploités, au sein desquels des indicateurs sont recherchés, constitue un pré-requis incontournable. Malgré l'augmentation récente du nombre d'études portant sur les récifs coralliens, il existe encore un réel besoin de connaissances fondamentales sur ces milieux. Ce besoin de connaissances nouvelles peut être imputé à la complexité biologique et écologique des écosystèmes coralliens, qui rendent difficiles la caractérisation de leur structure et la compréhension de leur fonctionnement. Il est également lier au manque de données écologiques de long terme concernant les peuplements ichtyologiques. Contrairement aux milieux tempérés, très peu de données écologiques historiques sont disponibles en milieu corallien : les travaux de recherche et l'intérêt scientifique pour ces écosystèmes a débuté vers 1950-1960 et les jeux de données sur le long terme étaient très rares avant 1990. En particulier concernant le Pacifique Sud, il n'existe que très peu de suivis sur des longues périodes : les deux seuls jeux de données à long terme existants sont un suivi biannuel mené sur une radiale à Moorea (Polynésie Française) depuis 1987 par l'EPHE (Galzin 1987a, 1987b), et un suivi annuel mené depuis 1993 par l'AIMS (Australian Institute of Marine Sciences) sur une trentaine de récifs échelonnés sur la Grande Barrière de Corail. Aujourd'hui, les programmes de surveillance des récifs mis en place à travers le monde sont de plus en plus nombreux, mais une fois de plus l'absence de longues séries temporelles oblige à adopter une approche spatiale dans l'étude des peuplements sous impact de la pêche. Lors d'une telle approche, l'un des principaux défis d'étude provient de la complexité multi-échelle et de la variabilité spatio-temporelle importante qui caractérisent les écosystèmes récifaux et les peuplements qui les composent (Sale et al. 1984, Connell & Kingsford 1998, Pitcher et al. 1998, Adjeroud et al. 2002).

Variabilité spatio-temporelle des écosystèmes coralliens

La prise en compte de la variabilité naturelle dans l'étude des effets de perturbations anthropiques est un problème global qui n'apparaît pas spécifique aux milieux coralliens. Comme suggéré par Hjort dès 1914, « le principal problème qui caractérise les sciences halieutiques est la description et la compréhension de la nature des fluctuations naturelles des stocks ». Plus récemment,

Cury & Christensen (2005) ou encore Roset et al. (2007) soulignent l'importance de la prise en compte de cette variabilité pour étudier les effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques. Dans cette optique, si la structuration spatiale des ressources en lien avec l'habitat à plusieurs échelles s'avère importante, notamment en milieu corallien, la variabilité temporelle des peuplements étudiés reste en général la composante la plus difficile à prendre en compte en raison de sa stochasticité et de la multitude de facteurs dont elle dépend (Augustin et al. 1997). Au niveau biologique, l'abondance au sein des peuplements ichtyologiques est soumise à des variations interannuelles naturelles, déterminées par le succès de la reproduction des espèces, de la colonisation par les post-larves et du recrutement des jeunes individus dans les populations d'adultes, (Houde 1987, Doherty 1991, McCormick & Kerrigan 1996, Fuiman & Werner 2002). Des variations importantes peuvent également être issues de phénomènes de croissance densité-dépendante, ou de migrations liées à la reproduction et l'alimentation (Sale & Douglas 1984, Ault & Johnson 1998). De plus, la variabilité naturelle des peuplements est également façonnée par des fluctuations environnementales ou des perturbations naturelles ponctuelles (cyclone, phénomènes ENSO, etc.) (Halford et al. 2004). Ces considérations soulignent la nécessité de prendre en compte les variations spatio-temporelles naturelles des peuplements étudiés, et ce à plusieurs échelles, en vue de pouvoir en étudier leurs modifications face à des perturbations anthropiques.

Complexité des écosystèmes récifaux

Le concept et la recherche d'indicateurs (au sens large du terme) et la démarche simplificatrice par essence qui l'accompagne se heurtent à la complexité extrême caractérisant les écosystèmes coralliens, rendant ce type d'approche potentiellement délicate. Ainsi, la volonté d'aboutir à des indicateurs synthétiques est susceptible d'occulter le fait qu'il n'est peut-être pas possible d'obtenir de tels indicateurs dans ces écosystèmes, du fait de leur diversité et de leur complexité (Kulbicki 2006). Ceci souligne la nécessité d'un cadre théorique général, encore flou à l'heure actuelle, qui permette d'orienter efficacement les recherches d'indicateurs en milieu récifal. Cette réflexion met également en garde contre l'utilisation d'indicateurs trop simples qui risquent de perdre leur signification écologique en regard de l'évolution du système complexe qu'on cherchait à étudier. Il convient d'être conscient de cet écueil potentiel : la recherche d'indicateurs doit constituer un compromis entre significativité écologique et rigueur scientifique d'une part, intérêts et problèmes opérationnels d'autre part.

L'ensemble des éléments développés dans la partie 1.1 mettent en évidence à la fois les menaces pesant sur les récifs coralliens en raison d'une intensification globale de la pêche et le manque de données temporelles en vue de l'étude de ces effets. Ce manque de données et de recul sur la dynamique des peuplements exploités représente un problème majeur pour leur gestion. Dans un tel

contexte, la caractérisation des activités de pêche et des peuplements récifaux exploités, mais surtout la mise en place de suivis à long terme de ces ressources, apparaissent indispensables. Des suivis sur de longues périodes de temps sont en effet nécessaires en vue de fournir des éléments de compréhension concernant l'amplitude, les caractéristiques et les implications écologiques des effets de la pêche. De telles informations représentent un acquis indispensable à l'implémentation pérenne de mesures de conservation des ressources impactées (Nicholson & Jennings 2004, McKenna & Allen 2005) et de gestion des activités qui en dépendent. En ce qui concerne les milieux coralliens, la surveillance et la compréhension des effets de la pêche font aujourd'hui défaut de manière flagrante, et il est urgent de définir les outils de suivi des activités de pêche et de leurs conséquences écologiques.

1.2. Contexte de l'étude et enjeux locaux

1.2.1. Présentation du site d'étude

La Nouvelle-Calédonie, située dans le Pacifique sud-ouest à environ 1500 km à l'est de l'Australie (Figure 1.2), est entourée d'une barrière de corail de 1600 km de long, délimitant un lagon de 24 000 km². Trois Provinces composent ce territoire : la Province Sud (où se situe Nouméa), la Province Nord et la Province des Iles. La population calédonienne est estimée à 230 000 habitants, dont 10,6 % dans la Province des Iles, 21 % en Province Nord et 68,4 % en Province Sud (ISEE-ITSEE, recensement 2004). La Grande Terre (île principale) est la 4ème plus grande île du Pacifique Sud, avec une superficie de 16 500 km². Géographiquement proche du centre de biodiversité de l'Indo-Pacifique centré sur l'archipel Indo-Malais (Kulbicki & Rivaton 1997), l'écosystème récifo-lagonaire de Nouvelle-Calédonie est caractérisé par une grande richesse spécifique, et son état de santé général apparaît encore satisfaisant en regard de l'état des récifs coralliens à l'échelle mondiale (Wilkinson 2002 & 2004). À l'heure actuelle, environ 1700 espèces de poissons récifaux ont été répertoriées au sein des lagons néo-calédoniens (Fricke & Kulbicki 2007). Outre sa position géographique vis-à-vis du centre de biodiversité indo-malais, l'importante diversité observée en Nouvelle-Calédonie est à relier à la grande variété d'habitats marins côtiers qui y sont présents. L'étendue géographique de cette île et la superficie de son lagon sont à l'origine de gradients environnementaux forts (notamment côte-large et nord-sud) et de conditions environnementales variées (influence océanique et apports terrigènes plus ou moins dominants selon les zones). Il en résulte des biotopes diversifiés et contrastés : mangroves, fonds meubles, récifs frangeants, îlots coralliens, récifs-barrières, etc. (Kulbicki & Rivaton 1997). Ainsi, en offrant une multitude de niches écologiques pouvant répondre à des traits de vie variés, cette diversité d'habitats apparaît comme un

important facteur structurant de l'hétérogénéité spatiale des peuplements biologiques, et notamment ichtyologiques (Kulbicki & Rivaton 1997, Letourneur et al. 1997).

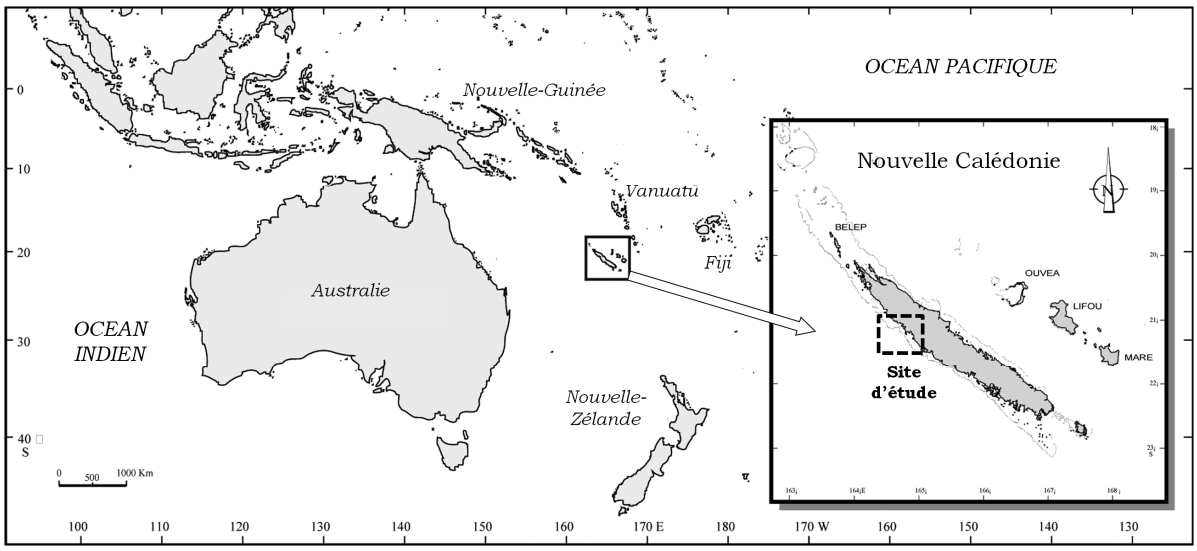


Figure 1.2 : Situation de la Nouvelle-Calédonie dans le Pacifique et localisation du site d'étude sur la côte nord-ouest.

Le site d'étude considéré ici correspond à la zone de Voh-Koné-Pouembout (VKP), située sur la côte nord-ouest de la Nouvelle-Calédonie (Figures 1.2 & 1.3). Située en Province Nord, il inclut les communes de Voh, Koné (chef lieu de la Province Nord) et Pouembout. La zone d'étude délimite une surface lagonaire de 756 km², dans laquelle la plupart des biotopes récifo-lagonaires présents en Nouvelle-Calédonie sont représentés. Elle comprend notamment une large portion de récifs-barrières (représentant 114 km² de platier au total) entrecoupés de quatre passes, ainsi que de nombreuses formations de récifs intermédiaires et frangeants (respectivement 37 km² et 122 km² de platier) (Andréfouët & Torres-Pulliza 2004). Au niveau du littoral, cet espace lagonaire est bordé par des mangroves particulièrement étendues (83 km² au total) en regard du reste du littoral néo-calédonien, notamment au niveau des embouchures. Le récif-barrière est distant de la côte de 6 kilomètres en moyenne (minimum: 2,9 km, maximum : 9,7 km).

D'un point de vue humain, la zone est faiblement peuplée (9600 habitants, répartis en 9 localités) et assez caractéristique des zones rurales de la côte ouest de Nouvelle-Calédonie. La population y est multiculturelle, mêlant des modes de vie mélanésiens, calédoniens, européens ou encore polynésiens. L'installation géographique de ces différentes communautés conditionne les localités présentes sur cette zone ainsi que leur organisation. On distingue notamment des tribus mélanésiennes (13% de la population de la zone) et des villages multiculturels (87% de la population) (ISEE-ITSEE, recensement 2004), ces derniers concentrant l'essentiel de l'urbanisation et des activités économiques (Figure 1.3).

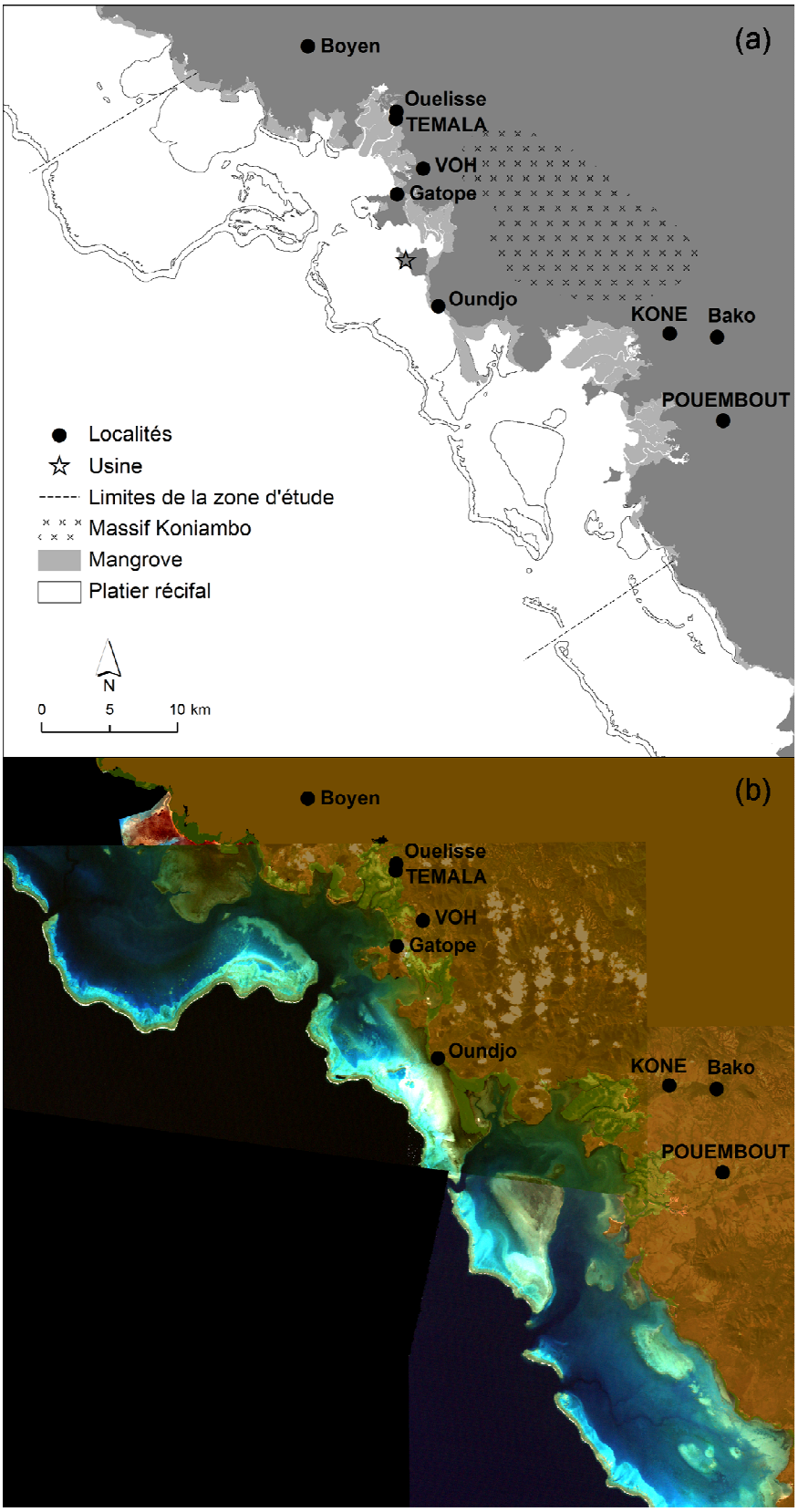


Figure 1.3 : (a) Aperçu de la zone de Voh-Koné-Pouembout (VKP), limites de la zone d'étude et présentation des éléments géographiques et géomorphologiques d'intérêt. (b) Aperçu de la zone VKP en image satellite composite. Les villages apparaissent en lettres majuscules et les tribus en lettres minuscules3

1.2.2. Contexte local et enjeux : origine des objectifs de la thèse

La Nouvelle-Calédonie est un territoire en pleine expansion économique, notamment en raison d'un fort potentiel minier (second exportateur mondial de minerai de nickel). L'exploitation du minerai de nickel y est présente depuis des décennies, mais l'amélioration des techniques d'extraction et de traitement du minerai a récemment ouvert des possibilités d'exploitation inenvisageables par le passé. Ainsi, la mise en exploitation de nouveaux gisements est en projet en plusieurs endroits de la Grande-Terre. Les activités minières ont un fort potentiel d'impact sur les environnements terrestres, côtiers et marins, *via* leur fonctionnement direct mais également *via* le développement économique et démographique qu'elles engendrent. La nécessité de suivre ces impacts pour mieux préserver les milieux naturels constitue donc un enjeu majeur, et le défi est double pour la Nouvelle-Calédonie : favoriser le développement économique de son territoire tout en préservant un patrimoine naturel unique, dont une partie a été incrite au Patrimoine Mondial de l'UNESCO en juillet 2008. L'un des principaux projets miniers concerne la mise en place d'un complexe d'exploitation et d'exportation du minerai de nickel dans la zone VKP, dont la situation apparaît ainsi particulièrement représentative des enjeux économiques et écologiques auxquels doit faire face la Nouvelle-Calédonie. Ce projet prévoit la mise en exploitation du massif du Koniambo mais également la construction d'une usine côtière de traitement du minerai de nickel, à laquelle sera associée une structure portuaire industrielle (Figure 1.3a).

Plusieurs conséquences environnementales liées à l'installation de ce complexe minier sur la zone VKP peuvent être envisagées. On peut distinguer des impacts directs, liés à l'activité minière et industrielle en elle-même, et des impacts indirects résultant du développement économique et humain de la zone en lien avec l'installation de ce nouveau pôle. Ces deux types d'impact soulèvent des problématiques de suivi, de gestion et de conservation distinctes, notamment en termes d'échelle spatiale.

Les impacts directs seront essentiellement liés à la phase de construction puis au fonctionnement de la mine et de l'usine côtière, qui engendreront des perturbations des milieux terrestres et marins environnants. Concernant les milieux marins, la mise en suspension de particules et de sédiments en lien avec le chantier côtier de construction de l'usine sera l'un des premiers impacts à survenir. En particulier, le dragage d'un chenal d'une cote de -13 m, pour le passage des navires minéraliers, est en cours depuis mi-2008 entre le site de la future usine et la passe la plus proche (passe de Duroc), correspondant approximativement à l'extraction de 10 millions de tonnes de sédiments en 16 mois de chantier. Bien que les précautions nécessaires aient été prises, le panache turbide engendré par ces travaux aura un impact direct sur les habitats récifo-lagonaires et les ressources qu'ils abritent. Dans une moindre mesure, un impact du même type est prévisible suite aux travaux côtiers de terrassement et de construction de l'usine. Sur une période de temps plus large, le fonctionnement de la mine devrait provoquer une augmentation du ruissellement et des apports terrigènes au niveau des

bassins versants concernés par l'exploitation du minerai. L'ensemble de ces impacts vont donc survenir dès le court terme (certains étant déjà en cours) et constituent une perturbation directe des communautés récifo-lagonaires proches. L'emprise spatiale exacte de cet impact ne sera pas discutée ici et doit prendre en compte des facteurs complexes (structure des bassins versants, courantologie lagonaire, etc.), toutefois elle devrait principalement concerner la partie nord de la zone.

Une autre catégorie d'impacts, qualifiés ici d'indirects, sera liée à l'augmentation démographique rapide que va induire la mise en place du pôle minier. Le projet en lui-même devrait créer plus d'un millier d'emplois mais ce sont probablement les activités connexes reliées à cette arrivée de main d'œuvre (commerces, services, travaux d'urbanisation…) qui devraient contribuer le plus à l'augmentation démographique de la zone. Actuellement faible, la population locale serait amenée à doubler d'ici 2015, et à tripler d'ici 2020 (Province Nord, SDAU 2007). Cette augmentation démographique et urbaine, dans une zone initialement rurale, devrait avoir de nombreuses conséquences environnementales. La pêche représente une activité prépondérante pour les populations côtières de Nouvelle-Calédonie (tant pour de la plaisance qu'en tant que source de nourriture ou de revenus à part entière). Il est donc notamment attendu que l'augmentation démographique et les changements socio-économiques associés entrainent des modifications significatives des activités de pêche sur la zone et une probable intensification de la pression d'exploitation. Cet impact indirect de la mine s'inscrit dans une échelle d'espace différente des impacts directs évoqués précédemment : les effets d'une modification ou d'une augmentation de la pression de pêche sur les ressources halieutiques devraient émerger et évoluer plus progressivement, et s'étendre à la zone VKP dans son ensemble.

Dans un tel contexte, il apparaît crucial d'étudier et de comprendre les effets potentiels de ces deux types d'impact (directs et indirects) sur les ressources marines de la zone VKP afin de pouvoir faire face aux enjeux de suivi et de gestion qu'ils soulèvent. La nature différente de ces impacts, tant dans leurs effets potentiels sur les ressources que dans leur emprise spatio-temporelle, nécessite de les étudier de manière séparée en vue de pouvoir dissocier leurs conséquences écologiques. L'attribution de dégradations ou de modifications des écosystèmes locaux à l'un ou l'autre de ces impacts ne sera en effet possible que si l'ensemble des sources de perturbations potentielles sont connues. Les méthodes à mettre en œuvre, la nature et la sensibilité des analyses nécessaires à leur étude et leur suivi futur devront donc être envisagées de manière distincte. Dans le présent travail de thèse, nous nous intéresserons exclusivement aux conséquences indirectes du projet minier en devenir, et notamment aux enjeux soulevés par l'accroissement attendu de la pression de pêche. Les données utilisées pour aborder la pêche et ses effets écologiques ont été collectées avant l'occurrence des autres grands impacts attendus de la mine (i.e. impacts directs, ayant débuté mi-2008), permettant d'étudier cette perturbation de manière isolée et spécifique.

Les perspectives de changements et d'intensification des pratiques de pêche soulèvent des enjeux cruciaux en termes de gestion des ressources marines locales et de conservation des

écosystèmes exploités. Dans cette zone rurale, peu de données sont disponibles et peu d'études ont porté sur ses écosystèmes récifo-lagonaires de manière spécifique. En particulier, il n'existe pas de donnée historique concernant les peuplements biologiques exploités et leurs niveaux d'exploitation, à l'instar de nombreuses régions du Pacifique insulaire confrontées à des enjeux similaires (voir partie 1.1.3.). Ces enjeux de suivi et de gestion, ainsi que la nécessité préalable d'étudier les ressources exploitées et leurs usages, sont à l'origine des objectifs de ce travail de thèse qui se focalisera sur les ressources ichtyologiques récifo-lagonaires de la zone VKP.

1.3. Objectifs de la thèse

La première partie de l'introduction a évoqué le manque structurel de données concernant à la fois les caractéristiques des peuplements ichtyologiques *in situ* en milieu récifal et la pression de pêche exercée sur ces ressources, notamment dans le Pacifique insulaire. Elle a également évoqué la difficulté d'étudier les effets écologiques de la pêche dans un tel contexte, et donc de mener des réflexions approfondies sur des indicateurs potentiels de ces effets, ce qui entrave la mise en place de suivis et de mesures de gestion appropriées. Ces obstacles se rencontrent sur la zone VKP et les défis locaux posés par le développement démographique local à court terme nécessitent de les surmonter. La connaissance et la compréhension des caractéristiques des milieux considérés et des modalités de leur exploitation constituent notamment un pré-requis indispensable à leur étude et à leur suivi. En particulier, la pression de pêche exercée sur les ressources récifales est restée peu étudiée en Nouvelle-Calédonie. Quelques études ont spécifiquement porté sur la pression de pêche en Province Nord (Labrosse et al. 2000, Letourneur et al. 2000) ou sur des aspects socio-économiques des pêches (Virly 2000a, 2000b, Poignonec 2006). Toutefois ces résultats généraux ne sont pas focalisés sur la zone VKP et ne fournissent pas d'informations suffisantes pour nourrir une réflexion sur le devenir des ressources locales en cas d'augmentation de la pêche. De même, en vue d'étudier les effets écologiques de la pêche sur les ressources ichtyologiques locales, aucune donnée quantitative détaillée n'était disponible sur les peuplements de la zone VKP. Dans un tel contexte, la caractérisation initiale de ces ressources et de leur exploitation s'avère donc essentielle, tant pour fournir un « point zéro » de ces ressources que pour permettre la mise en place de suivis ou de mesures de gestion adaptées. En réponse directe à ces problèmes de manque de données et aux enjeux qui y sont liés, les deux premiers axes de ce travail consisteront à caractériser les niveaux d'exploitation par la pêche auxquels sont soumis les peuplements ichtyologiques de la zone VKP, puis à déterminer les principales caractéristiques écologiques de ces peuplements (Figure 1.4).

Le chapitre 2, qui suit l'introduction, se penchera sur la pression de pêche, en répondant aux questions suivantes : **Quelles sont les caractéristiques des activités de pêche dans la zone VKP et**

quels enjeux soulèvent-elles face à l'augmentation démographique attendue ? Quels sont les niveaux actuels d'exploitation et comment va évoluer la pression de pêche dans les années à venir ? Cette partie utilisera des données d'enquête de pêche récoltées pendant la durée de la thèse. Les résultats présentés permettront de discuter les principaux enjeux de gestion dans une perspective d'augmentation démographique. Ils fourniront également les données quantitatives nécessaires à l'étude des effets de la pêche sur les peuplements et à la recherche d'indicateurs potentiels de ces effets.

Le chapitre 3 s'intéressera aux peuplements ichtyologiques *in situ*, à travers les questions suivantes : **Quelles sont les caractéristiques écologiques des peuplements ichtyologiques récifaux dans la zone VKP, comment se structure leur variabilité spatio-temporelle à différentes échelles ?** Ce travail utilisera des données de comptage en plongée collectées entre 2002 et 2004, et complétées en 2006 et 2007 par de nouvelles acquisitions de données dans le cadre de cette thèse. Quelques études préliminaires ont porté sur le premier jeu de données (2002 à 2004) récolté par comptage visuel en plongée (Underwater visual census, UVC) (Kulbicki et al. 2004, Guillemot 2005). L'objectif est donc ici de compléter ces données, afin d'obtenir une série temporelle plus étendue, et de dépasser une approche descriptive afin d'analyser de manière approfondie les peuplements ichtyologiques en regard d'une problématique d'exploitation par la pêche. Comme évoqué plus tôt dans l'introduction, la prise en compte de la variabilité spatiale (à plusieurs échelles) et temporelle (interannuelle) constitue une étape indispensable à l'étude rigoureuse de perturbations anthropiques, en vue de pouvoir dissocier les variations naturelles des peuplements de celles induites par un impact humain. Cette partie se focalisera donc essentiellement sur la variabilité spatio-temporelle des peuplements étudiés et sur la compréhension des principaux facteurs structurant cette variabilité dans la zone VKP.

Dans le chapitre 4, les informations issues des deux points précédents seront utilisées conjointement en vue d'examiner les effets écologiques de la pêche sur les peuplements considérés et de discuter d'indicateurs potentiels de ces effets (Figure 1.4). Cet aspect du travail répondra donc aux questions suivantes : **Quels sont les effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques récifaux et comment détecter ces effets ? Quels indicateurs potentiels de l'impact par la pêche peut-on en déduire ?** En superposant les résultats des deux parties précédentes, ce chapitre analysera la réponse de variables décrivant les peuplements ichtyologiques mesurées par UVC à la pression de pêche issue des enquêtes menées en première partie. Ce couplage entre effort de pêche et état des peuplements suit la méthode de mise en relation des pressions et de leurs impacts (Driver Pressure State Impact Response, DPSIR, Borja et al. 2006) recommandée pour le suivi des effets écologiques dans les milieux sous pressions anthropiques.

Dans le chapitre 5, l'ensemble des informations apportées par les trois précédents axes de travail sera mis à profit afin de mener une réflexion sur le suivi à long terme des ressources ichtyologiques exploitées dans la zone VKP. Ce dernier chapitre correspondra donc aux questions suivantes : **Comment les résultats acquis dans les parties précédentes permettent-ils de réfléchir à un suivi à long terme des ressources en poissons récifo-lagonaires sous impact de la pêche dans la zone VKP ? Quelles recommandations concernant les modalités opérationnelles d'un tel suivi et l'utilisation d'indicateurs des effets de la pêche peut-on dégager de ces résultats ?** En proposant une prolongation appliquée et opérationnelle des résultats scientifiques présentés dans les trois chapitres précédents, ce dernier chapitre s'adresse donc tant aux scientifiques qu'aux gestionnaires, en vue de la mise en place effective d'un suivi des ressources halieutiques récifales dans la zone VKP. Ce chapitre proposera donc des pistes de mise en œuvre pour ce type de suivi, concernant successivement : la nécessité d'un suivi futur des activités de pêche, la mise en application des indicateurs identifiés, l'optimisation de l'échantillonnage par UVC en lien avec les objectifs de suivi et les intérêts potentiels de compléter un suivi par UVC par des techniques d'observation complémentaires (méthodes vidéo) (Figure 1.4).

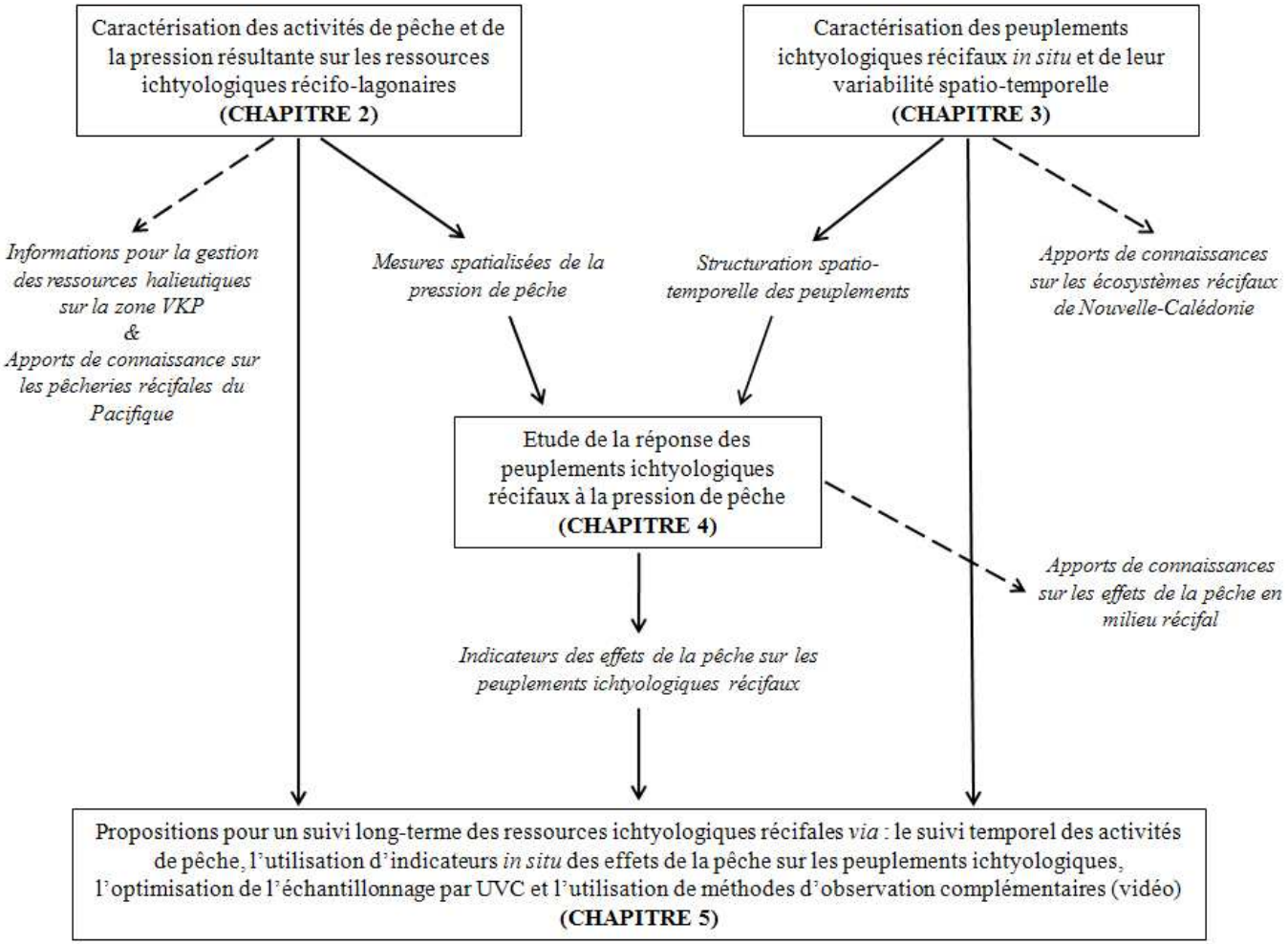


Figure 1.4 : Démarche de la thèse : objectifs, structure et étapes.

CHAPITRE 2

CHAPITRE 2

Exploitation des ressources ichtyologiques récifo-lagonaires sur la zone VKP : caractérisation, spatialisation et enjeux

Ce chapitre, fondé sur des enquêtes de pêche effectuées de septembre à novembre 2007 (les questionnaires utilisés sont présentés en Annexe A), avait pour objectif de caractériser les pêcheries récifales de poissons sur la zone d'étude et de décrire la pression de pêche en résultant. Outre la formulation d'enjeux locaux et de perspectives pour la gestion des ressources en poissons récifo-lagonaires sur la zone VKP, l'article 1 fournit la méthode et les principaux résultats concernant la quantification et la spatialisation de la pression de pêche exercée sur ces ressources. Il permet également d'appréhender l'évolution de la pression de pêche attendue du fait de la croissance démographique locale consécutive au projet minier.

Ces informations, complétées par une série de cartes supplémentaires présentées à la suite de l'article (et détaillées en Annexe B), seront primordiales pour la suite de la démarche de la thèse. Elles fournissent en effet les mesures de pression de pêche utilisées dans l'étude des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques récifaux et dans la recherche d'indicateurs potentiels de ces effets (chapitres 4 et 5).

2.1. Article 1. Caractérisation et gestion des pêches informelles confrontées à des changements socio-économiques en Nouvelle-Calédonie (Pacifique Sud)

Résumé de l'article 1 :

Sur la côte nord-ouest de Nouvelle-Calédonie, la mise en place d'un complexe minier majeur devrait rapidement engendrer des changements socio-économiques importants, se répercutant sur les pratiques des pêches et leur impact sur les ressources marines. Des enquêtes auprès des pêcheurs ont été effectuées en 2007 afin d'estimer la production, les rendements et l'effort de pêche dans cette zone, de décrire leur répartition spatiale et de définir une typologie des activités de pêche informelles (i.e. incluant la plaisance, la subsistance et les activités à but de commercialisation). Ces résultats ont permis de discuter les scénarios possibles d'évolution de l'exploitation des poissons récifo-lagonaires dans un contexte d'augmentation démographique et de changements socio-économiques rapides. Les pêcheries récifales locales correspondent essentiellement à des activités informelles : 312 bateaux de pêche actifs ont été recensés, leur production atteignant 169 t/an, tandis que la production des pêcheurs

professionnels représente seulement 25 t/an et 4 bateaux. Les pratiques et les rendements de pêche sont apparus très diversifiés et liés à des facteurs sociaux, culturels et économiques. Les pêcheurs mélanésiens sont principalement associés à une pêche de subsistance et, dans certains cas, à des activités à but commercial (commercialisation informelle). Ceci engendre des pratiques visant à optimiser le profit, une production importante, et l'utilisation d'engins de pêche efficaces (filets). Les pêcheurs résidant dans les villages multiculturels sont essentiellement des plaisanciers, caractérisés par de faibles rendements et l'usage d'engins moins efficaces (fusil sous-marin, ligne à main). Les territoires de pêche sont structurés spatialement selon ces pratiques et leurs zones de prédilection respectives. Les principales familles pêchées sont les Lethrinidae, les Acanthuridae et les Mugilidae, ces derniers étant surtout exploités par les Mélanésiens. La pression de pêche moyenne sur la zone (0,26 t/km²/an) est faible par comparaison avec d'autres pays du Pacifique. Toutefois, sa distribution spatiale a montré que si certaines zones sont faiblement exploitées, d'autres sont proches des niveaux maximaux d'exploitation recommandés pour ces milieux. Les résultats ont montré que l'augmentation attendue de la demande en poissons pourrait conduire à des niveaux d'exploitation non-durables dans ces dernières zones. L'augmentation de la flottille de pêche plaisancière pourrait également engendrer une pression supplémentaire ainsi que des dégradations directs des milieux récifaux. D'un point de vue social, le rapide développement économique de cette zone est enclin à perturber l'actuelle organisation informelle des pêcheries et à initier des conflits concernant l'usage de l'espace lagonaire et de ses ressources. De telles perspectives appellent des mesures de gestion. Ce cas d'étude fournit de nouveaux éléments de compréhension sur la structure des pêcheries informelles dans les territoires insulaires du Pacifique et sur leurs possibles évolutions lorsqu'elles sont confrontées à des changements socio-économiques.

Article 1

Fisheries Research 98: 51-61.

Characterization and management of informal fisheries confronted with socio-economic changes in New Caledonia (South Pacific)

Nicolas Guillemot [1, 2, *], Marc Léopold [1], Marion Cuif [2], Pascale Chabanet [3]

[1] *IRD (Institut de Recherche pour le Développement), UR-CoRéUs, BP A5, 98 848 Noumea, New Caledonia*
[2] *Université Européenne de Bretagne, UMR 985 Agrocampus OUEST, INRA «Ecologie et Santé des Ecosystème», Ecologie halieutique, Agrocampus OUEST, 65 rue de St Brieuc, CS 84215, 35042 Rennes, France*
[3] *IRD (Institut de Recherche pour le Développement), UR-CoRéUs, BP 172, 97492 Ste Clotilde, La Réunion, France*
* Corresponding author: phone: +687 26 07 23; fax: +687 26 43 26; e-mail: nicolas.guillemot@ird.fr

Abstract

On the rural north-west coast of New Caledonia, the settlement of a major mining complex is expected to cause rapid and important socio-economic changes, resulting in significant effects on local fishing practices and their impact on resources. Fisher interviews were conducted in 2007 in this area to estimate fish catches, fishing yields and effort, to define a typology of informal fishing activities (including recreational, subsistence and benefit-aimed fishing), and to describe their spatial distribution. These results allowed the discussion of possible scenarios concerning the evolution of reef fish exploitation in a context of fast growing population and socio-economic changes. Local reef fisheries were essentially conducted through informal activities: 312 active boats were recorded and their catches reached 169 t/year whereas catches by professional fishers represented only 25 t/year with 4 boats. Practices and fishing yields were very diverse and linked to social, cultural and economic factors. Indigenous (Melanesian) fishers were mainly associated with subsistence and in some cases benefit-aimed activities (with informal commercialization), resulting in cost-benefit practices, important catches and the use of productive gears (gillnets). The fishers living in multi-cultural villages were mostly recreational, characterized by low yields and the use of less effective gears (spear gun, hand line). Fishing grounds were spatially structured according to these modern and traditional practices and their respective target biotopes. The main target families of reef fish were Lethrinidae, Acanthuridae and Mugilidae, the latter being mostly exploited by Melanesian fishers. The overall fishing pressure in the area (0.26 t/km²/year) was low compared to other countries in the Pacific. However, its spatial distribution showed that some areas were lightly exploited whereas others were close to overfishing. Results showed that the expected rise in fish demand may lead to unsustainable exploitation levels in the latter zones. The increase in the recreational fishing fleet may also result in additional fishing pressure as well as reef degradations. From a social point of view, the fast economic development of the area is likely to disturb the present informal organization of fisheries and to initiate conflicts over the use of space and resources. Such perspectives call for urgent management measures.

This case study therefore provided insights into the complex structure of informal fisheries in insular territories in the Pacific and their possible evolution when confronted with socio-economic changes.

Keywords: Small-scale fisheries, reef fish, socio-economic changes, informal fishers, South Pacific.

1. Introduction

For many insular populations in the Pacific region, coral reefs represent a direct source of food, leisure and income (Moberg & Folke 1999), but related small-scale fisheries are rarely integrated into institutional or commercial structured networks. Even if the inner rules that govern informal activities may vary from culture to culture (Lommitz 1988), informal fisheries can regroup any activity that is conducted without a license or outside any institutional framework. Informal fisheries thus encompass any kind of non-professional fishing, from recreational fishing (Cooke & Cowx 2004, Lewin et al. 2006, Meyer 2007, Zeller et al. 2008) to subsistence fishing (Dalzell et al. 1996, Kuster et al. 2005, Craig et al. 2008) or intensive benefit-aimed practices. These activities exist through a great variety of uses throughout the Pacific region, and are often tightly linked with local traditions, cultures and social networks (Ruddle 1998, Preston 2005). In some cases, the relation between people and resources is strengthened by customary marine tenures or traditional regulations (Adams 1998, Johannes 2002, Cinner 2007), which often have beneficial effects on the status of exploited resources (Cinner et al. 2006, McClanahan et al. 2006). This link between fishing and socio-cultural diversity makes these activities notably vulnerable to socio-economic changes (Aswani 2002, Cinner 2005).

The changes in small-scale and traditional fisheries and their ecological impacts on marine resources as a result of demographic and economic growth is a major issue in fisheries science (King & Adeel 2002, Hunt 2003, Cinner at al. 2009). Modern socio-economic transformations have proved to influence the ability of local communities to use traditional or customary management, possibly threatening the status of natural resources and resulting in emerging governance issues (Hviding 1998, Aswani 1999, McIntyre & Foale 2007). Levels of modernization or economic inequalities, distance to markets, population growth and dependence on marine resources were shown to be key factors of disturbance of traditionally managed resources (Cinner et al. 2007). More generally, the adaptation of rural or traditional fishers to the cash-based economy and the market demand highlighted the risks of jeopardizing a major source of income and food for the local populations, as well as the ecological integrity of the exploited ecosystems (Hviding 1998, King & Adeel 2002, Cinner et al. 2009). Such consequences have often been studied after modifications occurred, thus coping with already settled management issues or conflicts (Bellwood et al. 2004, Wilkinson et al. 2006). Yet, in a global context of demographic growth, comprehensive information is needed about informal fisheries to assess possible evolutions of marine resource exploitation and related impacts on socio-ecological systems.

Nevertheless, despite their strong contribution to marine fishing pressure in most Pacific islands (Dalzell 1996, Hunt 1999, Hunt 2003), informal reef fisheries have been poorly studied in regard to commercial and pelagic fisheries, and were generally underestimated because of data limitation (Polunin et al. 1996, Ruddle 1998, Preston 2005). Moreover, subsistence fisheries and recreational fisheries have frequently been studied separately in coastal environments although fishing grounds and target species may overlap (Kulbicki et al. 2000, Williams et al. 2008), making sectorial approaches unable to address entangled local management issues. Analyzing the structure and the functioning of the whole informal sector of fisheries would therefore be more appropriate in order to define management options and cope with the effect of major socio-economic changes.

The present work deals with such issues in a rural area of the north-west coast of New Caledonia, where an industrial mining project for nickel exploitation is currently being initiated. The oncoming economic development in this area is expected to result in new employment opportunities and a 100% increase in population density and urbanization in the next decade. First, this paper is aimed at characterizing the present structure of informal fisheries in this area, which is an important pre-requisite for discussing the possible consequences of socio-economic changes. Second, it is aimed at quantifying the resulting reef fish exploitation in order to identify possible risks of unsustainable exploitation in link with the observed complexity of local fisheries. To achieve these goals, fisher interviews were used to estimate fishing yields, efforts and catches (with spatially explicit representations), and to conduct a typology of informal fishers in this area. Finally, in order to examine whether the expected socio-economic changes would disturb local informal fisheries and in order to highlight key management issues, possible rises in fresh fish demand and in fishing pressure in the coming years were estimated.

2. Materials and methods

2.1. Study site

New Caledonia is a highly multi-cultural island, which results in a great variety of uses and fishing practices in its lagoonal area. Apart from Noumea (capital city), where recreational fishing is predominant, rural areas show entangled cultures and complex fishing habits, defined simultaneously by Melanesian, Polynesian and European lifestyles (Leblic 1999). The geographical settlements of these different communities, the local geomorphology and the diversity of reef fish resources (Kulbicki et al. 2000, Letourneur et al. 2000) have a strong influence on the structure of fisheries and their impact on resources. The study site was located on the northwest coast of the country (Figure 1). The area was lightly populated: 9600 inhabitants were distributed across four multi-cultural and occidental-patterned villages (87%) and five Melanesian indigenous tribes (13%). Economic activities

were dominated by agriculture, fishing and mine-related employment in the latter residential localities, whereas the tertiary sector was the most developed in Koné and Pouembout villages. The development of a metal-processing plant had recently boosted the urbanization in the surroundings of these two main localities, where about 6400 newcomers are expected to settle by 2015.

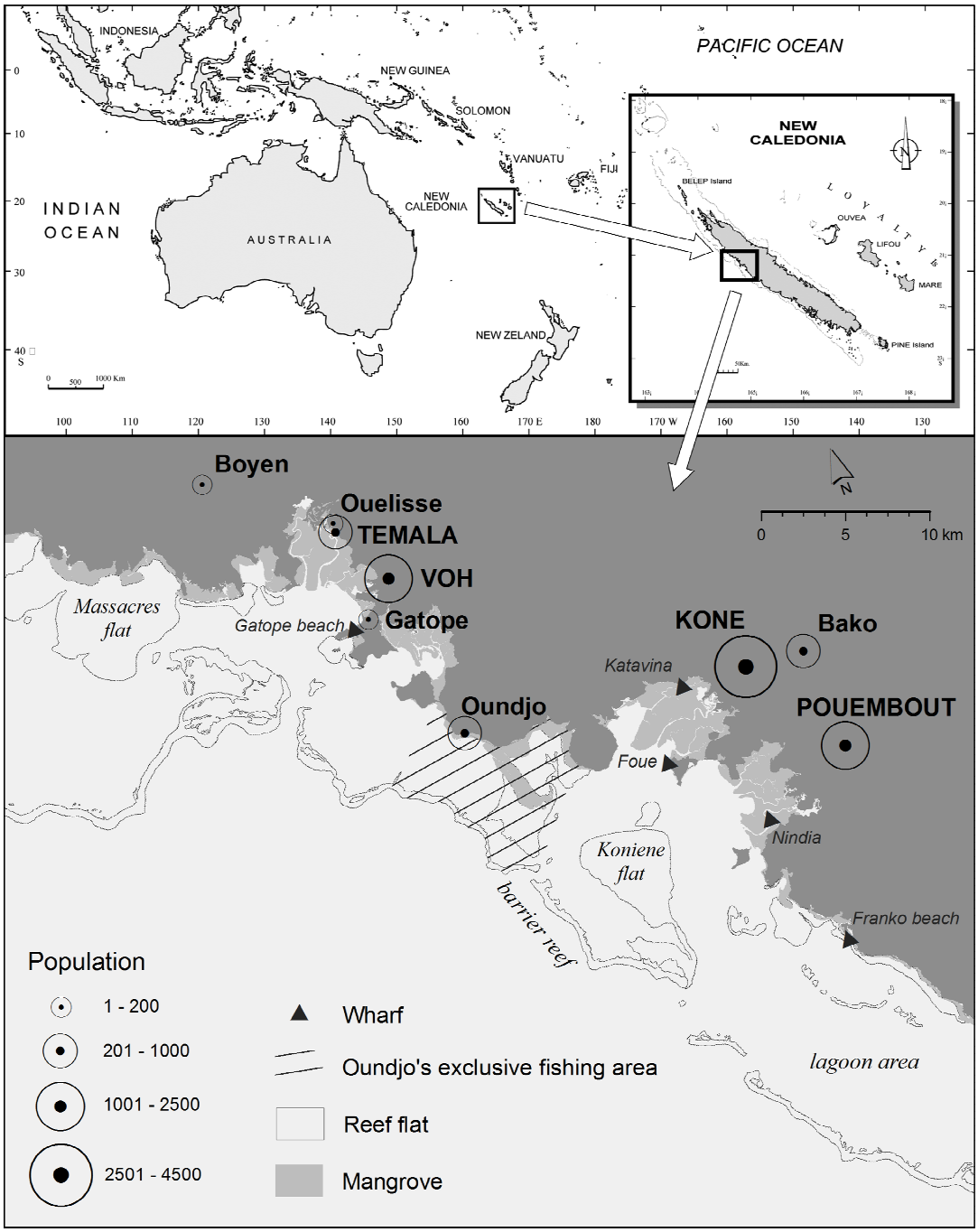


Figure 1: Overview of the study area. The main reef flats and mangroves are represented. Villages: capital letters; tribes: lower-case letters.

The 756 km² lagoon of the study area was delimited by an 83 km² mangrove and a 100 km barrier reef, located between 2.9 and 9.7 km from the shoreline (Figure 1). New Caledonian institutions give public open access to the whole maritime zone but Melanesian customary claims have vigorously enforced a 61 km² exclusive fishing area in Oundjo tribe's surrounding waters (Figure 1). In Melanesia, customary claims and marine tenures have often been associated with specific management plans and traditional fishing practices (e.g. periodic closures) (Cinner 2007, Léopold et al. in press). However no customary rules were noticed in Oundjo's exclusive maritime area: the only consequence of this territorial claim on fishing activities was that outside fishers from neighbouring tribes and villagers were not allowed to enter this zone. The rest of the study area was open to all, including fishers from Oundjo.

There was neither a marina nor a permanent mooring site in the study area, thus all boats had to be put in and taken out of water at one of the five public wharves for every trip (Figure 1). The local fishing fleet was therefore composed of small to medium-size boats. Four professional fishers had been targeting reef fish in the survey area and exporting their catches to Noumea in the Southern Province. No legal fish market existed in the study area or its surroundings. Consequently the fresh fish commercialization network was not structured but relied on direct and parallel sales.

2.2. Sampling methods

Data were collected through interviews with local fishers using oriented questionnaires (Pollock et al. 1994). Outboard powered and unpowered boats were selected as the statistical units, because they were very likely to be linked to the most productive practices and the main part of the catches, as in other sites in New Caledonia (Léopold et al. 2004). Owners of such small fishing boats were part of most fishing trips and accurately aware of the fishing activities conducted with their boats. Thus only boat owners were surveyed to eliminate the risk of multiple counting of catches and effort data as fishing trips usually involved several people simultaneously. The sampling was stratified geographically: (1) boat owners from the four villages were sampled daily and randomly at each of the five public wharves during the three-month period between September and November 2007; (2) boat owners from the five tribes were almost exhaustively sampled at their home during the same period due to their low numbers in the study area. Information was collected on boat characteristics (length, year of registration) and the fishing activity of the boat in the year 2007 was described (average catches in kg per fishing trip, by target species and by gear; average number of fishing trips per month; detailed fishing areas by species and by gear using Landsat7 pictures at 1/130 000 scale; sale rate of catches). To address possible bias due to seasonal variations of fishing activities, fishers were asked to describe their practices on a monthly basis during interviews. Data were then aggregated to provide yearly estimates.

2.3. Quantification of fishing activities

Boats were exhaustively and directly counted in the five tribes. Such a visual process could not be conducted in the four villages: the number of active boats was then estimated using the registration archives of the New Caledonia Marine Registration Office, which have recorded 645 boats since 1959 in the survey area. The effective size of the fleet in 2007 was smaller than the records indicated due to boats being destroyed over time. Therefore, these historical data had to be corrected using the interview results. Five four-year periods were defined between 1988 and 2007 and a sixth period grouped all the previous registration records. The number of active boats per village was then calculated using three length classes (≤4 m; 4-5 m; >5 m) and considering two hypotheses: (1) 100% of the boats registered since 2004 were still active in 2007; (2) the fishing effort of a given active boat in 2007 did not depend on its registration period. The sampling rate of boats at the wharves was thus only a function of their activity, whatever their age may be. Hypotheses (1) and (2) were validated with the sample data. The activity rate of boats was calculated for each stratum "registration period × length-class" considering all the villages (1). It was then used to calculate the number of active boats per village, from its respective number of registered boats (2).

$$R_{L,t} = \left(\frac{n_{L,t}}{N'_{L,t,.}}\right) \times \left(\frac{N'_{L,2004-2007}}{n_{L,2004-2007}}\right) \quad (1)$$

Then, $$N_{L,v} = \sum_{t=1}^{6} N'_{L,t,v} \times R_{L,t} \quad (2)$$

where $R_{L,t}$ is the activity rate for boats of length-class L, registered during period t. It is assumed to be independent of the village considered. Hypothesis (1) gave $R_{L,\ 2004\text{-}2007}$=1.

$N'_{L,t,v}$ is the number of registered boats of length-class L, registered during period t, in village v.

$N'_{L,t,.}$ is the number of registered boats of length-class L, registered during period t, for all villages.

$n_{L,t}$ is the number of sampled boats of length-class L, registered during period t.

$N_{L,v}$ is the number of active boats of length-class L, in village v.

Catch values per sampled boat were calculated from the effort and yield values resulting from interview data (3).

$$C_{L,v,i} = F_{L,v,i} \times Y_{L,v,i} \quad (3)$$

where $C_{L,v,i}$ are the annual catches of boat i, from length-class L and village v.

$F_{L,v,i}$ is the annual effort (number of fishing trips per year) of boat i, from length-class L and village v.

$Y_{L,v,i}$ is the annual yield (catches per fishing trip) of boat i, from length-class L and village v.

Mean fishing effort, yield and catches in the sample were calculated using an *a posteriori* stratification "locality × length-class", and extrapolated using the $N_{L,v}$ values for these strata. Note that we assumed that discards of undesirable species or spoiled fish by fishers were very low. This assumption was based on previous observations of local practices that showed that gillnets were usually soaked for short periods of time and that most of the catches belonged to edible species. Extrapolated mean and total fishing efforts, yields and catches of the whole informal sector were then estimated using statistical inference formulas for a two-way stratification, along with respective variance and confidence intervals (Bryant et al. 1960). All the extrapolated results were detailed by target fish families, fishing gear and sale rate of catches.

Observations of boat activity were processed through a multiple correspondence analysis (SPAD® Software) of six active and three illustrative qualitative or semi-quantitative variables (Escoffier & Pagès 1998) (Table 1). A typology of fishing boats was built using a hierarchical classification which minimized intra-cluster variance (Ward 1963). This typology was used to characterize different uses of reef fish resources, thus discriminating various types of fishers according to their fishing habits and socio-economic background (Pelletier & Ferraris 2000).

Table 1: List of the variables and modalities used in the multiple correspondence analysis and the hierarchical classification of fishing activities in the study area.

	Variables	Number of modalities	Detailed modalities
Active variables	Boat length (m)	3	<4; 4-5; >5
	Main fishing area	3	Lagoon/mangrove only, lagoon/mangrove and barrier reef, barrier reef only
	Annual fishing effort (number of fishing trips)	3	<12; 12-24; >24
	Fishing yield (kg/fishing trip)	3	<10; 10-25; >25
	Annual catch (kg)	3	<200; 200-700; >700
	Main gear	4	Spear gun, gillnet, handline
Illustrative variables	Locality	9	Bako, Boyen, Gatope, Koné, Oundjo, Pouembout, Témala, Ouélisse, Voh
	Type of locality	2	Village, tribe
	Sale rate of catch	3	<10%; 10-50%; >50%

2.4. Spatial analysis of fishing data

Individual fisher maps and related information on catches were digitized in a geographical information system (ESRI ArcGIS®). The distance between the barycentre of each fishing zone and the wharf of departure was measured. It was assumed that the zones identified during interviews were spatially representative of the zones that were effectively visited by all fishers. For each fishing zone, the ratio between the local catches and the total catches observed in the respective "locality × boat

length-class" sampling stratum was calculated. This ratio (i.e. the proportion of the zone in the stratum in terms of annual catches) was then used to proportionally distribute the total estimated catches of the stratum between the different zones, thus providing extrapolated catch values for each fishing zone. These results were compiled and mapped using a grid of hexagonal pixels (Tirunelveli et al. 2002). Each pixel had a width of 500m (i.e. a surface of ~21.6 ha). This level of accuracy was based on the estimated accuracy while drawing fishing areas during interviews. In the process, the catch value of each fishing zone was attributed to respective pixels proportionally to the surface of the zone that intersected these pixels, in order to avoid overestimation. Finally catch values on each pixel were added to compile all individual maps.

3. Results

3.1. Fishing effort and catch data

A total of 146 interviews were fully useable for analyses. We estimated that 312 fishing boats were active in the area. According to these estimates, 47% of the total number of active boats was sampled (94% of the active boats in tribes and 37% in villages). The total catches of reef fish by informal fishers and total effort were estimated respectively at 169 t/year and 7720 trips/year in the area (Table 2). The mean yield, effort and catches per boat are given in Table 2.

Table 2: Annual mean (per boat) and total catches, efforts and yields for informal fisheries in the study area.

	Per boat			Fleet		
	Mean	SD[a]	CI[b]	Total	SD[a]	CI[b]
Catch (t/year)	0.70	*0.08*	*±0.16*	169	*4*	*±8*
Effort (number of fishing trips/year)	31	*3*	*±5*	7720	*240*	*±460*
Yield (kg/fishing trip/boat)	23	*2*	*±4*	-	-	-

[a] Standard deviation
[b] 95% confidence interval

The distribution of fishing boats between tribes and villages was very heterogeneous: 17% (52 boats) was owned by Melanesian fishers and 83% (260 boats) by fishers from villages (hereafter called rural fishers) (Figure 2a). However, the annual fishing effort reached 3150 trips/year in tribes (41% of the total effort) and 4570 trips/year in villages (59%). The total of annual catches was very variable between localities (Figure 2b). Large villages (Koné, Pouembout and Voh) showed medium to high levels of annual catches but paradoxically the major part of the catches was made in tribes (93 t *versus* 73 t in villages). This was mainly due to the Oundjo tribe, which represented respectively 58% and 33% of the catches for all tribes and for the whole area, and only 21% of the total fishing effort in the area. The distribution of the annual catches among reef fish families showed rather similar patterns

in tribes and villages. Lethrinidae was the most targeted fish family (42 t per year in the whole area), followed by Acanthuridae, Mugilidae, Scaridae, Serranidae and Siganidae (Figure 3). The main difference in the top-ranked target families came from Mugilidae, which were much more prized by Melanesian fishers than rural fishers (respectively 17 t/year and 4 t/year). Carangidae also showed higher levels of catches in tribes (6 t *versus* 1 t in villages). By comparison, four fishing licenses were delivered in 2007 for coral reef fish, and respective catches only reached 25 t. They were mainly composed of Mugilidae (83%), then Lethrinidae (4%), Acanthuridae (4%) and Scaridae (2%).

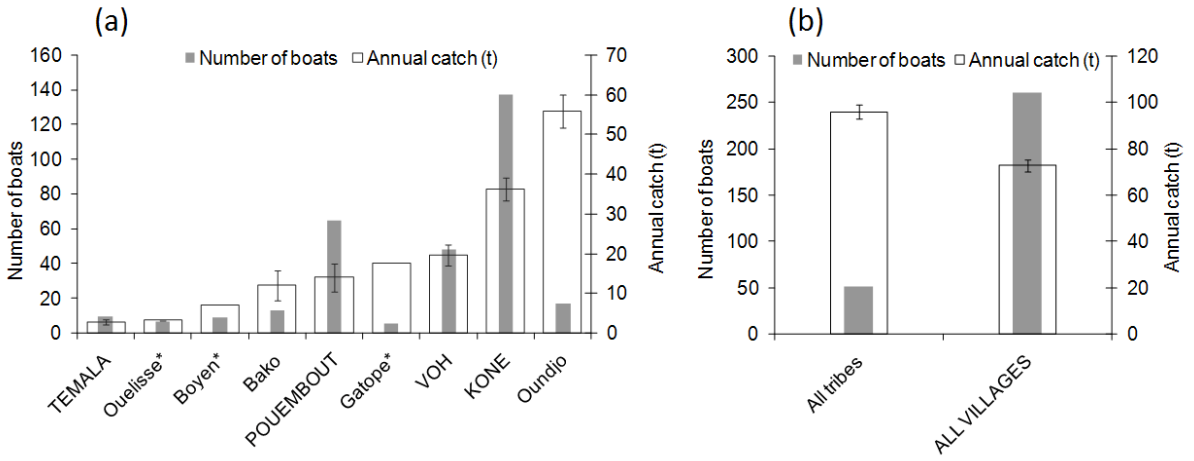


Figure 2: Annual catch (t), number of active fishing boats per locality (a) and type of locality (b). The error bars indicate 95% confidence intervals of catch estimates. Localities marked with a "*" were exhaustively sampled. Villages: capital letters; tribes: lower-case letters.

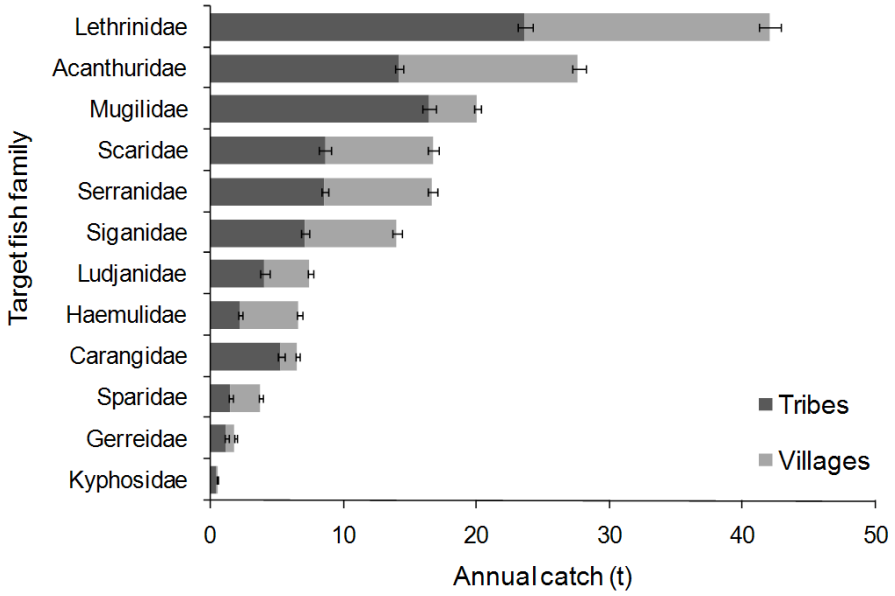


Figure 3: Total annual catch (t) for the main target families of reef fish, for tribes and villages. Confidence intervals (95%) for catch estimates are indicated.

3.2. Typology of fishing activities

The main factorial plane explained 31.1% of the variability between observation units. Axis 1 was mainly determined by “Annual catch” and “Fishing yield” (respectively 35.1% and 30.3% of the total inertia). In particular, it significantly discriminated tribes and villages. Axis 2 was mainly determined by “Annual fishing effort” and “Main gear” (respectively 29.3% and 17.4% of the total inertia). The “Boat length” and the intensity of fishing activities (i.e. “Annual catch”, “Fishing yield” and “Annual fishing effort”) formed two gradients of similar shapes but antagonist directions on the main plane (Figure 4a). The level of fish commercialization spread on another gradient. The directions of these three gradients suggested that the small boats made the highest catches (along with the highest fishing yields and effort), and were related to higher sale rates.

The Oundjo and Gatope tribes were associated with the highest values of catches, yield, effort and sale rates, thus being strongly discriminated from other localities by axis 2. According to the information from the interviews, the sold catches were commercialized locally outside any formal network. In general, these results markedly opposed villages and tribes, the latter being characterized by more intensive fishing activities and a shorter boat length. The distribution of “Main gear” also showed that rural fishers have a greater use of the hand line and spear gun than in tribes, where gillnet was the predominant gear. This was linked to the location of the main fishing areas close to the barrier reef and in the inner lagoon, respectively (Figure 4a). Three clusters of boat types and activities were defined (Figure 4b), showing that different patterns of informal fishing practices were coexisting in the study area (Figure 5).

The first cluster was significantly characterized by (1) high values of annual catches, effort and mean yield, (2) small boats and shore fishing (particularly in mangrove areas), (3) the use of highly effective but poorly selective gear (mainly gillnets), (4) income-generating practices and (5) tribal localities (80% of units, in particular in Oundjo and Gatope). The interviews highlighted that fishers from this category were likely to fish throughout the week. This rather intensive fishing practice required technical skills and a good knowledge of the local marine environment, and often aimed at maximizing trip productivity. This professional-like activity was actually driven by income and food needs, thus resulting in more intense exploitation than subsistence fishing alone.

On the contrary, the second cluster was typical of pure recreational fishing that preferably occurred during weekends and holidays rather than during regular weekdays. Of the boats in this group, 96% were registered in villages (mainly Koné and Pouembout). Practices were characterized by (1) low levels of annual catches, effort and mean yield, (2) large boats and reef fishing, (3) hand line and (4) no sale.

The third cluster grouped boats of the most rural villages (Voh and Temala) and inland tribes (Bako and Boyen). The mean size of boats (4.5 m) and trip frequency showed the same patterns as in cluster 2: effort was low (~20 trips/year) and was mainly distributed during non-working days.

However, annual catches, mean yield and spear gun use were slightly higher than in cluster 2. These were therefore interpreted as characteristics of both recreational and subsistence fishing.

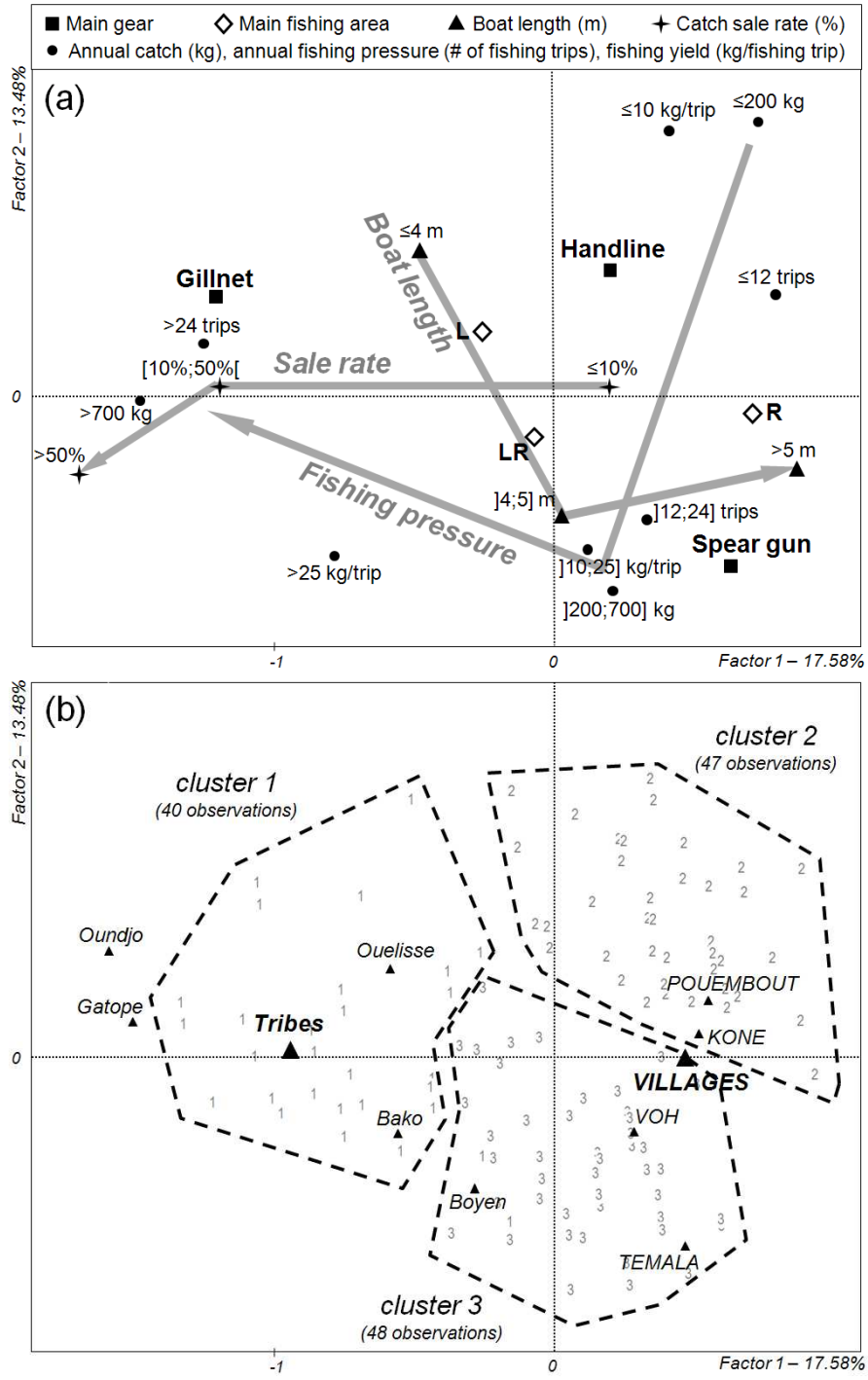


Figure 4: (a) Main factorial plane of the multiple correspondence analysis: projection of modalities for the active variables (see Table 1 for details) and for the illustrative variable "Sale rate of catch". Schematic gradients illustrate the distribution of modalities. Modalities for *Main fishing area*: "L": lagoon/mangrove only; "LR": lagoon/mangrove and barrier reef; "R": barrier reef only. (b) Projection of observations in the main factorial plane, and modalities for illustrative variables concerning localities. Schematic clusters from the hierarchical classification are represented. Villages: capital letters; tribes: lower-case letters.

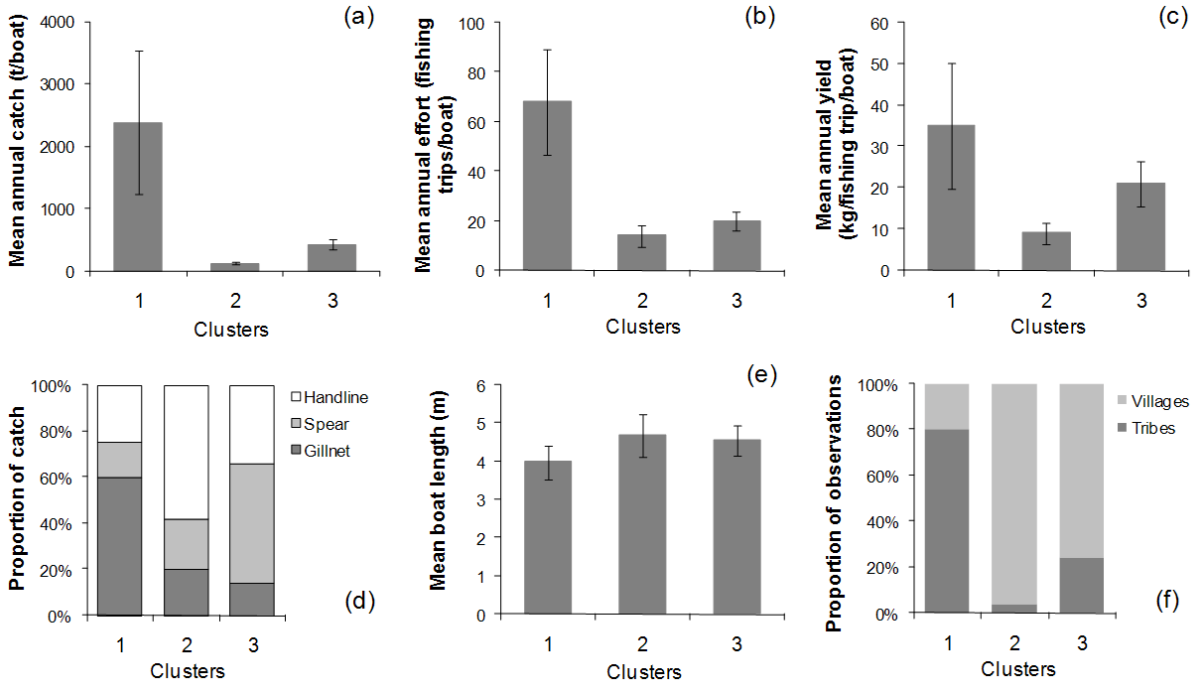


Figure 5: Characteristics of the three clusters (following multiple correspondence analysis, see Figure 4), regarding: (a) mean annual catch per boat; (b) mean annual fishing effort per boat; (c) mean annual yield per boat; (d) proportion of catch per type of gear; (e) mean boat length; (f) proportion of observations per type of locality (villages/tribes). The error bars represent standard deviation for the mean.

3.3. Spatial distribution of fishing grounds and catches

The mean distance covered during a fishing trip was measured from individual fisher maps. It was twice as high in villages (10.4 km, SD *7.4*) as in tribes (5.7 km, SD *3.8*). This was consistent with the results of the cluster analysis, which showed that rural fishers tended to visit areas further away (especially the barrier reef) than Melanesian fishers. The latter were more likely to visit fringing reefs, mangroves and the inner barrier reefs that were close to the shore (Figure 6). The location of fishing grounds showed a clear sectoring depending on the residence of fishers. Oundjo's exclusive fishing area was well respected by other fishers, thus separating the study area into two distinct zones that were exploited by boats coming from the southern and the northern localities, respectively. This geographical segregation resulted in a low overlap of fishing areas between the northern and southern zones.

Our catch estimates corresponded to a mean fishing pressure of 0.24 t/km²/year in the study area. However, fishing pressure was heterogeneously distributed, mostly focusing on reef flats and mangrove borders (Figure 7). The major part of the area was lightly fished with regard to the conservative 1 t/km²/year threshold for sustainable reef fisheries (Newton et al. 2007). However in ~3% (~21 km²) of fishing grounds, catches ranged between 1 and 5 t/km²/year, the latter value defining the reference threshold of unsustainable reef fisheries (Newton et al. 2007). This situation

mainly occurred (1) alongside the barrier back reef, the mangrove and the fringing reef areas inside Oundjo's exclusive fishing area and (2) alongside large estuarine mangrove areas located close to Voh and Koné villages.

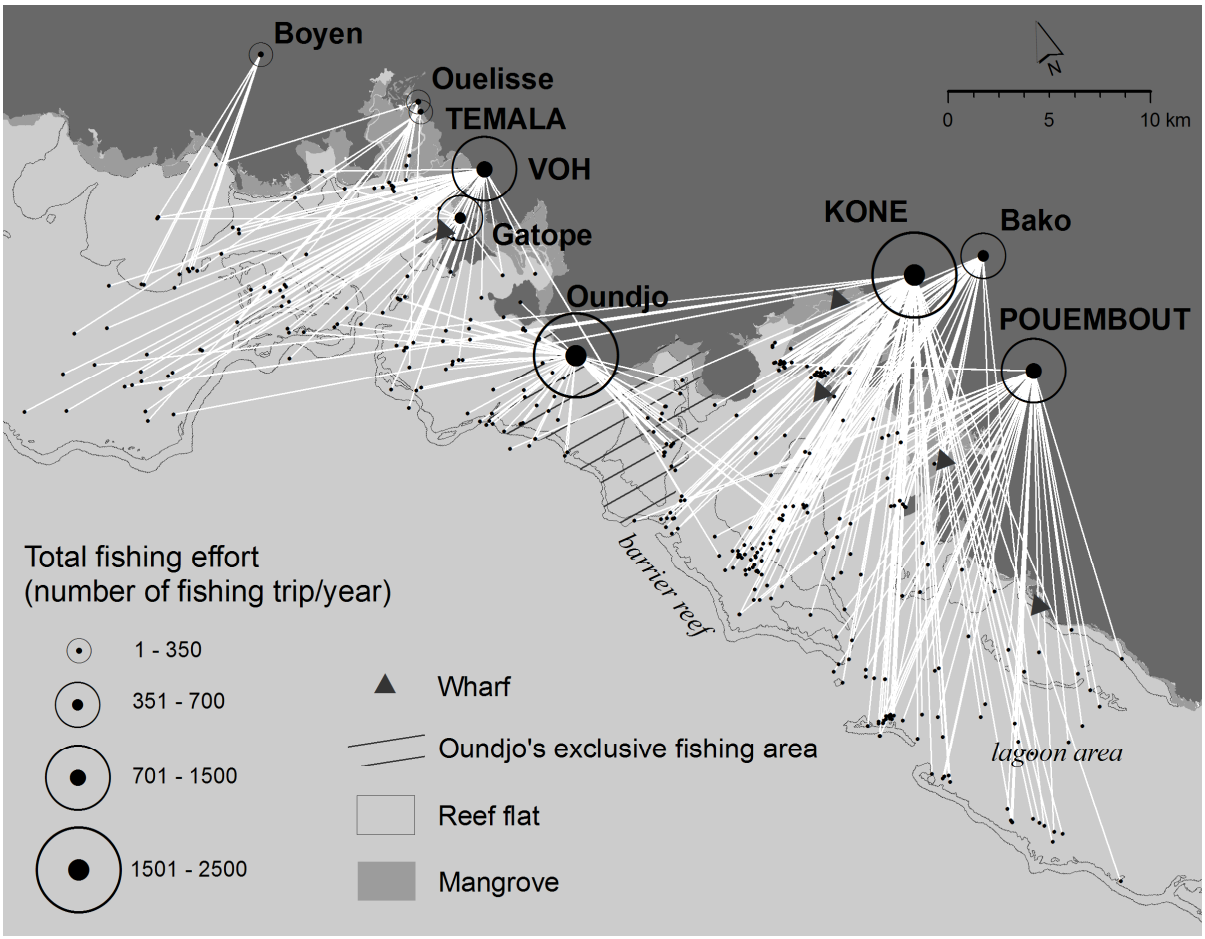


Figure 6: Annual fishing effort per locality, and spatial distribution of fishing grounds in relation to locality (from sample data). The white threads show the link between the barycentre of fishing areas and the locality inhabited by fishers. Villages: capital letters; tribes: lower-case letters.

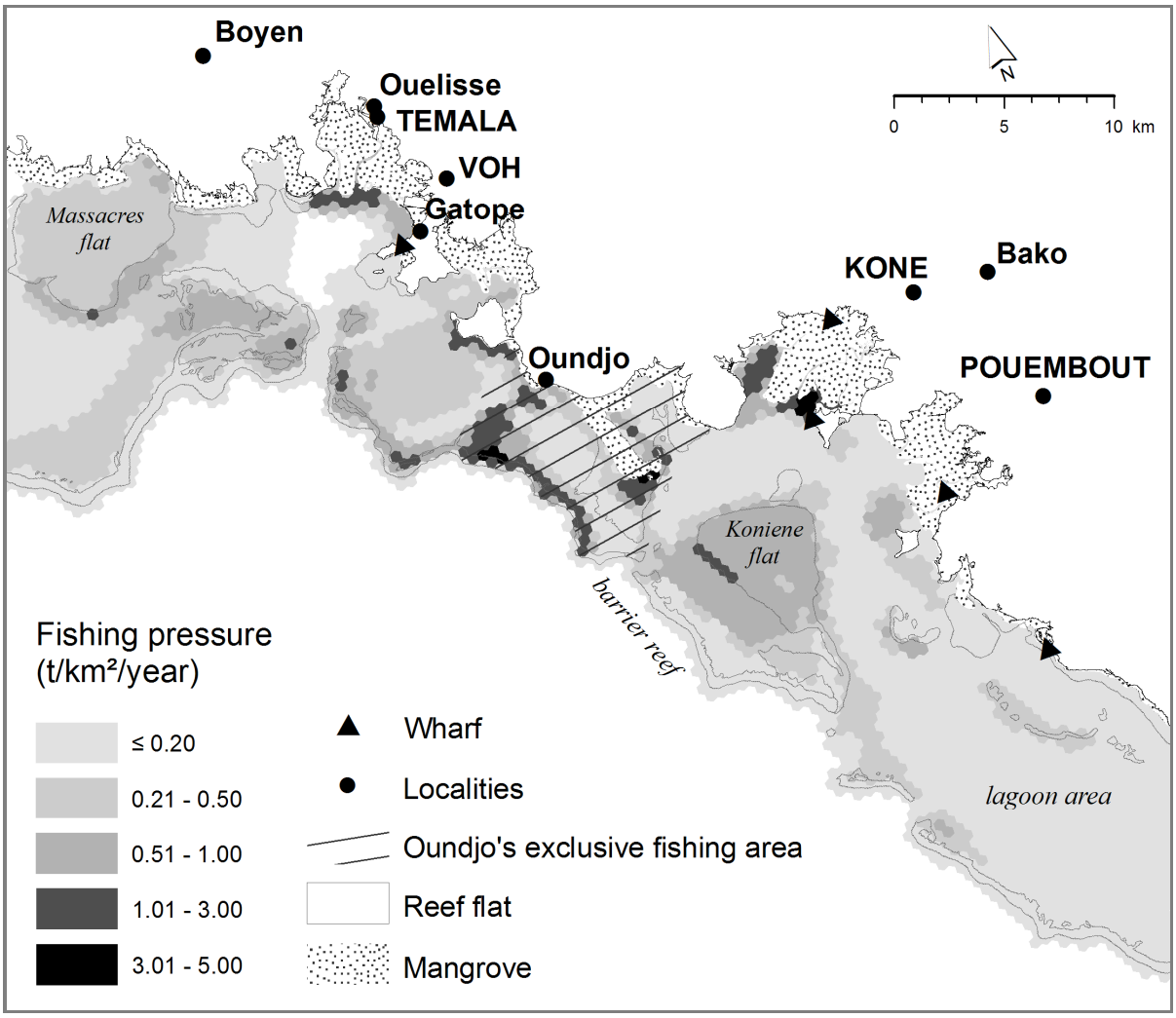


Figure 7: Spatial representation of fishing pressure (in t/km²/year) in 2007 in the study area. Shades of light gray indicate levels of fishing pressure lower than 1 t/km²/year, shades of dark gray indicate levels of fishing pressure above 1t/km²/year. Villages: capital letters; tribes: lower-case letters.

3.4. Projections of fish demand and fishing pressure

Oncoming changes in fresh fish demand were estimated from fishing data and expected demographic increase. The economic development of the study area is expected to create large employment opportunities for local people and thousands of newcomers. The population in Koné, Voh and Pouembout is expected to increase respectively by 3300 (+62%), 1900 (+76%) and 1200 (+74%) inhabitants toward 2015. Given the estimated informal catches (169 t/year) and the local population (9600 inhabitants) in 2007, the annual reef fish consumption was estimated as 18 kg/capita/year in the study area. This was consistent with previous data giving a slightly higher value at the national level (23 kg/capita/year) including outer-shelf pelagic species and imported fish (Labrosse et al., 2000). Given the expected 67% increase in the population and assuming a steady state of reef fish

consumption toward 2015, the local demand for fresh reef fish products would rise by approximately 110 t/year.

Newcomers are likely to settle in the main villages and join the recreational fishing sector given their expected socio-professional category. Assuming that the ratio of fishers inside villages remains constant over this period, our results suggested a 54% and a 13% increase in the number of recreational boats (+ 170) and catches (+ 22 t/year), respectively. Lethrinidae, Acanthuridae, Scaridae and Serranidae would probably be the main families sensitive to this rise in recreational fishing. Moreover, such a significant increase in the utilization of lagoon waters by recreational boats from Koné and Pouembout villages in the Southern area is likely to (1) raise territorial conflicts with Oundjo's fishers at the Southern border of their informal exclusive area, and (2) induce damage to the most visited reefs (mainly barrier reefs) through repetitive boat anchoring, trampling or snorkeling (Liddle & Kay 1987, Harriot et al. 1997, Backhurst & Cole 2000).

However, a significant 88 t/year of emerging demand for fresh fish would not be addressed directly by these newcomers. Two scenarios were thus considered.

The most pessimistic scenario for local fish resources would happen if the whole emerging demand were addressed locally, through the development of the informal and/or legal market. This would boost benefit-aimed activities of informal and professional fishers. In this case, the additional 110 t/year catches would represent a 65% increase with regard to the present 169 t/year. Such a trend would generate an additional fishing pressure of 0.15 t/km²/year yield at the scale of the whole study area, but is likely to affect the lagoon area heterogeneously. In particular, it may concentrate in the main present fishing grounds, namely the border of estuarine mangroves, reefs in Oundjo's exclusive area, Koniene flat and large sections of the barrier back (Figure 7).

The second scenario assumes that the emerging fish demand is not predominantly supplied locally. Indeed the socio-economic context in New Caledonia provided historical evidence of antagonist effects of the mining industry on commercial fishing activities (Conand 1987). The employment perspectives for low qualified workers turned the Melanesian fishers away from the exploitation of trochus and sea cucumbers during the nickel boom of the 1960s. Similar factors may make this scenario occur again on the Northwest coast of the country in the coming years. Part of the additional demand for fish may then be addressed through imports of fresh or frozen fish or meat products. Therefore the increase in fishing pressure in the study area would not be as high as in the first scenario, and the customary claim on Oundjo's lagoon area might then provide protection against outside recreational fishers on the long term.

4. Discussion

4.1. Informal fisheries: diversity of practices and risks of unsustainability

Our results support previous studies showing that exploitation levels of coastal marine resources by informal fishing (such as subsistence or recreational fishing) in Pacific islands often exceeded those by professional fishing (Dalzell et al. 1996, Hunt 2003, Schumann & Macinko 2007). The exploitation of commercially important species was indeed driven by informal fishers (87% of the annual catches) and about 22 t (13%) of their catches was estimated to be sold off in the local parallel market, which may compete with the catches by professional fishing (25t in 2007).

This study also emphasized the great diversity of practices and exploitation levels characterizing informal fisheries, as it was already reported in the Pacific (Ruddle 1998, Labrosse et al. 2006, Lunn & Dearden 2006). This complex structure was linked to the socio-cultural and economic background of fishers who have woven varying relationships with marine resources and the environment: the lagoon area appeared to be a source of income or complementary proteins, as well as the field of recreational and occasional uses. Similar observations were made at the scale of the Northern Province of New Caledonia using household consumption surveys (Labrosse et al. 2006). These authors found that factors such as the ethnic community and the geographical location partly explained consumption habits and thus fishing behaviours. In our case study, two tribes among the nine localities considered (Oundjo and Gatope, 5% of the total population) represented 57% (96 t/year) of the total annual catches. This was related to a few highly productive fishers whose catches were dedicated to both self-consumption and income. On the other hand, 83% of informal fishing boats were located in multi-cultural villages and were most often used for recreational purposes. This resulted in a high utilization of lagoon waters by recreational boats (62% of fishing trips), although they exerted a relatively low fishing pressure on resources.

The fishing pressure due to informal fisheries in the study area was estimated at 0.24 t/km²/year (0.26 t/km²/year when including catches by professional fishers). This was lower than the estimated fishing pressure on coral reef ecosystems in other Pacific countries (Table 3). However, it was 35% higher than the average fishing pressure in the lagoons of the whole Northern Province, although the catch composition for Melanesian fishers was similar (Labrosse et al. 2006). The stronger exploitation levels in our survey area may therefore result from the higher population density and a higher urbanization rate. Worldwide, fishing pressure on reefs ranges from 0.2 to 40 t/km²/year with a median of 3 t/km²/year and a maximum sustainable yield (MSY) estimated at about 5 t/km²/year (Newton et al. 2007). This generic reference value is likely to vary between regions depending on a range of factors that drive the fisheries productivity (e.g. island size, reef area, species richness). Indeed, Labrosse et al. (2000) estimated local MSYs for multi-specific reef fisheries in different sites in New Caledonia: they reached 4 t/km²/year and 2.77 t/km²/year in Voh and Koné sectors (including Oundjo)

respectively. These estimates were consistent with the previous thresholds (Newton et al., 2007) and suggested that the MSY in the study area probably ranged between 1 and 5 t/km²/year. We thus considered that such a range of fishing pressure would correspond to a risk of unsustainable fishing.

Table 3: Comparison of the fishing pressure on coral reef fish resources of several Pacific islands.

Country	Fishing pressure (t/km²/year)	Reference
New Caledonia		
Ouvea atoll	0.25	Léopold et al. 2004
Northern Province	0.17	Labrosse et al. 2006
Northwest coast	0.26	this study
Tonga Islands		
Lofanga	0.5 - 3	Kronen & Bender 2007
French Polynesia		
Tikehau atoll	0.3	Kronen et al. 2006
Fiji	0.3 - 10.2	Dalzell 1996
Niue	9.3	Dalzell 1996
Nauru	4.5	Dalzell 1996

At the scale of the whole study area, fishing pressure was far below conservative thresholds (0.26 t/km²/year), which would support the view that local fisheries have a significant development potential. However, its spatial distribution showed that some specific zones, totalling ~3% of the total extent of fishing grounds, were more heavily exploited and close to MSY thresholds. This provided evidence that over-exploitation may occur by pockets even at a small scale (here a few square kilometers), which is likely to be unnoticed when considering large scale estimates (Cinner & McClanahan 2006).

This heterogeneous spatial distribution of fishing pressure was driven by the diversity of fishing practices existing in the area. Indeed, distant barrier reef areas such as Koniene flat and Voh barrier back reef were lightly targeted (< 1 t/km²/year) and mainly constituted recreational fishing grounds. The most heavily exploited patches were located alongside mangrove areas, and more surprisingly, inside Oundjo's customary area despite its exclusive control over resources. This may be explained by the extent of the tribe's fishing grounds (the lagoon being smaller in this area), the high dependence of Oundjo's fishers on marine resources for cash income, and the absence of customary rules to mitigate fishing, among other factors. These geographical, socio-economic, and cultural drivers may have partly counteracted the potential of this area to regulate fishing pressure by limiting outside boat access. In this respect, Oundjo's area represented an original case of customary marine tenure in Oceania, where traditional management was often linked with beneficial effects on resources (Cinner et al. 2006).

4.2. Informal fisheries confronted with socio-economic changes and management perspectives

The above considerations stressed that fishing pressure on reef fish resources in this study area was driven by population socio-economics, especially through recreational activities, fish consumption and trade, and cultural aspects, as it was already reported in other studies (Aswani 2005, Cinner & McClanahan 2006, Cinner et al. 2007). The spatial and quantitative assessment of informal fishing allowed discussing the possible consequences of socio-economic changes on local fisheries and resources. These results underlined the necessity to understand the structure and complexity of informal fisheries, and highlighted key management issues. Two scenarios were based on different hypothesis of fish supply in the coming years. How the growing demand in fish products would be addressed actually constitutes both the main uncertainty and risk for local resources in the next decade. This issue advocates for the implementation of long-term catch surveys and interview campaigns among local fishers to monitor the evolution of practices (Ainsworth & Pitcher 2005). Such data would help assessing which of the two scenarios is more likely to occur and thus allow adapting local management measures for the conservation of exploited resources. In parallel, the probable increase in the number of recreational boats calls for measures that would help in the management of an increasing recreational fleet (e.g. installation of permanent mooring structures in the most visited sites).

Moreover, such changes in informal fisheries may also have social consequences in addition to ecological issues. Indeed local fisheries were an assemblage of traditional, recreational, subsistence and benefit-aimed fishing practices, which referred to varying perceptions and objectives. Conflicts between such different fishers have highlighted the necessity to define adequately the rights and responsibilities of all resources users (Bennett et al. 2001) in Australia and New Zealand (Kearney 2001), Kenya (McClanahan et al. 2005) or more generally in Southeast Asia (Pomeroy et al. 2007). In the present case, antagonist and overlapping fishing uses raise potential risks of conflicts in a context of a fast growing population and strong immigration. In particular, the significant number of recreational power boats operating in the lagoon waters compared with the few Melanesian fishing boats may enhance territorial claims, although fishers' typology suggested that the most important overexploitation risks are likely to come from the already settled population rather than from newcomers. The latter would possibly be the trigger of such a phenomenon by generating additional demand and catches but may not be the major actors of a significant increase in fishing pressure on local reef fish resources (at least on the short-term). In this respect, taking into account the present zoning of the lagoon area, especially the Oundjo's exclusive fishing area and the related customary claims, is of primary importance. Co-management strategies and preventive measures should be promoted to tackle such an issue (Olsson et al. 2004). Relevant management options should be discussed through collaborative management between public authorities and modern and traditional

users, integrating the spatial organization of fishing activities and the various perceptions of the stakeholders involved (Kearney 2002, Verheij et al. 2004).

Acknowledgements

The authors thank the French Coastal Environment National Program (PNEC) and Koniambo Nickel SAS for their financial support during fieldwork. We also acknowledge the Aquaculture and Fisheries Department of the Northern Province of New Caledonia, and especially Nathalie Baillon, Nathaniel Cornuet and Zacharie Moenteapo for their help in the field, as well as Elisabeth Kedo and Pauline Djaouaimoa for their participation in the fisher interviews. We appreciate the helpful comments of two anonymous reviewers who have improved the original manuscript.

2.2. Complément sur la spatialisation des activités de pêche

L'article 1 a présenté la méthode utilisée pour spatialiser les estimations de production totale (en quantité pêchée par unité de surface pour l'année 2007) sur la zone d'étude. Lors des enquêtes de pêche, les informations ont été récoltées de manière à pouvoir détailler précisément les quantités pêchées et leur localisation spatiale selon les espèces pêchées, les familles taxonomiques (déduites des espèces), les engins utilisés et le lieu de résidence des pêcheurs. Ceci a permis d'obtenir des niveaux de production détaillés (par espèce, famille, engins et localité) et l'information spatiale correspondante. Pour chacune de ces catégories, le traitement des données, leur extrapolation par inférence statistique, leur intégration par SIG et leur représentation cartographique ont suivi la même méthode que celle décrite dans l'article 1 pour l'analyse des données de production totale. Ce travail a permis d'établir une série de cartes de production de pêche pour chaque espèce, famille, engin ou localité. Ces cartes sont réunies au sein d'un atlas présenté en Annexe B. Par ailleurs cette méthode a permis d'obtenir deux autres cartes concernant l'effort total (en nombre de sortie de pêche par unité de surface) et les rendements moyens (en kilogramme par sortie de pêche par unité de surface) sur la zone d'étude. Ces cartes d'effort et de rendements totaux, ainsi que la carte de production totale au format de l'atlas, sont présentées en figures 2.1, 2.2 et 2.3.

Dans la suite de la démarche, seule une partie de ces cartes fourniront les informations spatialisées nécessaires à l'analyse écologique des effets de la pêche sur les peuplements récifaux (Chapitres 4 et 5). En revanche, les informations fournit par l'ensemble des cartes de cet atlas présentent un intérêt en termes de caractérisation des pêcheries locales, de spatialisation des usages, de gestion des ressources et des retombées économiques ou culturelles de l'installation des infrastructures minières. Ces applications, plus opérationnelles, seront discutées de manière approfondie dans le chapitre 5.

Enfin, ce travail de caractérisation a permis de réaliser une comparaison des activités de pêches entre la zone VKP et le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, où une étude du même type a été réalisée selon une méthodologie similaire. Cette étude comparative, qui focalise sur des aspects géographiques et socio-économiques des pêcheries récifales, a fait l'objet d'une publication acceptée dans Marine Pollution Bulletin (numéro spécial Nouvelle-Calédonie, sous presse), présentée en Annexe C. Cet article traite de la comparaison entre les différents « géosystèmes pêche » présents sur les deux zones d'études, en lien avec les modes de vie des pêcheurs et l'histoire récente de développement de ces deux zones. Il présente et met en perspective les problématiques de gestion et de conservation des ressources qui y sont liées dans ces deux zones représentatives du contexte néo-calédonien. Cet article fournit donc des informations complémentaires au présent travail de thèse et développe des perspectives intéressantes concernant les enjeux socio-économiques d'une

caractérisation des pêcheries récifales. Il permet de plus de disposer d'estimations de la pression de pêche dans le lagon sud de la Nouvelle-Calédonie. Ces estimations, associées à des données d'UVC dans cette zone, seront utilisées dans le chapitre 4 afin d'examiner la réponse des peuplements ichtyologiques à la pression de pêche sur un jeu de données élargi.

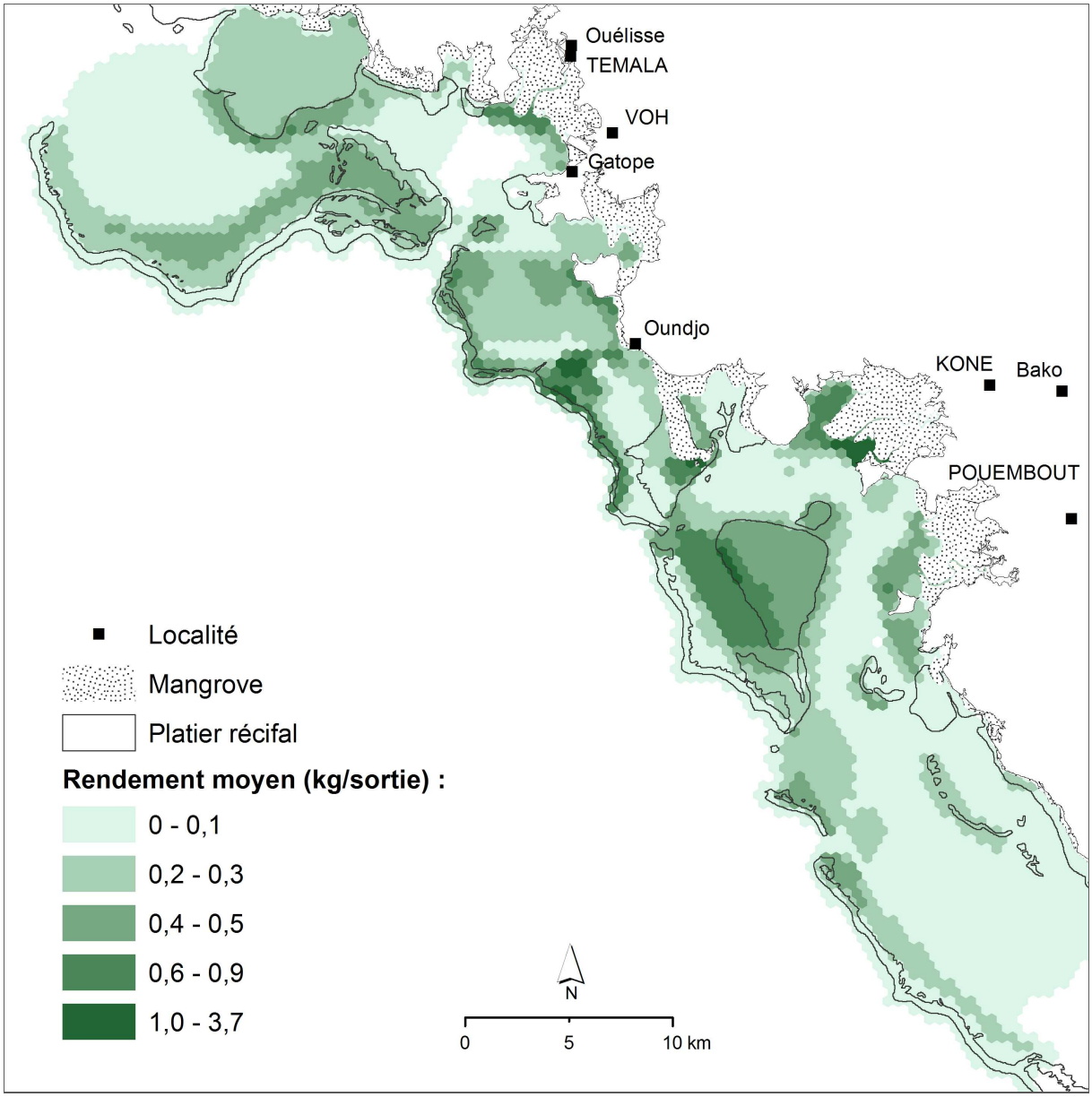


Figure 2.1 : Spatialisation des rendements de pêche moyens extrapolés (en kg/sortie pour l'année 2007) pour la pêche informelle de poisson dans la zone Voh-Koné-Pouembout. Tribus : lettre minuscule ; villages : lettres majuscules.

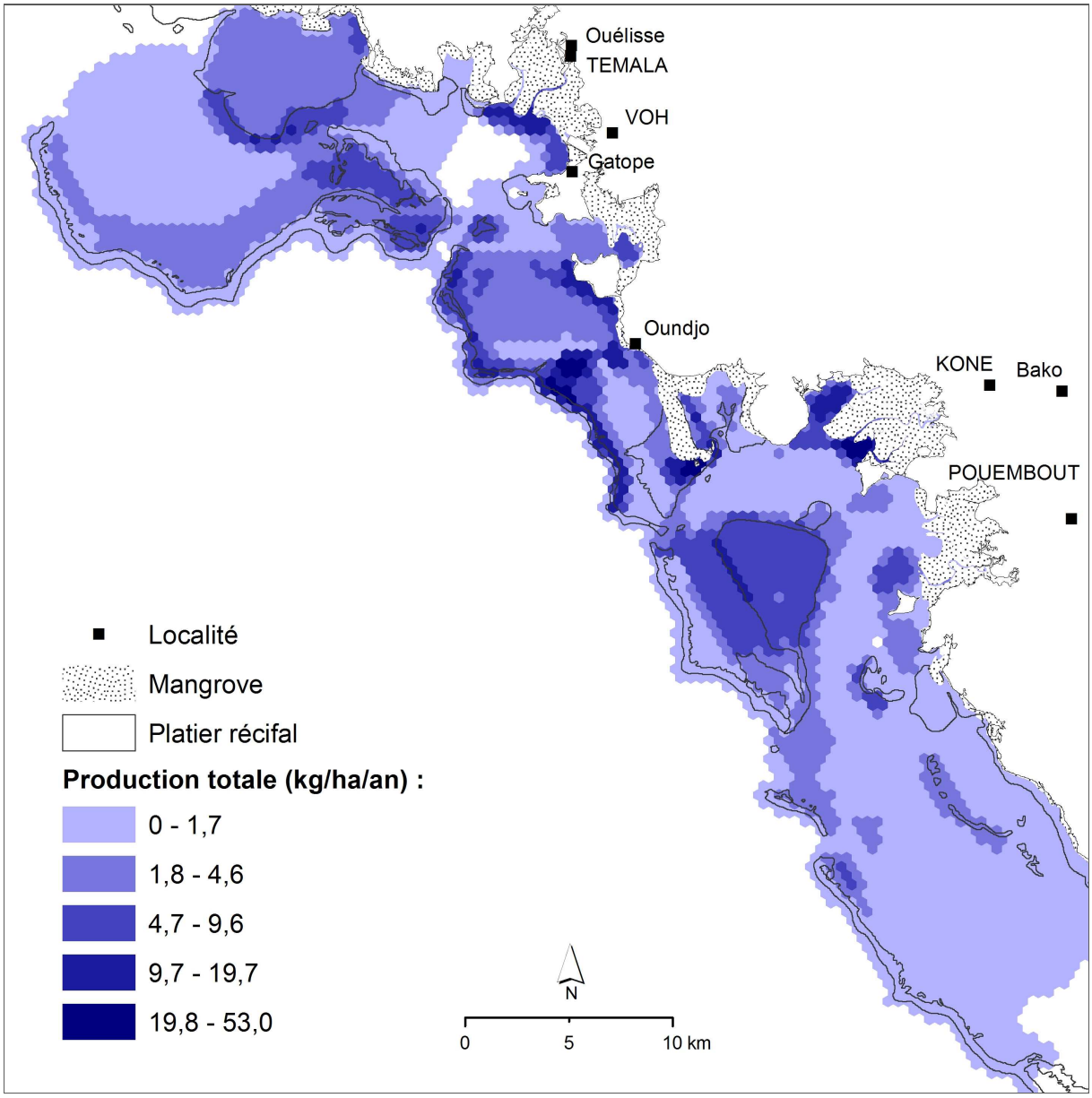


Figure 2.2 : Spatialisation de la production de pêche totale extrapolée (kg/ha/an) pour la pêche informelle de poisson dans la zone Voh-Koné-Pouembout. Tribus : lettre minuscule ; villages : lettres majuscules.

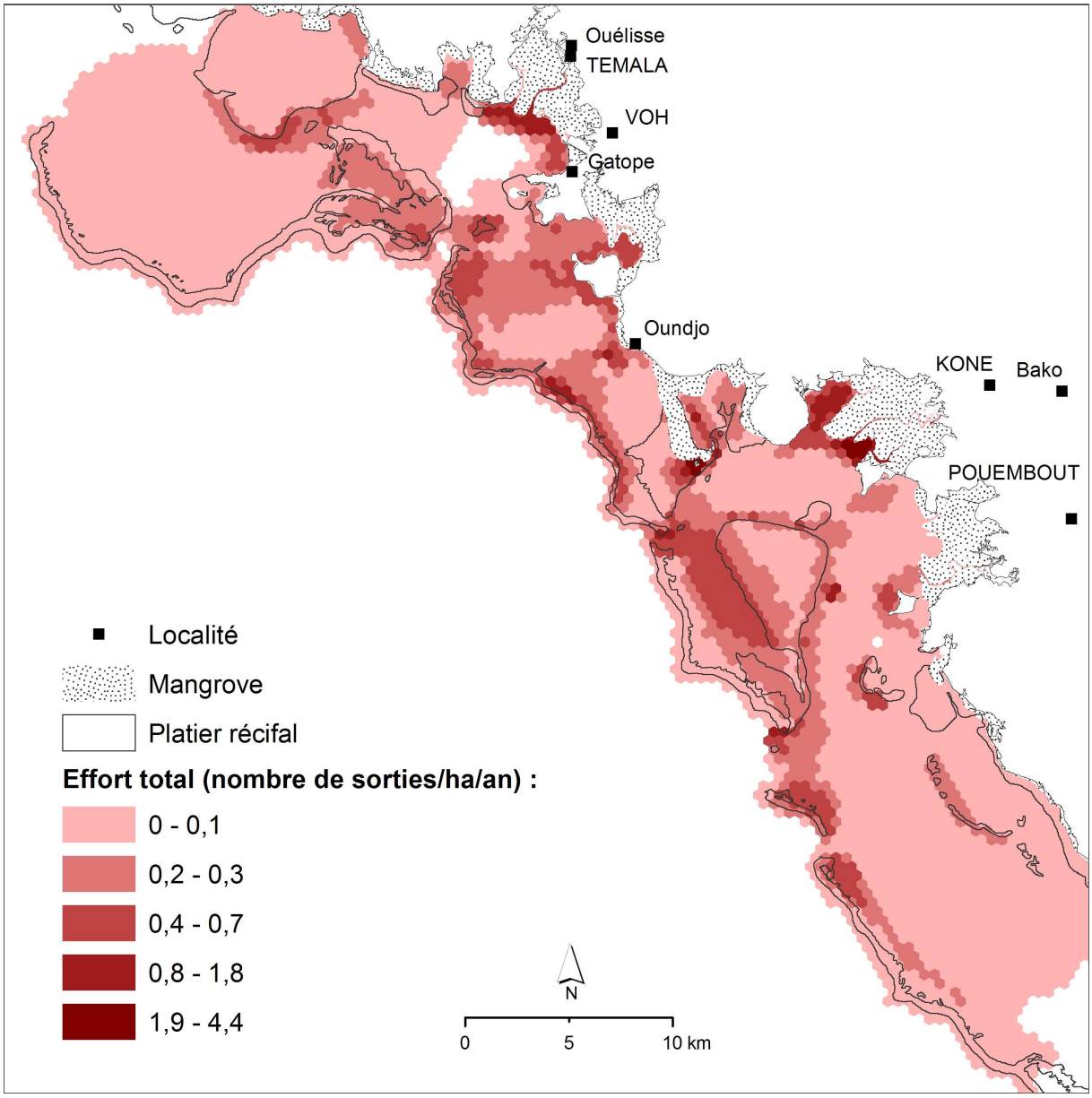


Figure 2.3 : Spatialisation de l'effort de pêche total extrapolé (en nombre de sortie/ha/an) pour la pêche informelle de poisson dans la zone Voh-Koné-Pouembout. Tribus : lettre minuscule ; villages : lettres majuscules.

2.3. Synthèse

En Nouvelle-Calédonie, comme dans le reste du Pacifique Sud, le manque de données concernant les activités de pêche et la pression qu'elles exercent sur les ressources marines côtières est un des principaux obstacles à l'étude des effets de la pêche sur les peuplements marins et à la mise en place de moyens de gestion appropriés. Dans le cas présent, il n'existait aucune donnée formelle permettant d'évaluer la pression de pêche exercée sur les ressources ichtyologiques récifo-lagonaires de la zone VKP. La caractérisation et la quantification des activités de pêche locales et des niveaux d'exploitation correspondants a permis:

(1) d'établir un état des lieux des pêcheries récifales locales (tant en termes de pression sur les ressources que de structure socio-économique des acteurs de ces pêcheries), en amont des fortes perturbations attendues avec le développement de la zone,

(2) de fournir des informations nécessaires pour la gestion locale des ressources, afin que celle-ci puisse être adaptée aux spécificités de la zone VKP, et d'envisager l'augmentation de la pression de pêche qui pourrait résulter d'un accroissement démographique à court terme dans cette zone,

(3) d'améliorer la compréhension et la connaissance des pêcheries côtières informelles dans les pays du Pacifique, supposées contribuer fortement à la pression de pêche globale mais rarement quantifiées et spatialisées de cette manière (Dalzell 1996, Hunt 2003),

(4) d'obtenir des mesures standardisées et spatialisées de la pression de pêche exercée sur les ressources ichtyologiques récifo-lagonaires de la zone d'étude, utilisables pour des études d'écologie présentes ou futures.

Pour la suite de la démarche de thèse, les résultats liés au point (4) seront directement utilisés afin d'examiner les effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques récifaux (Chapitre 4) et d'en déduire des indicateurs écologiques potentiellement pertinents pour un suivi de ces effets dans la zone VKP (Chapitres 4 et 5). Enfin, les résultats de ce chapitre seront mis à profit afin d'émettre des recommandations opérationnelles pour un suivi sur le long terme des activités de pêche dans la zone VKP (Chapitre 5).

CHAPITRE 3

CHAPITRE 3

Les peuplements ichtyologiques récifaux : caractérisation *in situ* et variabilité spatio-temporelle

Ce chapitre exploite les données issues de campagnes annuelles d'UVC réalisées de 2002 à 2007 sur la zone VKP (les feuilles de relevé utilisées sont présentées en Annexe D). Il traite de la caractérisation des peuplements ichtyologiques présents sur les récifs-barrières et intermédiaires de cette zone, en se focalisant sur leur variabilité spatio-temporelle et ses causes. Comme présentée en introduction, l'étude des effets d'une perturbation anthropique sur un système biologique se heurte à la variabilité inhérente à ce système, rendant difficile la dissociation entre les effets étudiés et les variations spatio-temporelles naturelles (Osenberg et al. 1994, Pitcher et al. 1998, Kulbicki et al. 2007, Pérez-Ruzafa et al. 2007). Dans le cas présent, la caractérisation et la compréhension de cette variabilité spatio-temporelle constituent un pré-requis indispensable à l'étude des effets de la pêche puisqu'il sera nécessaire de la prendre en compte dans les analyses à suivre (Chapitres 4 et 5).

L'article 2 traite de la caractérisation des peuplements ichtyologiques récifaux sur la zone d'étude, en insistant sur leur structuration spatiale en lien avec les principaux biotopes présents et sur leur variabilité interannuelle de 2002 à 2007. Les caractéristiques des peuplements et leur variabilité spatio-temporelle sont discutées dans une optique de recherche d'indicateurs possibles pour le suivi des principaux impacts attendus dans cette zone. Ces perspectives, répondant au contexte général de l'installation du complexe minier, ne traitent donc pas uniquement de l'augmentation attendue de la pression de pêche mais évoquent également les impacts plus directs tels le dragage d'un chenal ou l'augmentation des apports terrigènes liés à la mine. Plus généralement, les travaux présentés dans cet article fournissent les éléments essentiels à un état des lieux des peuplements ichtyologiques récifaux dans la zone VKP, en détaillant leurs caractéristiques écologiques avant l'arrivée des perturbations.

L'article 3 s'inscrit dans la continuité de l'article 2 en se focalisant sur l'une des principales causes de variations temporelles naturelles à grande échelle en milieu corallien, le passage d'un cyclone (Harmelin-Vivien 1994, Halford et al. 2004). Il analyse les variations des habitats coralliens de la zone VKP avant et après le passage du cyclone Erica (mars 2003) et la répercussion de ces changements sur les peuplements ichtyologiques associés. Au-delà du constat réalisé sur cet événement et ses conséquences, il est essentiel de comprendre les causes de la variabilité temporelle naturelle observée sur les peuplements ichtyologiques afin de les prendre en compte de manière appropriée, dans un objectif de mise en place d'un suivi à long terme des ressources : le schéma d'échantillonnage et les modalités de réalisation d'un tel suivi devront en tenir compte (Underwood 1991, Underwood 1994, Osenberg et al. 1994).

3.1. Article 2. Etat des lieux des peuplements ichtyologiques récifaux et de leurs caractéristiques spatio-temporelles avant un projet minier majeur en Nouvelle-Calédonie (Pacifique Sud).

Résumé de l'article 2 :

A partir de 2008, les récifs coralliens de Koné (Nouvelle-Calédonie) vont être sujets à des perturbations anthropiques majeures, liées au développement d'un complexe minier de nickel. Des activités de dragage et des apports terrigènes accrus devraient dégrader les milieux coralliens, tandis que les opportunités d'emplois devraient générer un important accroissement démographique, engendrant une augmentation des activités de pêche. Cet article analyse les peuplements ichtyologiques récifaux de cette zone entre 2002 et 2007, en insistant sur leur variabilité spatio-temporelle. Les résultats indiquent une structure spatiale des peuplements ichtyologiques très marquée et stable au cours du temps. Richesse spécifique, densité et biomasse totales présentent une forte variabilité interannuelle mais ces variations sont cohérentes entre les biotopes. En termes de richesse spécifique relative, une stabilité spatio-temporelle remarquable est observée concernant les structures trophiques (en moyenne : 4,6% de piscivores, 53,1% de carnivores, 30,8% d'herbivores et 11,4% de planctonophages) et les stratégies comportementales. Ces résultats sont discutés et comparés avec d'autres sites du Pacifique Sud. Dans une perspective de suivi, certains indicateurs en lien avec les perturbations à venir sont suggérés.

Article 2

Marine Pollution Bulletin (Numéro spécial Nouvelle-Calédonie), sous presse.

Baseline study of the spatio-temporal patterns of reef fish assemblages prior to a major mining project in New Caledonia (South Pacific)

Pascale Chabanet [1, *], Nicolas Guillemot [2, 3, 4], Michel Kulbicki [5], Laurent Vigliola [6], Sébastien Sarramegna [7]

[1] *IRD, UR 128, BP 172, 97492 Ste Clotilde cedex, La Réunion (France)*
[2] *IRD, UR 128, BP A5, 98848 Nouméa cedex (New Caledonia)*
[3] *Université Européenne de Bretagne, UMR 985 Agrocampus OUEST, INRA «Ecologie et Santé des Ecosystème», Ecologie halieutique, Agrocampus OUEST, 65 rue de St Brieuc, CS 84215, 35042 Rennes, France*
[4] *Koniambo Nickel SAS, BP MGA 08, 98802 Nouméa Cedex (New Caledonia)*
[5] *IRD, UR 128, 52 Av. Paul Alduy, Université de Perpignan, 66860 Perpignan cedex (France)*
[6] *IRD, UR 070, BP 70, 29280 Plouzané (France)*
[7] *Société Mine-R-Eaux, 30 route de la Baie des Dames, BP 7949, 98801 Nouméa cedex (New Caledonia)*
* Corresponding author: phone: +0262-295629; fax: +0262-284879; e-mail: pascale.chabanet@ird.fr

Abstract

From 2008 onwards, the coral reefs of Koné (New Caledonia) will be subjected to a major anthropogenic perturbation linked to development of a nickel mine. Dredging and sediment runoff may directly damage the reef environment whereas job creation should generate a large demographic increase and thus a rise in fishing activities. This study analyzed reef fish assemblages between 2002 and 2007 with a focus on spatio-temporal variability. Our results indicate strong spatial structure of fish assemblages through time. Total species richness, density and biomass were highly variable between years but temporal variations were consistent among biotopes. In relative species richness, a remarkable spatio-temporal stability was observed for trophic (mean 4.6% piscivores, 53.1% carnivores, 30.8% herbivores and 11.4% plankton-feeders) and home range structures. These results are discussed and compared with others sites of the South Pacific. For monitoring perspectives, some indicators related to expected disturbances are proposed.

Keywords: mining impact, coral reef, New Caledonia, reef fish assemblages, spatio-temporal variability, monitoring.

1. Introduction

The biological, aesthetic, cultural and economic benefits of coral reefs and their associated fauna are widely recognized (Munro & Williams 1985, Done et al. 1996). Recent reports on the condition of coral reefs forewarn of their continually growing degradation (Wilkinson 2004). One of the main causes is demographic growth worldwide, which frequently causes disturbance of the coastal zones associated with coral environments. Human impacts and increased degradation of coral reef habitat make them much more susceptible to current and future climate change (Hughes et al. 2003). Such a situation requires the implementation of coastal zone management measures aimed in particular at the preservation of the biodiversity of the coral reef ecosystem and sustainable development of the activities dependent on it. The link between science and management is often weak because of the widespread preference within the academic community until relatively recently for "pure science" rather than "applied science with management implications" (Sale 2008). Yet the assessment of the impact of natural or human-caused disturbances and of the uses made of reef-lagoon ecosystems is an issue which remains insufficiently studied, in particular with an aim at providing recommendations for sustainable management of these ecosystems.

New Caledonia is one of the largest insular countries of the South Pacific (16,500 km^2) and also one of the least populated (11 inhabitants/ sq. km, of which 60% live on 1% of the territory). The island is surrounded by a barrier reef that is exceptional for its size (1,600 km in length), the diversity of its habitats and its vitality, characteristics enabling its listing as a UNESCO World Heritage site in 2008. The Territory's economic development is mainly ensured by nickel mining, with New Caledonia ranking as the world's third largest exporter with almost 25% of the earth's known nickel reserves. Part of the New Caledonian lagoon is therefore subjected to increased metal contamination pressure (Labrosse et al. 2000, Bouchet et al. 2002), but information on the impacts of openpit mining upon the marine coastal ecosystems of New Caledonia is extremely limited (Monniot et al. 1994, Letourneur et al. 1999, Breau 2003, Hédouin et al. 2006, 2007). One of New Caledonia's main current mining projects is a nickel mine on the Koniambo massif on the island's north-western coast (Figure 1). A metallurgical plant located on the coastline associated with this mine should generate a whole series of impacts on coral reefs from 2008 onwards, ranging from habitat modification subsequent to the dredging and activities of the mine upland, to increased fishing and changes in fishing practices linked to population increase in the zone. Indeed, job creation linked to the mining project, but also the economic development of this initially rural zone, will most probably lead to a rapid demographic growth with the local population doubling by 2015. Measuring the impact of this major operation is of great importance in the legal and socio-economic decision-making processes of the country.

A sensible approach for assessing the effects of industrial activities on the environment is to sample a set of control and impact sites simultaneously several times before and after the perturbation, design referred to as Before-After–Control-Impact Paired Series (BACIPS) (Stewart-Oaten et al. 1995,

Osenberg et al. 2006). The parameter of interest in a BACIPS design is the difference in a chosen variable (e.g. biodiversity) between the control and impact sites estimated on each sampling date. Then, the difference between the average before and after differences can provide an estimate of the magnitude of the effect of the anthropogenic disturbance. Sound design requires preliminary understanding of the underlying biological processes and tracking some relevant parameters on the environment among those characterised by their stability before the impact (Underwood 1992, 1994). However, finding these parameters is no simple task in open marine systems such as coral reefs where recruitment is often highly variable in both space and time, and can strongly influence the dynamics of populations and communities (Victor 1983, Jones 1990, Caley et al. 1997).

In order to assess the magnitude of the impact of mining activities on the New Caledonian lagoon in the years to come and to develop sustainable management plan for marine resources subject to the impact, it is essential to have a good knowledge of the coastal ecosystems before construction work begins and the plant starts operating. Through a pre-disturbance sampling, the objectives of this study are to supply baseline information on the reef fish assemblages in a wide area centred on the potential impacted zone and evaluate their spatial and temporal variances prior to the beginning of the disturbances. The aim of this baseline is also to provide better guidance for management and indicators for detection of potential future human impacts on the area.

2. Material and Methods

2.1. Study area

New Caledonia is located in the South Pacific, approximately 1,500 km off Eastern Australia (Figure 1). The island is surrounded by the second largest barrier reef system in the world (24,000 km^2). The study area of the Koniambo project includes the villages of Voh-Koné-Pouembout (VKP) situated in the Northern Province, an area which currently numbers 9,600 inhabitants. The focal zone for the Koniambo project is 3,266 km^2 including land and marine environments. The geomorphology of the reef ecosystem has been described by Andrefouët & Torres-Pulliza (2004). The VKP study area is about 45 km long and 6 km wide (distance between the coast and the barrier reef; range 2.9-9.7 km) and includes fringing, patch and barrier reefs (Figure 1).

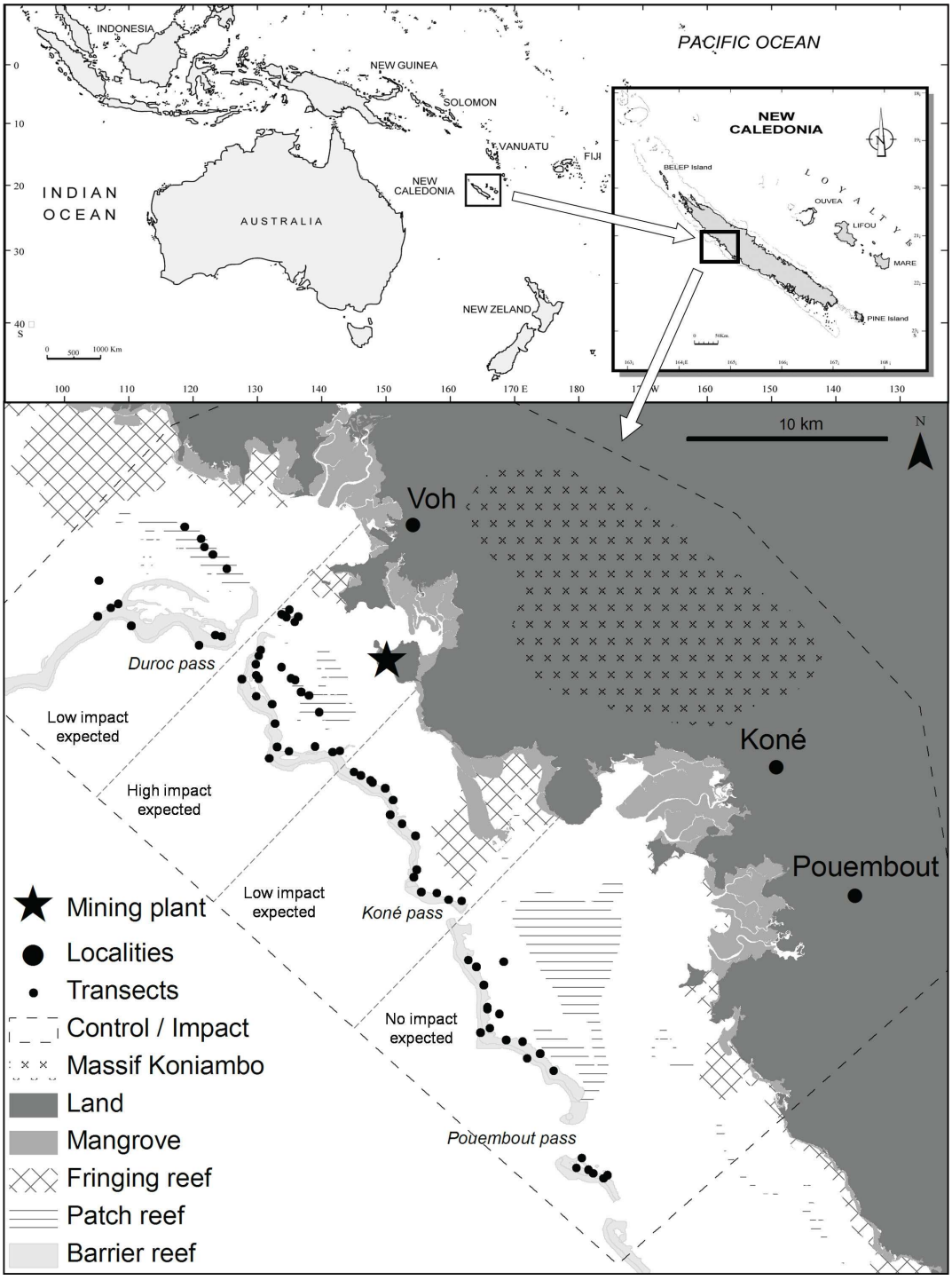


Figure 1: Localisation of the study area (Voh-Koné-Pouembout, VKP) and sampling stations surveyed between 2002 and 2007. Geomorphological classification of coral reefs follows Andrefouët & Torres-Pulliza (2004) and risk zones are defined according to Falconbridge NC water circulation model (unpublished data).

2.2. Sampling design and survey methods

A total of 76 stations (69 inside the lagoon and 7 on the outer slope) were sampled by underwater visual census techniques (UVC) in the course of five annual surveys (2002, 2003, 2004, 2006, 2007) programmed during the austral summer (November to January). All risk zones were surveyed and UVC data collected on outer slope, patch and barrier reefs. Based on oceanographic circulation models (Koniambo Nickel Society, unpublished data), three broad levels of impact on the lagoon environment can be considered, concerning habitat degradation linked with increased turbidity subsequent to the dredging. The environmental impact is expected to be high immediately south of Duroc pass, low at the north of both Duroc and Koné passes, and nil at the south of Koné pass. Stations were distributed systematically along the reefs with an average spacing of 1 km (Figure 1). Very shallow stations were surveyed by snorkelling and scuba was used at depth greater than two meters. Fringing reefs and some patch reefs were not sampled in our monitoring framework as they were too exposed to turbidity conditions limiting UVC. Data on outer slopes were only collected in a single sampling year (2007) due to strong swell conditions that do not generally permit safe diving outside the lagoon. It was not possible to sample all stations systematically in each year for two reasons. First, inadequate conditions for UVC (poor visibility, strong current) were frequent in the study area and unpredictably varied both in space and time. Second, UVC requires strong skills in taxonomy and the lack of qualified staff in a small territory like New Caledonia limited our capacity to complete the surveys. The final dataset comprised 200 UVC transects conducted between 2002 and 2007.

Quantitative estimates of abundance of coral reef fishes using a “distance sampling” method (Buckland et al. 2001) were performed using a method specifically adapted to UVCs (Kulbicki & Sarramégna 1999). Transects were indicated by a 50 m line laid on the bottom. Two divers swam side by side along the transect line and recorded all fish species on their respective side. For each observation the divers recorded the species, the size of the fish (fork length) and its perpendicular distance to the transect line. Fish size was estimated in 1 cm class intervals for fish less than 10 cm, 2 cm class intervals for fish between 10 and 30 cm, and 5 cm for fish larger than 30 cm (Bell et al. 1985).

2.3. Data processing

2.3.1. Distance sampling algorithms

Distance sampling UVC dataset was used to estimate species richness (number of fish species), fish density and biomass for each transect using the algorithm specifically developed by Kulbicki &

Sarramégna (1999) for this type of data. Briefly, total density ($Dens_t$) and density of species i ($Dens_i$) on a given transect were calculated as follow:

$$Dens_t = \sum_{i=1}^{p} Dens_i \text{ and } Dens_i = (2L)^{-1} n_i d_i^{-1} \text{ with } d_i = \frac{1}{n_{is}} \sum_{j=1}^{o_{is}} n_{ij} d_{ij}$$

where $Dens_t$: total density (fish m^{-2}) on the transect; $Dens_i$: density (fish m^{-2}) of species i on transect; p: number of species; L: transect length (50 m); n_i: total abundance of species i on transect; d_i: average distance of species i to transect line (m); o_{is}: number of occurrences (i.e. records) of species i on all transects of site s; n_{is}: total abundance of species i on all transects of site s; n_{ij}: number of fish of species i observed at occurrence j; d_{ij}: distance of fishes of species i to the transect at occurrence j. Biomass was calculated using the same algorithm but applied to species total weight w_i instead of abundance n_i:

$$Biom_t = \sum_{i=1}^{p} Biom_i \text{ and } Biom_i = (2L)^{-1} w_i d_i^{-1} \text{ with } w_i = \sum_{j=1}^{o_i} n_{ij} w_{ij}$$

where $Biom_t$: total biomass (g m^{-2}) on transect; $Biom_i$: Biomass (g m^{-2}) of species i on transect; w_i: total weight of species i on transect; o_i: number of occurrences of species i on transect; w_{ij}: weight of species i at occurrence j calculated from fish length estimate and length-weight relationships (Kulbicki et al., 2005a).

2.3.2. Spatial and temporal variations in taxonomic structure

In order to identify biotopes inhabited by well defined and structurally stable reef fish assemblages, all transects were clustered based on species density, the chi square distance and the Ward's (1963) minimum variance algorithm (Legendre & Legendre 1998). In order to formally test the differences between biotopes, a between-class correspondence analysis (BCA, Chessel et al. 2004, Dray & Dufour 2007) followed by a Monte-Carlo test with 999 random permutations was conducted on the same transect × species density dataset using biotope as a factor in the BCA. Species coordinates in the BCA were used to characterise reef fish assemblages in each biotope. Both cluster and between-class correspondence analysis can be sensitive to rare occurrences. To improve the robustness of our classification of transects into biotopes, rare species (observed in less than 3% of transects) and large groups (more than 100 individuals) of highly mobile species (such groups were observed in less than 3% of transects) were removed from dataset prior to the analyses. Although our original dataset comprised 200 transects, 499 species and 117 000 individuals, cluster and between-class correspondence analyses were run on a final dataset of 252 species and 115 211 individuals.

Although ½ of the species were excluded from analyses, this constituted less than 1% of total abundance.

2.3.3. Spatial and temporal variations in species richness, density and biomass

Two-factor ANOVAs were used to investigate how time (year) and habitat (biotope) may affect species richness, density and biomass. Factorial ANOVAs were used because there were few stations that have been sampled every year to ensure meaningful repeated measure ANOVAs. Density and biomass were ln(x +1) transformed prior analysis to meet ANOVA' assumptions (Zar 1999). However, Cochran C tests and normal probability plots still revealed slight departure from ANOVA's assumptions. Because the F-test is remarkably robust to deviations from normality and variance homogeneity assumptions (see Lindman 1974, for a summary), we used F-test for both the overall ANOVA test and for pair-wise planned comparisons.

Species richness, density and biomass were split according to diet and home-range categories, and analyzed by three-factor (year, biotope and functional group) GLMs. Factors year, biotope and year × biotope were omitted from the full factorial design as average proportions across all trophic groups were obviously meaningless. Diet information was retrieved from FISHBASE (Froese & Pauly 1997), FISHEYE (Labrosse et al. 1999) and Kulbicki et al. (2005b). Fish were classified into four diet categories: piscivore, carnivore, herbivore, and plankton feeder. Four home-range classes were defined (after Kulbicki 2006, Preuss et al. 2009): territorial (home range of a few m^2 and defense of that territory against intruders), sedentary (home range of a few hundred m^2 occupied for periods typically greater than a month), mobile (fish able to roam over a reef within a month, but usually do not change reefs), and very mobile (roam over the entire reef or change reefs in less than a month).

3. Results

3.1. Spatial and temporal variations in taxonomic structure

Hierarchical cluster analysis performed on the entire dataset revealed that transects grouped into two main clusters (Figure 2A). The first cluster included all transects surveyed on the outer slope (only surveyed in 2007) and the second, all transects surveyed between 2002 and 2007 in the lagoon. Although the "lagoon" cluster showed some structure (Figure 2A), this structure was clearer when a second hierarchical cluster analysis was performed on the lagoon data only. This analysis indicated that transects in the lagoon could be grouped into three main clusters (Figure 2B).

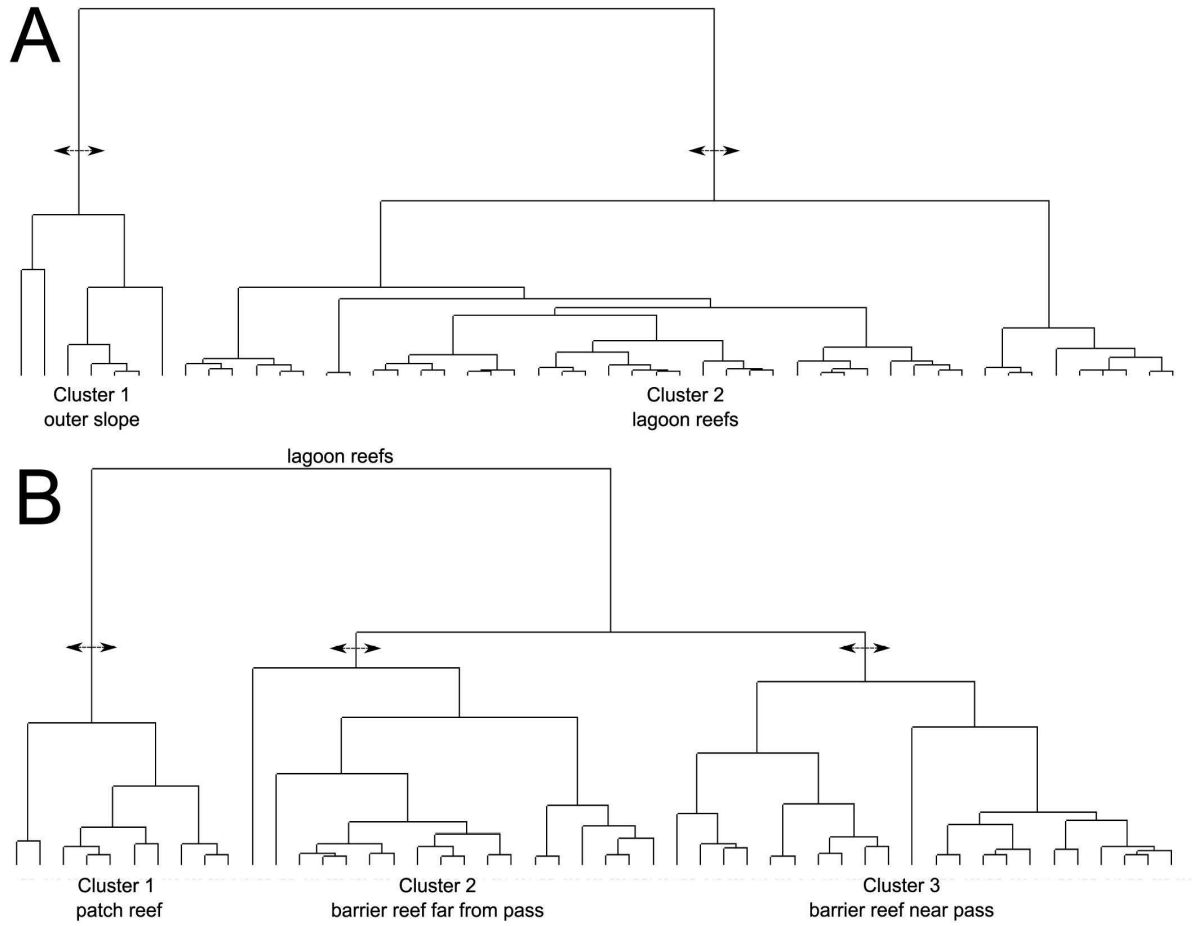


Figure 2: Ward's clustering of transects based on species density and the chi square distance. A - Clustering of all 200 transects (193 inside the lagoon + 7 on the outer slope); B - Clustering of the 193 transects surveyed in the lagoon. Trees are truncated for clarity. See Figure 3 for cluster membership of transects.

Plot of transects on a geomorphologic map showed that most transects in cluster 1 were surveyed on the patch reefs whereas transects in clusters 2 and 3 were located on the barrier reef, but at a distance from a pass that was generally less than 3 km for the latter (Figure 3). A remarkable temporal stability was observed in the spatial structure of the data with most transect classified into the same cluster year after year (Figure 3). On the 56 stations that have been sampled more than once between 2002 and 2007, 34 (61%) were always classified in the same cluster each year and only 8 (14%) were never classified in the same cluster.

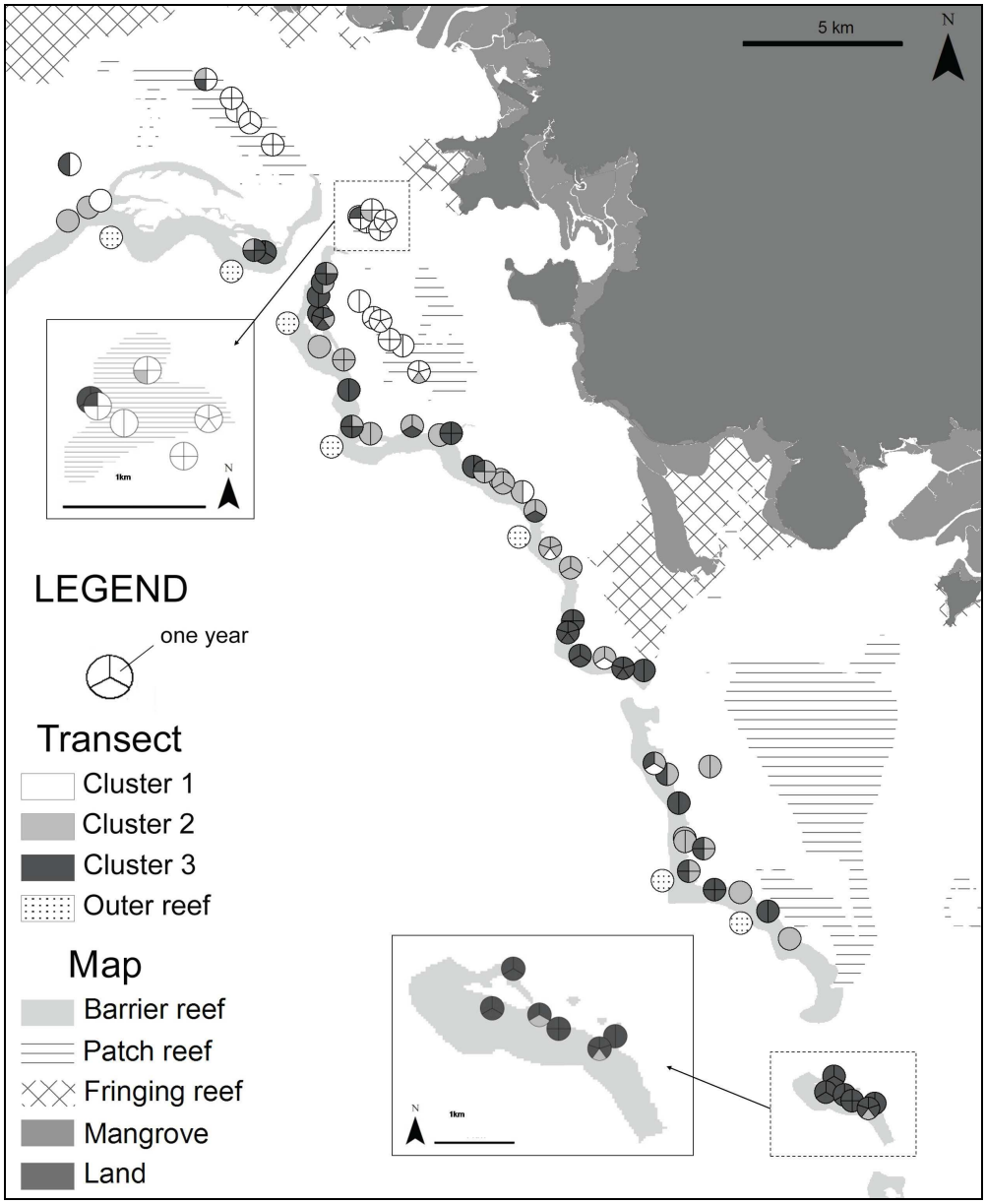


Figure 3: Result of Ward's clustering of transects based on species density and the chi square distance. "Outer slope" corresponds to cluster 1 of Figure 2A (clustering of all 193 lagoon and 7 outer slope transects) whereas "Clusters 1-3" correspond to clusters 1-3 of Figure 2B (clustering of the 193 transects surveyed in the lagoon between 2002 and 2007). Each transect is represented by a pie and each part is a year of survey which colour represents cluster membership.

A between-class correspondence analysis (BCA) revealed a highly significant difference between the "outer reef" and "lagoon reef" transects (Monte-Carlo test with 999 random permutations, $p<0.001$, Figure 4A). A second BCA performed on lagoon reef transects showed an overall highly significant difference between "patch reef", "barrier reef far (> 3km) from pass" and "barrier reef near (< 3km) pass" transects (Monte-Carlo test with 999 random permutations, $p<0.001$, Figure 4B). Three other BCAs (patch *versus* barrier near pass; patch *versus* barrier far from pass; barrier near *versus* barrier far from pass) revealed highly significant differences between each of the three biotopes in the

lagoon (Monte-Carlo tests with 999 random permutations, $p<0.001$ for all three comparisons). BCA also indicated the species that best discriminated biotopes. For example, *Sargocentron caudimaculatum* (Holocentridae) was only recorded in the "barrier reef near pass" biotope, which explained its strong contribution to the axis of figure 1B. Similarly, *Aulostomus chinensis* (Aulostomidae) was only recorded in the "barrier reef far from pass" and thus was strongly associated with this biotope in the BCA (Figure 4B). Species that best discriminated the different biotopes in the BCA are shown in Figure 4 and listed in Table 1.

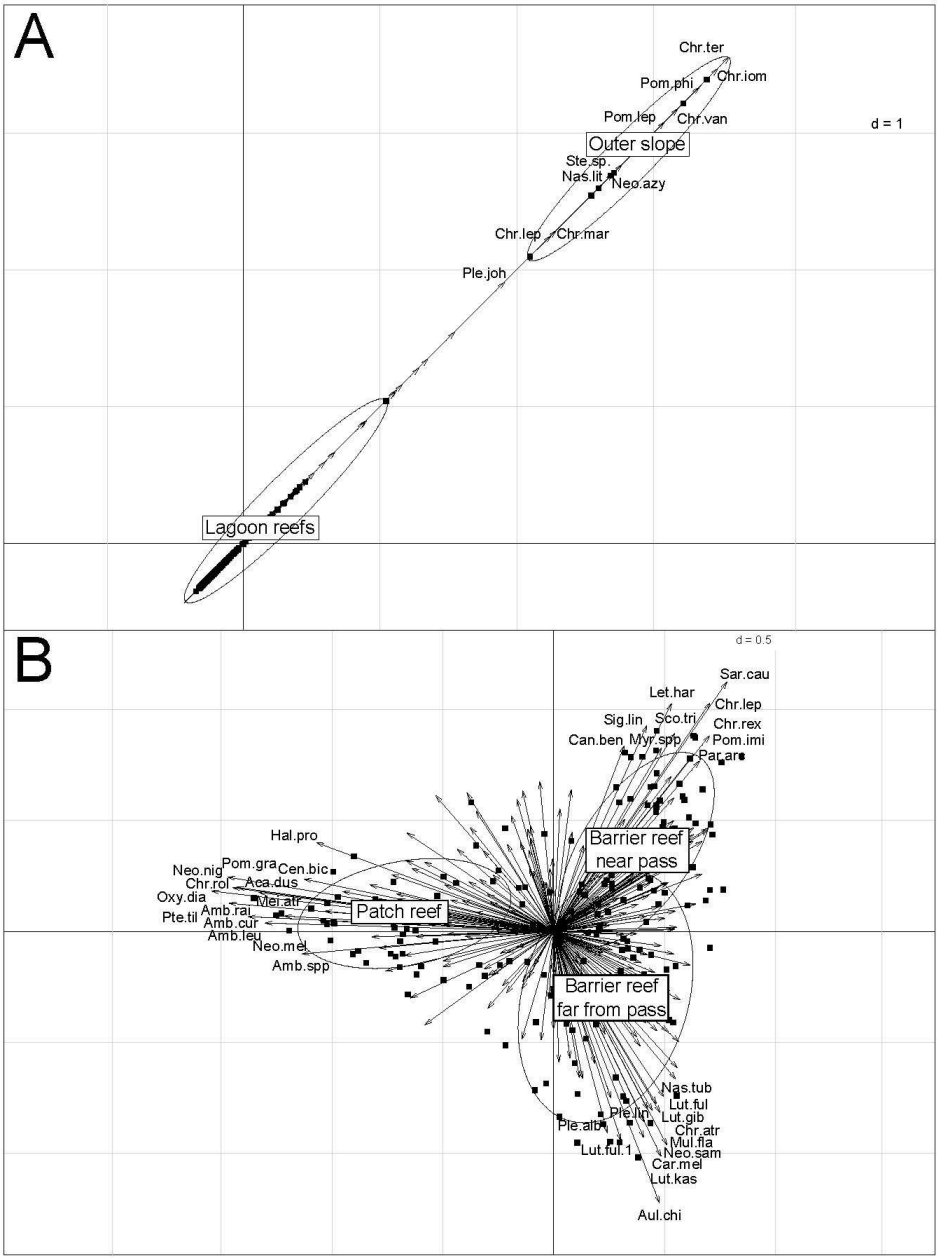


Figure 4: Between-class correspondence analysis (BCA) performed on transect × species density matrix for: A - all 200 transects in classes "outer slope" and "lagoon reefs"; B - only 193 lagoon transects in classes "Patch reef", "Barrier reef near pass (NP)" and "Barrier reef far from pass" (FP). NP stations are those located less than 3 km from a pass. Arrows represent species, square transects and ellipses are centred on class centroids. For clarity, only species that best differentiate classes are labelled on plots.

Table 1: Species that best discriminated fringing, patch, barrier near pass and barrier far from pass biotopes according to a between-class correspondence analysis (BCA) performed on transect X species density dataset (see Figure 4). For each biotope, species are ordered in the table by most discriminating families.

Biotope	Family	Species
Outer reef	Pomacentridae	*Chromis ternatensis, C. iomelas, C. vanderbilti, C. margaritifer, C. lepidolepis, Plectroglyphidodon johnstonianus, Pomacentrus philippinus, P. lepidogenys, Neopomacentrus azysron*
	Acanthuridae	*Naso lituratus*
Patch reef	Labridae	*Oxycheilinus digramma*
	Caesionidae	*Pterocaesio tile*
	Gobiidae	*Koumansetta rainfordi*
	Pomacentridae	*Pomacentrus grammorhynchus, Chrysiptera rollandi, Neoglyphidodon nigroris Amblyglyphidodon curacao, A. leucogaster*
	Pomacanthidae	*Centropyge bicolor*
	Blenniidae	*Meiacanthus atrodorsalis*
	Acanthuridae	*Acanthurus dussumieri*
Barrier reef near (<3km) pass	Holocentridae	*Sargocentron caudimaculatum*
	Lethrinidae	*Lethrinus harak*
	Pomacentridae	*Chromis lepidolepis, Chrysiptera rex, Pomacentrus imitator*
	Nemipteridae	*Scolopsis trilineatus*
	Siganidae	*Siganus lineatus*
	Cirrhitidae	*Paracirrhites arcatus*
	Tetraodontidae	*Canthigaster bennetti*
Barrier reef far (>3km) from pass	Aulostomidae	*Aulostomus chinensis*
	Lutjanidae	*Lutjanus kasmira, L. fulviflammus, L. fulvus, L. gibbus*
	Carangidae	*Caranx melampygus*
	Holocentridae	*Neoniphon sammara*
	Mullidae	*Mulloides flavolineatus*
	Pomacentridae	*Chromis atripectoralis*
	Haemulidae	*Plectorhinchus albovittatus, P. lineatus*
	Acanthuridae	*Naso tuberosus*

Although the species listed in Table 1 best discriminated the different biotopes, they were not necessarily the most abundant or the greatest contributors to biomass. Among the 499 species recorded in this study, many belonged to only a few families. Pomacentridae (14.5 species per transect on average), Labridae (14.1 sp. tr^{-1}), Chaetodontidae (7.3 sp. tr^{-1}) and Acanthuridae (5.6 sp. tr^{-1}) were the most speciose families on any biotope. These families also were those that contributed most to densities. Greatest densities were observed for Pomacentridae (average = 1.111 fish.m^{-2}), which represented over 40% of total density on any biotope and 71% on the outer slope. Densities on the barrier reef far from the passes were particularly high for Labridae (average = 0.325 fish.m^{-2}), Scaridae (0.208 fish.m^{-2}), Lutjanidae (0.076 fish.m^{-2}), Mullidae (0.063 fish.m^{-2}) and Lethrinidae (0.060 fish.m^{-2}), which are families of economic importance. Although densities were dominated by Pomacentrids, there were remarkable shifts in species dominance among biotopes. On patch reefs, *Dascylus aruanus*, *Chromis viridis* and *Pomacentrus amboinensis* were amongst the major contributors to density, whereas *Chromis taupou* and *Stegastes nigricans* dominated barrier reefs far from passes, and *Chromis vanderbilti*, *Chromis margaritifer* and *Pomacentrus mollucensis* were dominant on the outer reef. Densities on the barrier reefs near passes also were highest for Pomacentrids but no special dominance was observed. *Halichoeres trimaculatus*, *Thalassoma lunare* (Labridae), *Ctenochaetus*

striatus (Acanthuridae) and *Chlorurus sordidus* (Scaridae) also were amongst the major species accounting for density in the study area.

Greatest biomass was observed for Acanthuridae (average = 27.5 $g.m^{-2}$), Scaridae (25.7 $g.m^{-2}$), Carcharhinidae (18.9 $g.m^{-2}$), Lutjanidae (11.3 $g.m^{-2}$) and Pomacentridae (10.3 $g.m^{-2}$). The former two families are both essentially large mobile herbivores and represent between 38 and 56% of the total biomass on any biotope. High density did not necessarily imply high biomass. For example, sharks (Carcharhinidae) had only three species and very low densities but the third highest biomass. *Ctenochaetus striatus, Naso unicornis, Acanthurus blochii* (Acanthuridae), *Chlorurus sordidus, Scarus rivulatus, Scarus altipinnis, Scarus schlegeli* (Scaridae), *Triaenodon obesus* (Carcharhinidae), *Lutjanus fulviflammus* (Lutjanidae) and *Stegastes nigricans* (Pomacentridae) showed the greatest average biomass. Species richness, density and biomass are given for most important families and species in supplemental material (see online supplement Tables I to V).

3.2. Spatial and temporal variations in species richness, density and biomass

Species richness varied in the study area from 27 to 112 species per transect (average = 68.2 sp. tr^{-1}, n=200 transects), density from 0.36 to 7.1 $fish.m^{-2}$ (average = 2.34 $fish.m^{-2}$, n=200) and biomass from 8.4 to 625 $g.m^{-2}$ (average = 120 $g.m^{-2}$, n=200). Two-way ANOVAs performed on the 193 transects surveyed in the lagoon revealed significant differences between years and biotopes for all three variables (Table 2). However, non-significant year × biotope interaction for all three variables indicated that temporal variability was remarkably consistent across biotopes (Table 2, Figure 5A, C, E). Further to this consistency, it was even more remarkable that exactly the same temporal patterns were observed for all variables with highest values for species richness, density and biomass recorded in 2002, then 2007, 2004, 2003 and lowest values in 2006 (Figure 5B, D, F). Importantly, consistent temporal variations across biotopes for overall density and biomass were not due to consistent temporal patterns at the individual species level. Among the 499 species recorded in this study, only 10 had densities that followed the general temporal pattern. Similarly, only 5 species had biomass greater in 2002, then 2007, 2004, 2003 and 2006. These species only represented 0.3% of total density and 2.7% of total biomass, implying that species richness was the main driver of temporal variations in fish density and biomass. Species richness, density and biomass were generally higher on the barrier reef far from passes as indicated by significant biotope factor in ANOVAs (Table 2, Figure 5A, C, E).

Table 2: Two-factors (year and biotope) ANOVAs performed on species richness, fish density and biomass recorded on 193 transects (69 stations), 5 years (2002, 2003, 2004, 2006, 2007) and 3 biotopes (patch reefs, barrier reef near pass, barrier reef far from pass). ***: p <0.001; **: p<0.01; *: p<0.05, ns: non significant F tests.

Factor/variable	Species richness	Fish density	Fish biomass
Year	***	**	***
Biotope	*	**	*
Year × Biotope	ns	ns	ns

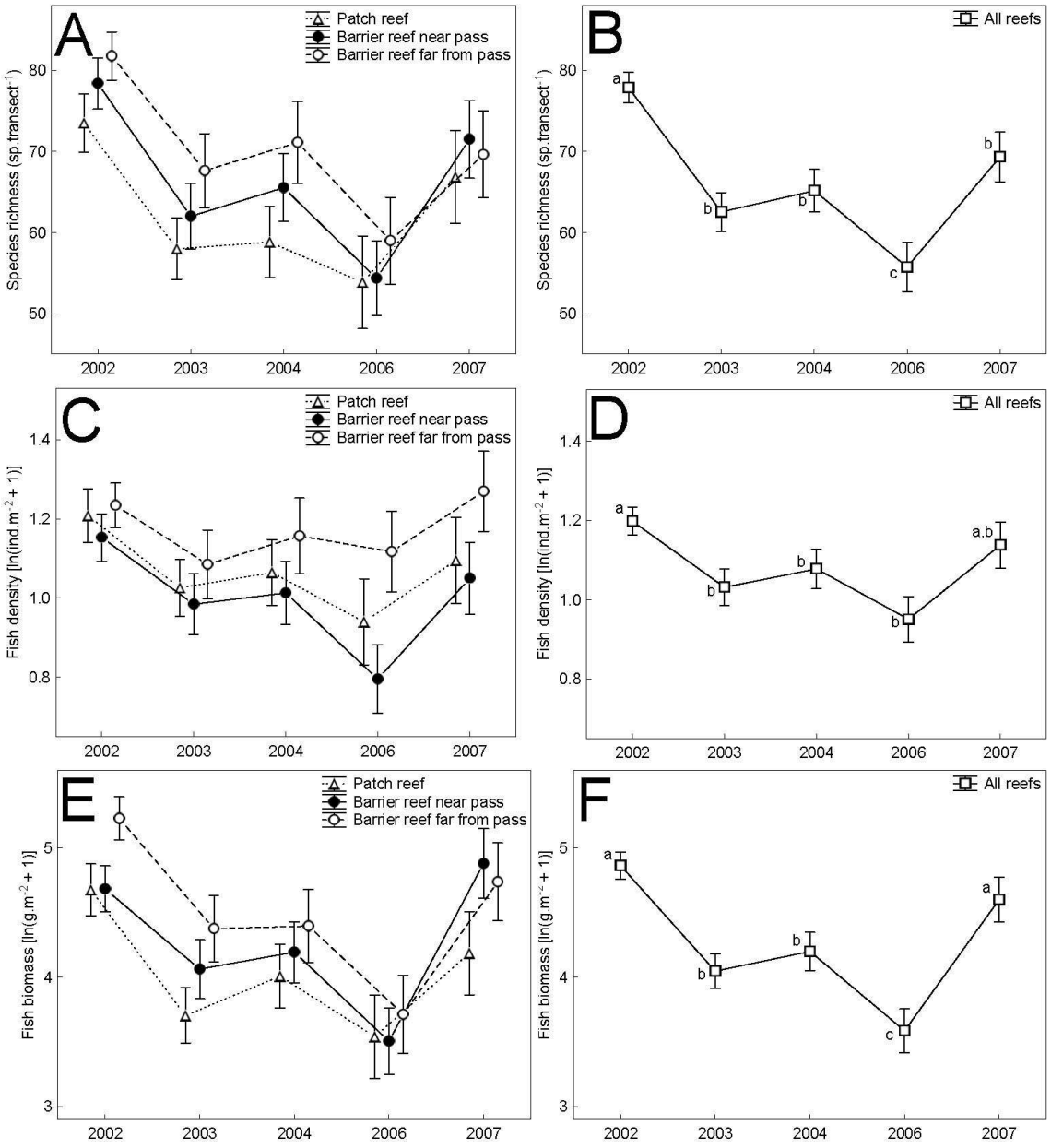


Figure 5: Average species richness (A, B), fish density (C, D) and biomass (D, E) in the VKP (Voh-Koné-Pouembout) lagoon area (n=193 transects) for each biotope × year (A, C, E) and for all biotopes combined (B, D, F). Different letters indicate significant differences at p<0.05 in planned comparisons (F-tests) that followed two-factor (biotope and year) ANOVA's shown in Table 1. Error bars are ±SE.

3.3. Trophic groups and home ranges

Three-way GLMs revealed non-uniform trophic and home range functional structures with highly significant functional group factor in all analyses (Table 3). Clearly, each functional group had a different proportion in the studied fish assemblage (Figure 6). Furthermore, the proportion of each functional group varied across years and biotopes as shown by significant double interaction terms in the analyses (Table 3, Year × FG and Biotope × FG), and there were no obvious consistent patterns (Figure 6). This result was consistent whether percents of each functional group were calculated from total richness, density or biomass (Table 3, Figure 6). However, the triple interaction Year × Biotope × functional group was non-significant when proportions of functional groups were calculated from species richness, revealing the remarkable spatial and temporal stability of both trophic and home range functional structures in terms of % species richness (Table 3, Figure 6). For all biotopes and years, proportion of species richness was significantly higher for carnivores (average = 51%±0.4SE), then herbivores (31%±0.4SE), plankton feeders (14%±0.3SE), and lower for piscivores (4%±0.2SE). Likewise, proportion of species richness was always higher for sedentary (46%±0.4SE), then mobile (30%±0.4SE), territorial (17%±0.4SE) and lower for very mobile fish (7%±0.2SE). When percent functional groups were calculated from densities or biomass, then the triple interaction terms in the GLMs were significant (Table 3), indicating that trophic and home range functional structures had no spatio-temporal stability in terms of density or biomass (Figure 6). For example, biomass of herbivores largely exceeded that of carnivores in the barrier reef near pass in 2002 (27 *versus* 60 % total biomass for herbivores and carnivores, respectively) whereas the very opposite was observed in 2007 for the same biotope (52 *versus* 34 % total biomass for herbivores and carnivores, respectively).

Table 3: Three-factor (year, biotope and functional group) general linear models performed on species richness, fish density and biomass recorded on 193 transects (69 stations), 5 years (2002, 2003, 2004, 2006, 2007) and 3 biotopes (patch reefs, barrier reef near pass, barrier reef far from pass). Each functional group has 4 modalities: carnivore, herbivore, piscivore and plankton feeder for trophic groups; territorial, sedentary, mobile and very mobile for home range groups. ***: p <0.001; **: p<0.01; *: p<0.05, ns: non significant F tests.

Factor/variable	Trophic groups			Home range groups		
	Richness	Density	Biomass	Richness	Density	Biomass
Functional group (FG)	***	***	***	***	***	***
Year × FG	***	***	**	***	*	***
Biotope × FG	***	***	***	***	***	***
Year × Biotope × FG	ns	*	***	ns	*	***

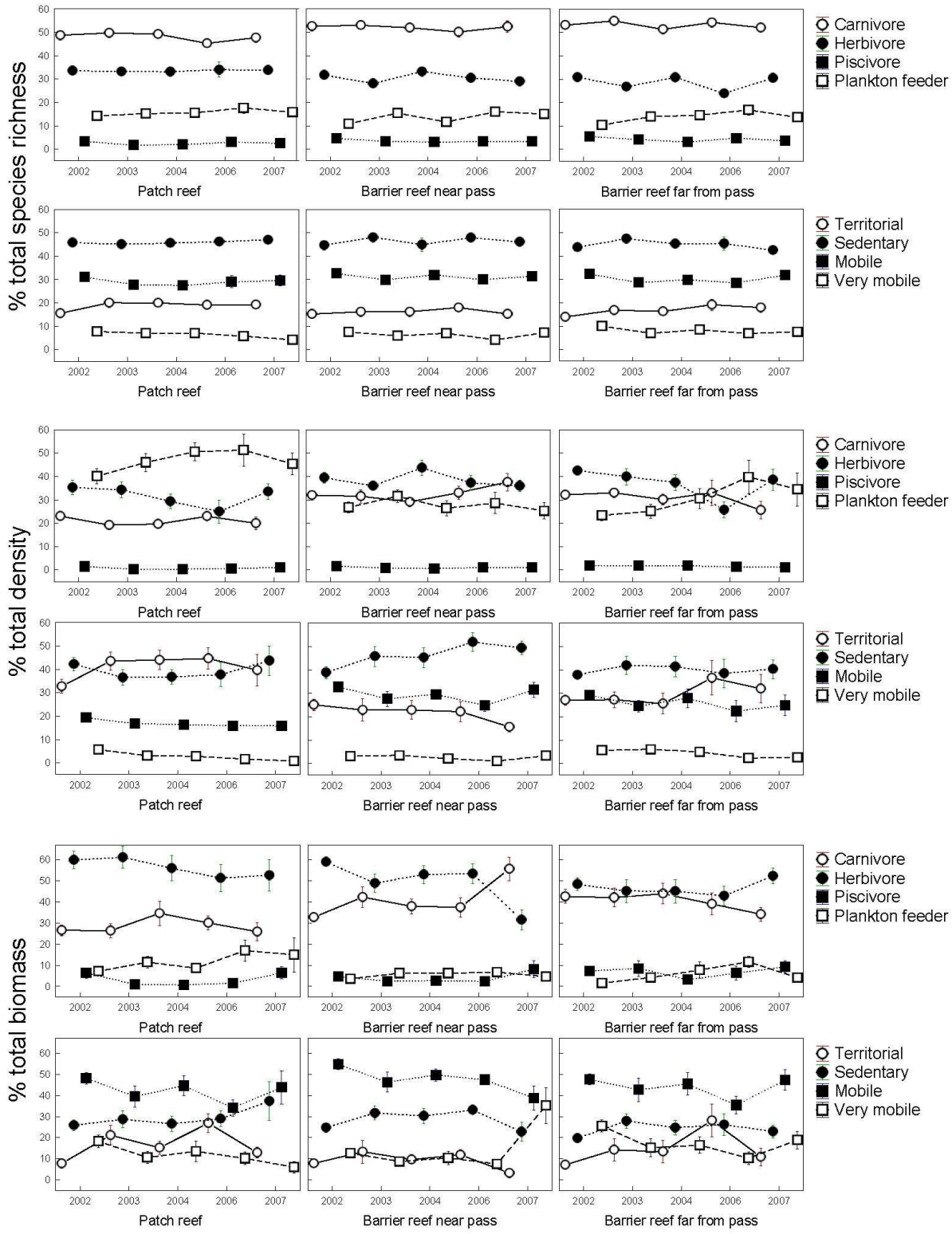


Figure 6: Average species richness, fish density and biomass in the VKP (Voh-Koné-Pouembout) lagoon area (n=193 transects) for each biotope, year and functional group (trophic and home range groups). Error bars are ±SE. Group means are compared by 3-way (biotope, year, functional group) GLM's given in Table 2.

4. Discussion

Our results indicated strong spatial structure of reef fish assemblages through time. Total species richness, density and biomass were highly variable according to years but temporal variation patterns were consistent among biotopes. A remarkable spatio-temporal stability for trophic and home range structures expressed in % of species richness was observed. These results have profound implications from both ecological and management perspectives.

4.1. Spatial and temporal patterns of fish assemblages

Our results pointed out the existence of coral reef fish assemblages associated with reef types of increasing oceanic exposure in VKP area. This is typical of the spatial organization of these organisms throughout the Indo-Pacific (e.g. Williams 1991, Letourneur 1996, Kulbicki 1997, Adjeroud et al. 1998, Chabanet 2002, Letourneur et al. 2008). Spatial structure in fish assemblages often reflects the geomorphology and habitat structure as well as benthic composition (Roberts & Ormond 1987, Chabanet et al. 1997, Syms 1998, Graham et al.,2008). Habitat destruction or modification of hydrodynamic conditions may then modify the temporal stability that we have observed in the spatial organization of reef fish assemblages, and thus reveal an impact of the mine. Furthermore, fish fauna in the study area was reasonably healthy as shown by species richness, density and biomass within the average for New Caledonia and often within the upper range of observations in the South Pacific (Kulbicki 2006). This implies that in the future fish assemblages of VKP may show substantial levels of degradation in reaction to the impact of a major industrial perturbation. The greatest contributors to species richness, density and biomass often belonged to the same few dominant families: Pomacentridae, Labridae, Scaridae, Acanthuridae, Chaetodontidae and Mullidae. Interestingly, these dominant families were always the most speciose in other countries of the South Pacific, notably Fiji, Tonga and French Polynesia despite the important distances between them (Fiji at 1300 km from New Caledonia, Tonga at 2000 km and French Polynesia at 5200 km) (supplement Table VI). This remarkable similarity in the structure of fish assemblages between sites in the Pacific region was also observed in species composition of reef fishes across the Indo-Pacific (Bellwood & Hughes 2001). Extending this analysis to density and biomass revealed that similarity was still high for density, but not for biomass (supplement Table VI). This regional scale comparison suggests that indicators based on taxonomic diversity may have a wide application, those based on taxonomic density would probably have different responses according to sites while taxonomic biomass is probably a poor indicator.

Important year-to-year fluctuations in species richness, density and biomass have commonly been reported for coral reef fishes. Examples can be found in French Polynesia (Adjeroud et al. 2002), the Great Barrier Reef (Sweatman et al. 2003), Kenya (McClanahan & Graham 2005) and New

Caledonia where temporal fluctuations in biomass can be greater than 50% within less than 5 years (this study; Wantiez et al. 2006, Kulbicki et al. 2007, Preuss et al. 2009). The fact that in the present study overall species richness, density and biomass followed the same temporal pattern and that this pattern was repeated for all reef types suggests a large scale underlying cause. Climatic events, in particular cyclones, have often been invoked as one of the main causes of disruption in the structure of reef fish assemblages (see review Harmelin-Vivien 1994). In the present case Cyclone Erica, which hit New Caledonia in March 2003, induced a strong modification of reef habitat (article 3) that may explain the abrupt decrease of species richness observed between 2002 and 2003. However recruitment variability seems unlikely to be the cause of the significant changes in species richness that were observed in our study. Although recruitment variability is often invoked as an important component of temporal fluctuations in reef fish assemblages (Doherty 1991, Calley et al. 1997, Sale 2004), it may not explain the disappearance of a species across all age classes within a single year.

A key result of this study was the nearly invariant trophic and home range structures in diversity. For example, the diversity of carnivores was always greater than that of herbivores, then plankton feeders and piscivores. Importantly, these functional structures were strictly the same in other sites in New Caledonia and across the South Pacific but the stability of trophic structures was no longer observed for density and biomass (Table 4). Conclusions are similar concerning home range structures, with a clear structural stability when considering diversity, but instability when considering densities and biomass. Interest is growing in ecology to consider the diversity of ecological functions rather than that of species (Lundberg & Moberg 2003). The reason is straightforward: ecosystem functioning may be more affected by the removal of a function than of a species (Bengtsson 1998, Mouillot et al. 2009). As such, functional traits are good candidates to provide indicators of industrial impacts. Our results suggest that minor changes in the functional structure expressed in species richness could reflect an anthropogenic disturbance, but that large structural changes in density or biomass may not and could be related to other natural causes of variation.

In contrast to strong spatial and temporal stability in trophic and home range functional structures, the lack of similarity in the temporal patterns at the individual species level, which has already been described for reef fishes (Kulbicki et al. 2007, Sweatman et al. 1998), strongly suggests that functional structure prevails over taxonomic structure. Within a function, species may replace one another over time. This is why redundancy within a functional group improves the stability of an assemblage (McCann 2000, Micheli & Halpern 2005). However, functional groups with low redundancy remain vulnerable even in a high diversity assemblage as they have fewer interchangeable species. Large apex predators such as sharks or groupers have low functional redundancy, and these groups could be of interest in the VKP context. Fishermen usually heavily target these fish, and their low diversity, low density and high biomass make them vulnerable to human induced changes, whereas in an undisturbed environment their long life span contributes to their stability (Sminkey &

Muzik 1995, Pears et al. 2006). Functional groups with low redundancy should be especially surveyed by monitoring programs.

Table 4: Species (SP) richness, density and biomass (%) of four trophic groups (carnivore, herbivore, piscivore and plankton feeder) in barrier reef sites of New Caledonia (1: Koné, 2: Moindou, 3: Ouassé, 4: Thio, 5: Lifou) and other countries of the South Pacific (Fiji, Tonga, French Polynesia: FP). Fish data were collected with UVC (sources: this study, Kulbicki 1997, Kulbicki et al. unpublished data).

	New Caledonia						Fiji	Tonga	FP
	1	2	3	4	5	Mean			
SP RICHNESS									
Piscivore	4.6	6.0	6.1	5.2	3.3	4.5	4.8	5.1	8.2
Carnivore	53.1	54.2	46.6	48.4	42.9	53.3	50.6	52.7	50.6
Herbivore	30.8	28.0	31.9	31.8	46.2	31.0	33.6	29.6	30.1
Plankton Feeder	11.5	11.8	15.4	14.6	7.6	11.2	11.0	12.7	11.1
DENSITY									
Piscivore	1.8	5.6	0.9	0.9	0.3	1.6	1.3	1.5	3.1
Carnivore	31.1	29.5	14.1	19.6	14.3	30.6	21.2	18.2	24.5
Herbivore	43.7	34.5	23.4	23.6	76.2	38.5	60.1	40.5	23.4
Plankton Feeder	23.4	30.4	61.6	55.9	9.2	29.3	17.4	39.8	49.0
BIOMASS									
Piscivore	8.3	39.8	6.4	21.8	36.1	12.5	3.4	7.6	29.4
Carnivore	39.9	29.8	36.4	27.9	3.9	37.6	23.9	23.5	33.8
Herbivore	49.6	28.4	44.1	38.8	48.2	45.5	70.4	57.6	31.9
Plankton Feeder	2.2	2.0	13.1	11.5	11.8	4.4	2.3	11.3	4.9

4.2. Monitoring perspectives and recommendations

4.2.1. Expected disturbances and related indicators

The nickel-processing plant will have two potential major impacts on reef fish populations. First the dredging of the channel and sediment input will damage fish habitat. Second, fishing pressure will intensify as a consequence of a large demographic increase in the area. Both impacts need to be carefully monitored and managed.

The first impact will generate increased turbidity, which should disturb coral survival and growth, and decrease primary production, in addition to direct destruction of coral fields by the dredging. This may generate a reduction of recruitment success (Jones et al. 2004, Feary et al. 2007) and a decrease in diversity and abundance of reef fishes as they are heavily dependent on coral cover and primary production for food and shelter (Amesbury 1981; Friedlander & Parrish 1998, Chabanet et al. 1997). In order to survey the impact of habitat destruction due to increased sedimentation, a close monitoring of species that are directly dependent on habitat for food and/or shelter would be

appropriate. These are mainly represented by damselfish (Pomacentridae, mainly plankton-feeders) and butterfly fish (Chaetodontidae, mainly coral feeders). We also recommend a long-term monitoring of species richness as it may decline following habitat destruction. Pomacentridae are largely small-bodied and territorial species, whose distribution appears highly influenced by the morphological structure of the substratum (Roberts & Ormond 1987, Jones 1991). Damselfish could be the most impacted family by reef framework collapse (dredging) or death (runoffs) as they have limited home-range and are known to be very reliant on the reef matrix as a shelter against predation (Graham et al. 2006, Wilson et al. 2008b). According to our results, some species could be proposed as potential indicators (listed on supplement Table III). The other family highly vulnerable to coral mortality is Chaetodontidae (Harmelin-Vivien & Bouchon-Navaro 1983, Chabanet 2002, Jones et al. 2004), which is often highly correlated to live coral cover. As a consequence this family has often been proposed as an indicator of coral reef health (Reese 1981, Bouchon-Navaro et al. 1985, Hourigan et al. 1988, Roberts et al. 1992). In the present case, as observed in the multivariate analysis (Figure 4), Chaetodontidae species do not significantly contribute to the characterization of the different biotopes as they are ubiquist. Therefore we recommend monitoring the five most abundant species recorded in all biotopes that cover both coral obligate species (*C. lunulatus, C. plebeius, C. trifascialis*) and species less dependent on coral (*C. citrinellus, C. mertensii*).

The second major expected impact is increased fishing pressure. It is generally accepted that reef fisheries are unsustainable (Pauly et al. 2003, Pandolfi et al. 2003, Bellwood et al. 2004) but this is not necessarily the case in the South Pacific (Newton et al. 2007) where reef fisheries are dominated by small-scale artisanal fisheries and largely involve the informal sector (Dalzell & Adams 1996, Jollit et al. this issue). The VKP area is sparsely populated with 9,600 inhabitants (4.2 inhabitants/km^2 in the Northern Province, Letourneur et al. 2000) distributed in four multi-cultural and rural villages (87 %) and five traditional Melanesian tribes (13 %) (Jollit et al. this issue). Despite this low human density, some fish populations are already impacted (Labrosse et al. 2000) and the increase in human density with the mining activities is likely to worsen the situation. This could be especially serious for species with high longevity and low reproductive rate such as sharks and groupers (Botsford et al. 1997). The removal of top predators and herbivores can have strong detrimental cascading effects on coral reef structure and function (McClanahan 1995, Dulvy et al. 2004a, Mumby et al. 2006). Several of the most targeted families on VKP belong to these groups, in particular Lethrinidae (42 t/year), Acanthuridae (28 t/year), Scaridae (17 t/year), Serranidae (17 t/year) and Siganidae (14 t/year) (Guillemot et al. 2009). Therefore, these families should be monitored in priority (see supplement Tables III and V). But some of the targeted species are underestimated by UVC (see review Harmelin-Vivien et al. 1985, Samoilys & Carlos 2000) due to biases introduced by the diver itself and/or changes in fish behaviour due to fishing pressure (Kulbicki 1998). To counteract the biases due to UVC, observational methods such as remote (surface-based) underwater video could be very useful (Willis et al. 2000, Cappo et al. 2004, Langlois et al. 2006).

4.2.2. Monitoring approaches

In a long-term monitoring perspective, one of the key points to identify an appropriate design for the detection of an anthropogenic impact is to characterize the extent of natural variability. The initial survey presented here was conducted in order to be able to use BACIPS design, recommended to detect an impact on highly variable environments such as open marine systems. However, BACIPS needs a temporal series on multiple pairs of stations inside and outside the impact area. To optimize BACIPS and/or to use a simpler design, it is thus essential to identify relevant impact/control areas and to determine the most stable variables.

At population level, general quantitative parameters (biomass, density) are highly variable for natural reasons such as climatic events or stochastic recruitment (Doherty 1991, Doherty & Fowler 1994). In our study area, we have shown that despite a significant temporal variability, variations were consistent in space with identical temporal patterns for the four considered biotopes. As a result, each biotope may be used as a control zone for the other biotopes in a BACIPS design. This characteristic could be particularly useful in order to identify a localized impact. For instance, it is probable that patch reefs and/or barrier reefs closest to the mine plant will be the most and/or the first impacted. One could therefore consider a BACIPS with these reefs as the impacted zone and similar reefs further from the impact as a control zone. Such an approach may be particularly efficient to detect emerging impacts due to dredging and habitat perturbation. In contrast, functional structures of species richness appeared stable through space and time. Thus, a Before-After design could be sufficient to detect an impact on these structures in VKP. Furthermore, the data collected in the Pacific suggest that functional structures in species richness are stable on a regional scale (Table 4). Thus, this metric could also be very useful on other sites of the Pacific where only Before-After or Control-Impact designs are logistically possible.

5. Conclusion

Long-term monitoring programs are necessary to identify impacts of anthropogenic activities on complex marine ecosystems such as coral reefs. Our study provides a unique example of coral reef fish monitoring prior to the expected impacts of a major industrial project on a relatively preserved environment in a South Pacific island. Our sampling program will be maintained in the VKP region throughout nickel processing by the plant and the same standardized monitoring methods must continue to be used without any major methodological changes. This work will have many applications that go beyond the local framework and may be useful in a regional context since natural ecosystems in general, and coral reefs in particular, are being impacted by human activities on a global scale.

Acknowledgments

The field survey in VKP is part of a partnership between scientific organisms, public institutions, and private stakeholders. The authors thank all the persons and organisms involved in these field campaigns since 2002:

- The Aquaculture and Fisheries Department of the Northern Province of New Caledonia, and particularly Nathalie Baillon and Nathaniel Cornuet, for their help on the field and for supplying ship resources for the major part of field work.

- The Secretariat of the Pacific Community, in particular Pierre Boblin and Samasoni Sauni help collecting UVC data.

- The Koniambo Nickel SAS company, especially Sylvain Capo, Denis Poignonec for their essential help for logistics and the Environmental Department directors Martin Boucher, Bernard Swarbrick and Luc Lortie.

- Gérard Mou-tham et Nicolas Maïhota, divers at IRD, for their help in collecting UVC data, as well as Pierre Laboute, Pascal Hebert and Franck Bouilleret, for their contribution to data collection.

- Fishers from the Oundjo tribe, for their authorisation to sample on their fishing grounds and for their help on the field, with a special attention to Gaté.

Many thanks also to Celia Gautier for proof-reading and to anonymous reviewers for their constructive comments on the manuscript.

Supplementary Material

Supplement Table I: Average species richness of the 12 most diverse families in VKP (Voh-Koné-Pouembout) coral reefs for the four biotopes defined in the study (patch reef, barrier reef far from the passes, FP, barrier reef near pass, NP, outer slope). Diversity is expressed as average number of species / transect. Mean: weighted mean by biotope. Grand total: total number of species recorded / transect.

Families	Mean	Patch reef	Barrier FP	Barrier NP	Outer slope
Pomacentridae	14.5	14.1	14.9	14.1	18.7
Labridae	14.1	12.1	15.3	14.8	13.9
Chaetodontidae	7.3	6.7	8.1	6.7	10.6
Scaridae	6.2	6.7	6.5	5.4	7.6
Acanthuridae	5.6	5.3	6.0	5.4	6.3
Mullidae	2.8	2.1	3.4	2.9	1.1
Pomacanthidae	2.1	2.4	1.7	2.1	2.1
Lethrinidae	1.8	1.2	2.2	1.9	2.1
Serranidae	1.7	1.4	1.8	1.8	2.7
Nemipteridae	1.3	1.1	1.3	1.5	0.3
Siganidae	1.2	1.3	1.0	1.1	2.4
Holocentridae	1.0	0.8	1.3	1.0	0.7
Grand Total	68.2	62.3	73.3	67.1	82.0

Supplement Table II: Average density (fish.m^{-2}) of the 12 most abundant families in VKP coral reefs (Voh-Koné-Pouembout) for the four biotopes defined in the study (patch reef, barrier reef FP, barrier reef NP, outer slope). Barrier NP: barrier reef near pass; Barrier FP: barrier reef far from the passes. Mean: ponderated mean (fish.m^{-2}) by biotope. Grand total: total number of individuals recorded.m^{-2}

Families	Mean	Patch reef	Barrier FP	Barrier NP	Outer slope
Pomacentridae	1.111	1.202	1.113	0.817	3.305
Labridae	0.281	0.201	0.325	0.310	0.266
Scaridae	0.178	0.159	0.208	0.174	0.107
Acanthuridae	0.178	0.124	0.214	0.182	0.261
Chaetodontidae	0.068	0.058	0.074	0.067	0.096
Mullidae	0.039	0.017	0.063	0.039	0.006
Pomacanthidae	0.037	0.048	0.024	0.036	0.068
Lethrinidae	0.033	0.007	0.060	0.033	0.011
Lutjanidae	0.043	0.009	0.076	0.022	0.016
Nemipteridae	0.029	0.013	0.033	0.035	0.006
Holocentridae	0.026	0.009	0.044	0.018	0.083
Siganidae	0.019	0.013	0.017	0.025	0.014
Grand Total	2.34	2.15	2.48	1.96	4.60

Supplement Table III: Average density (fish.m^{-2}) of the 20 most abundant species in VKP coral reefs (Voh-Koné-Pouembout) within each of the four biotopes defined in the study (patch reef, barrier reef FP, barrier reef NP, outer slope). Barrier NP: barrier reef near pass; Barrier FP: barrier reef far from the passes. "P" denotes a Pomacentridae; "L" a Labridae. Mean: ponderated mean (fish.m^{-2}) by biotope.

Species	Mean	Patch reef	Barrier FP	Barrier NP	Outer slope
Dascyllus aruanus - P	0.194	0.530	0.135	0.070	0.000
Chromis viridis - P	0.184	0.385	0.155	0.120	0.005
Stegastes nigricans - P	0.150	0.145	0.230	0.115	0.000
Chrysiptera taupou - P	0.150	0.090	0.195	0.185	0.005
Ctenochaetus striatus	0.094	0.075	0.090	0.120	0.060
Pomacentrus amboinensis - P	0.091	0.190	0.095	0.040	0.000
Halichoeres trimaculatus - L	0.089	0.025	0.125	0.120	0.000
Chlorurus sordidus	0.074	0.070	0.070	0.095	0.020
Pomacentrus molluccensis - P	0.066	0.075	0.110	0.030	0.005
Thalassoma lunare - L	0.064	0.155	0.045	0.040	0.000
Chromis atripectoralis - P	0.040	0.000	0.100	0.010	0.025
Chromis vanderbilti - P	0.038	0.000	0.005	0.015	0.335
Thalassoma lutescens - L	0.036	0.005	0.025	0.060	0.070
Pomacentrus coelestis - P	0.032	0.015	0.015	0.065	0.000
Stethojulis bandanensis - L	0.030	0.015	0.035	0.045	0.000
Abudefduf sexfasciatus - P	0.029	0.015	0.025	0.045	0.025
Pomacentrus vaiuli - P	0.025	0.005	0.020	0.050	0.015
Pomacentrus chrysurus - P	0.025	0.010	0.015	0.045	0.020
Chromis margaritifer - P	0.023	0.000	0.010	0.020	0.150
Pomacentrus lepidogenys - P	0.018	0.005	0.005	0.005	0.150

Supplement Table IV: Average biomass (g.m^{-2}) of the 12 most abundant families in VKP coral reefs (Voh-Koné-Pouembout) for the four biotopes defined in the study (patch reef, barrier reef FP, barrier reef NP, outer slope). Barrier NP: barrier reef near pass; Barrier FP: barrier reef far from the passes. Mean: ponderated mean (g.m^{-2}) by biotope. Grand total: total biomass (g.m^{-2}) recorded by transect.

Families	Mean	Patch reef	Barrier FP	Barrier NP	Outer slope
Acanthuridae	27.5	18.5	31.5	28.8	56.2
Scaridae	25.7	27.6	28.9	21.7	20.4
Carcharhinidae	18.9	8.2	20.4	25.3	29.7
Lutjanidae	11.3	2.4	17.8	9.3	7.6
Pomacentridae	10.3	10.1	12.7	7.6	18.7
Labridae	9.1	6.4	10.0	10.4	11.2
Carangidae	8.7	3.5	10.6	10.4	3.9
Lethrinidae	8.1	0.9	14.3	8.3	11.0
Haemulidae	5.5	2.0	8.3	2.8	18.9
Mullidae	4.4	1.9	7.2	4.4	0.5
Serranidae	4.0	2.7	3.2	5.8	6.1
Caesionidae	2.5	2.2	1.9	2.5	6.2
Grand Total	120	83	157	117	167

Supplement Table V: Average biomass ($g.m^{-2}$) of the 20 most abundant species in VKP coral reefs (Voh-Koné-Pouembout) within each of the four biotopes defined in the study (patch reef, barrier reef FP, barrier reef NP, outer slope). Barrier NP: barrier reef near pass; Barrier FP: barrier reef far from the passes. *S*: Scaridae, *A*: Acanthuridae. Mean= ponderated mean ($g.m^{-2}$) by biotope.

Species	Mean	Patch reef	Barrier FP	Barrier NP	Outer slope
Ctenochaetus striatus -A	10.4	8.95	9.5	13.6	6.15
Naso unicornis-A	8.7	3.4	9.5	13.7	1.35
Chlorurus sordidus -S	7.55	6.6	7.15	10.3	1.65
Stegastes nigricans	5.85	6	8.55	4.65	0
Scarus rivulatus -S	5.05	13.05	3.55	2.2	0.1
Acanthurus blochii-A	4.8	5.5	5.7	3.5	4.2
Triaenodon obesus	4.35	1.55	6.9	4.3	2.1
Lutjanus fulviflammus	3.45	0.5	8.25	1.5	0
Taeniura meyeni	3.35	0	2.6	7.5	0
Scarus altipinnis -S	3.2	2.15	5.95	1.95	0.05
Monotaxis grandoculis	3	0.4	5.7	1.75	4.45
Scarus schlegeli -S	2.9	5.35	1.75	3	0.55
Plectropomus laevis	2.3	1.2	1.25	4.45	1.25
Lutjanus bohar	1.8	0.3	2.05	3.1	0
Cheilinus undulatus	1.3	0.05	1.25	1.85	2.45
Carangoides fulvoguttatus	1	0	0	3.05	0
Prionurus maculatus-A	0.85	0	0	0	9
Scarus frenatus -S	0.8	0.85	0.5	0.65	2.35
Scomberoides commersoni	0.3	0.45	0	0	2.1
Plectorhinchus obscurus	0.2	0	0	0	2.2

Supplement Table VI: Ranking of the 10 major (based on the fish family composition in VKP) families in species richness, density and biomass of the barrier reef transects from 5 sites in New Caledonia (1: Voh-Koné-Pouembout, 2: Moindou, 3: Ouasse, 4: Thio, 5: Lifou) (Kulbicki et al., 2007) and three countries of the South Pacific: French Polynesia (FP) (Kulbicki et al., 2000), Fiji and Tonga (Kulbicki et al., 2004).

	New Caledonia						Fiji	Tonga	FP
	1	2	3	4	5	Mean			
SP RICHNESS									
Labridae	1	1	2	1	1	1	1	1	1
Pomacentridae	2	2	1	2	2	2	2	2	2
Chaetodontidae	3	3	5	3	3	3	3	3	4
Acanthuridae	4	4	3	4	5	4	4	5	3
Scaridae	5	5	4	5	4	5	5	4	5
Serranidae	6	6	6	6	7	6	11	6	6
Holocentridae	7	10	7	12	10	9	6	7	6
Lutjanidae	8	8	12	9	7	8	9	11	12
Mullidae	8	7	9	7	6	7	6	8	10
Lethrinidae	10	10	13	9	7	10	8	12	14
DENSITY									
Pomacentridae	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Labridae	2	3	2	3	3	2	4	4	2
Scaridae	3	2	3	5	2	3	2	3	4
Acanthuridae	4	4	4	4	4	4	3	2	3
Lutjanidae	5	7	13	12	13	9	10	11	11
Chaetodontidae	6	6	8	8	7	6	6	5	7
Mullidae	7	10	6	9	9	7	7	10	6
Caesionidae	8	5	5	2	6	4	13	6	14
Lethrinidae	9	8	10	6	11	7	8	12	5
Pomacanthidae	10	9	11	10	11	12	9	7	12
BIOMASS									
Acanthuridae	1	3	3	2	2	2	1	2	4
Scaridae	2	2	1	1	1	1	2	1	2
Labridae	3	9	4	5	6	5	6	3	7
Lutjanidae	4	7	12	12	12	10	5	4	10
Pomacentridae	5	5	2	8	4	4	3	5	9
Lethrinidae	6	4	9	6	11	7	7	8	3
Mullidae	7	12	8	10	10	11	8	10	5
Carcharhinidae	8	1	7	3	3	3	9	13	1
Serranidae	9	10	11	9	5	9	11	7	6
Caesionidae	10	8	6	4	7	6	12	6	13

3.2. Article 3. Effets du cyclone Erica sur les habitats coralliens en Nouvelle-Calédonie (Pacifique Sud).

Résumé de l'article 3 :

Le puissant cyclone Erica a frappé la Nouvelle-Calédonie (Pacifique Sud) en mars 2003. Cet article porte sur les impacts de ce cyclone sur les habitats coralliens d'un site d'étude situé sur la côte nord-ouest de cette île. Un jeu de données de 6 ans (2002-2007) a été utilisé afin d'examiner les variations interannuelles de variables décrivant les habitats récifaux : coraux vivants durs et coraux mous, corail mort, débris coralliens, algues et proportion relative entre coraux durs vulnérables et résistants aux contraintes mécaniques du cyclone. La perturbation des habitats générée par le cyclone a été différente selon le type de récif considéré (récifs-barrières proches des passes, récifs-barrières éloignés des passes et récifs intermédiaires). À court terme, des dégâts mécaniques de la structure tridimensionnelle des habitats ont été détectés, et notamment un shift entre les formes coralliennes vulnérables et résistantes sur les récifs intermédiaires. Néanmoins, les effets les plus significatifs sont apparus à moyen terme (dans les 2 ans suivant le cyclone) avec une diminution significative de la couverture en coraux vivants durs entre 2002 et 2004 (environ -45%) sur tous les types de récifs. Ces perturbations à court et moyen termes des habitats coralliens ont été discutées vis-à-vis de variations observées pour les peuplements ichtyologiques, soulignant l'importance des effets différés du cyclone sur les habitats et les peuplements associés. Quatre ans après l'impact d'un cyclone majeur, les habitats coralliens et notamment les coraux vivants ont montré une récupération significative, suivie d'une évolution similaire des peuplements de poisson, suggérant une bonne capacité de résilience des récifs coralliens de cette zone où l'influence anthropique est modérée.

Article 3

En préparation (journal envisagé : Coral Reefs)

Cyclone effects on coral reef habitats in New Caledonia (South Pacific)

Nicolas Guillemot [1, 2, 3,*], Pascale Chabanet [4], Olivier Le Pape [2]

[1] *IRD (Institut de Recherche pour le Développement), UR-CoRéUs, BP A5, 98 848 Noumea, New Caledonia*
[2] *Université Européenne de Bretagne, UMR 985 Agrocampus OUEST, INRA «Ecologie et Santé des Ecosystème», Ecologie halieutique, Agrocampus OUEST, 65 rue de St Brieuc, CS 84215, 35042 Rennes, France.*
[3] *Koniambo Nickel SAS, Service Environnement, BP MGA 08, 98802 Noumea, New Caledonia*
[4] *IRD (Institut de Recherche pour le Développement), UR-CoRéUs, BP 172, 97492 Ste Clotilde, La Réunion, France*
[*]Corresponding author: phone: +687 26 07 23; fax: +687 26 43 26; e-mail: nicolas.guillemot@ird.fr

Abstract

The strong cyclone Erica hit New Caledonia (South Pacific) in March 2003. This paper documents its impacts on coral reef habitats on a survey site located on the Northwest coast of this island. A six-year dataset (2002-2007) was used to examine the inter-annual variations of key variables describing reef habitats (live hard and soft corals, dead corals in place, coral debris, algae and relative proportion of mechanically vulnerable and resistant live hard corals). The cyclone-induced disturbances of habitats differed according to three reef types (barrier reefs near pass, barrier reefs far from pass and patch reefs). Short-term mechanical damages were detected on the three-dimensional structure of reef habitats with a notable shift between mechanically vulnerable and resistant forms of corals occurring on patch reefs. However, the most significant effects appeared on the mid-term (i.e. within 2 years after the cyclone) as the cover of live hard corals significantly decreased (approximately -45%) between 2002 and 2004 on all reef types. The short and mid-term disturbances of coral reef habitats were discussed with regard to published temporal variations in reef fish assemblages, underlining the delayed effects of this cyclonic event on habitat as well as fish assemblages. Coral reef habitats and live corals had shown significant patterns of recovery 4 years after the cyclone, followed by similar patterns in fish community, suggesting a good resilience to this major natural disturbance in an area under moderate anthropogenic pressure.

Keywords: cyclone, reef habitats, corals, disturbance, South Pacific.

1. Introduction

Large-scale natural disturbances, such as tropical cyclones, have regularly affected coral reef ecosystems, which adapted to these occasional but severe constraints throughout their evolution (Sousa 1984, Jackson 1991, Grigg & Dollar 1998, Nyström et al. 2000). In their pristine state, coral reefs have thus developed the necessary resistance and resilience to overcome and recover from such disturbances (Done 1999, Nyström & Folke 2001, Halford et al. 2004). However, the recent increase in human-induced disturbances on reef ecosystems has driven to a global decline of coral reefs worldwide (Wilkinson, 2004) affecting both reef habitats and associated biological assemblages. This general weakening of reef ecosystems disrupted their long-lived equilibrium with natural environmental fluctuations by jeopardizing their resilience to natural disturbances (Richmond 1993, Nyström et al. 2000, McClanahan et al. 2002). In the case of cyclones, it was also suggested that global change could increase their frequency in tropical regions (Webster et al. 2005), which would superimpose to an increased susceptibility of reef ecosystems to these severe disturbances. In such a context, documenting and analysing the response of coral reef ecosystems to large-scale natural disturbances represent a key issue to increase our knowledge on the dynamics and the resilience of coral reef communities. Indeed, assessing and accounting for their spatio-temporal variability constitutes an important pre-requisite for the monitoring of coral reef ecosystems with regard to anthropogenic pressures and for the implementation of relevant conservation actions (Osenberg et al. 1994, Smith et al. 1999, Adjeroud et al. 2002, Pérez-Ruzafa et al. 2007).

The effects of cyclone on coral reef habitats have been regularly documented (Harmelin-Vivien 1994, Fong & Lirman 1995, Cheal et al. 2002, Halford et al. 2004). However, the unpredictability of these meteorological phenomena, combined with the lack of long-term datasets describing coral reef ecosystems, makes the study of their effects difficult. Especially, appropriate time series including before and after data are rare, and only few studies documented mid-term and long-term disturbances and recovery patterns after a cyclonic event (Knowlton et al. 1981, Halford et al. 2004). Cyclones were proved to entail variable effects on reef habitats, depending on the characteristics and the structure of the impacted reefs (Glynn et al. 1998; Cheal et al. 2002). Damages were linked to direct mechanical disturbances destroying the reef three-dimensional framework and affecting live coral cover (Harmelin-Vivien 1994), and to post-cyclone indirect disturbances such as increased terrestrial run-offs and fresh water inputs, diseases, or population fragmentation (Knowlton et al. 1981, Van Woesik at al. 1995, Connell 1997). Cyclones may also affect reef fish assemblages, either directly or through habitat degradations, leading to significant decreases in abundance and species richness and to alterations in trophic structure and spatial distribution of the impacted assemblages (Harmelin-Vivien 1994, Wantiez et al. 2006, Chabanet et al. 2009). Among the variety of impacts resulting from a cyclonic event, habitat destruction often appeared to be a major cause of disturbance for demersal species such as reef fishes (Lassig 1983; Harmelin-Vivien 1994, Fenner 1991).

In the present study, a 6-year data series was used to examine the impact of a powerful tropical cyclone on coral reef habitats in New Caledonia. This cyclone occurred on the second year of the 6-year survey, which allowed documenting its short-term and mid-term effects as well as possible patterns of recovery of reef habitats several years after the disturbance. The observed effects of the cyclone were also discussed with regard to variations of reef fish assemblages in the same area (Chabanet et al. 2009).

2. Materials and methods

2.1. Study site

New Caledonia, located in the subtropical region of the South Pacific (19°S - 23°S, Figure 1a), is occasionally hit by cyclones. The South Pacific basin is subjected to an average of 4 cyclones per year, but cyclones threatening directly New Caledonia are scarce (12 cyclones passed at less than 200 km from New Caledonia in the past twenty years). In March 2003, cyclone Erica (class 5) was exceptionally strong for this country (minimal pressure: 920 hPa; average winds: 215 km h^{-1}; gusts up to 315 km h^{-1}) and its trajectory reached the Northwest coast of the main island (Figure 1b). Erica affected strongly the present study site (main town Koné, Figure 1c), a rural and lightly populated area (9600 inhabitants) with limited urban development and moderate fishing pressure (Guillemot et al. 2009), thus considered under moderate anthropogenic pressure. Since 2003, no cyclonic event affected New Caledonia and no other significant disturbance (either anthropogenic or natural) was reported in this study site.

2.2. Annual survey

From 2002 to 2007 (except for 2005), the study site was surveyed annually in November. Each year, 50 m fixed transects covering shallow reef areas (from 1 to 5 m deep) on barrier (inner slope) and patch reefs were sampled using underwater visual censuses (Figure 1c), providing a total of 168 observational transects. Observers were generally identical from one year to another and if not, observer's experience remained constant throughout the survey. The description of transect-scale habitat features was conducted using the Medium-Scale Approach (Clua et al. 2006). For each transect, this method provided estimates of the percent cover in abiotic (sand, debris, blocks, and dead corals in place) and biotic substrate variables (live hard corals with details for branching, tabular, foleaceous, massive and encrusting colonies, soft corals, algae). Percent covers were estimated on contiguous 5×5 m quadrats (ten each side of a transect) and were averaged on the whole 50×10 m survey area.

These data were aggregated into habitat variables known to be potential indicators of cyclone effects on coral reefs: percent covers in live hard corals, soft corals, coral debris (including blocks of eroded dead coral up to 1 m large), dead coral skeletons still in place and algae (including turf, macroalgae and calcareous algae, not available for the whole survey period but only for 2002, 2003 and 2007). As they correspond to fragile three-dimensional structures, skeletons of dead corals in place were considered because they are likely to provide indications of direct mechanical damage on reef habitats. Furthermore, two morphological types of live hard corals were distinguished with respect to their susceptibility to the mechanical action of cyclones: “resistant” (encrusting, massive) and “vulnerable” corals (branching, digitate, tabular, foleaceous) (Harmelin-Vivien 1994).

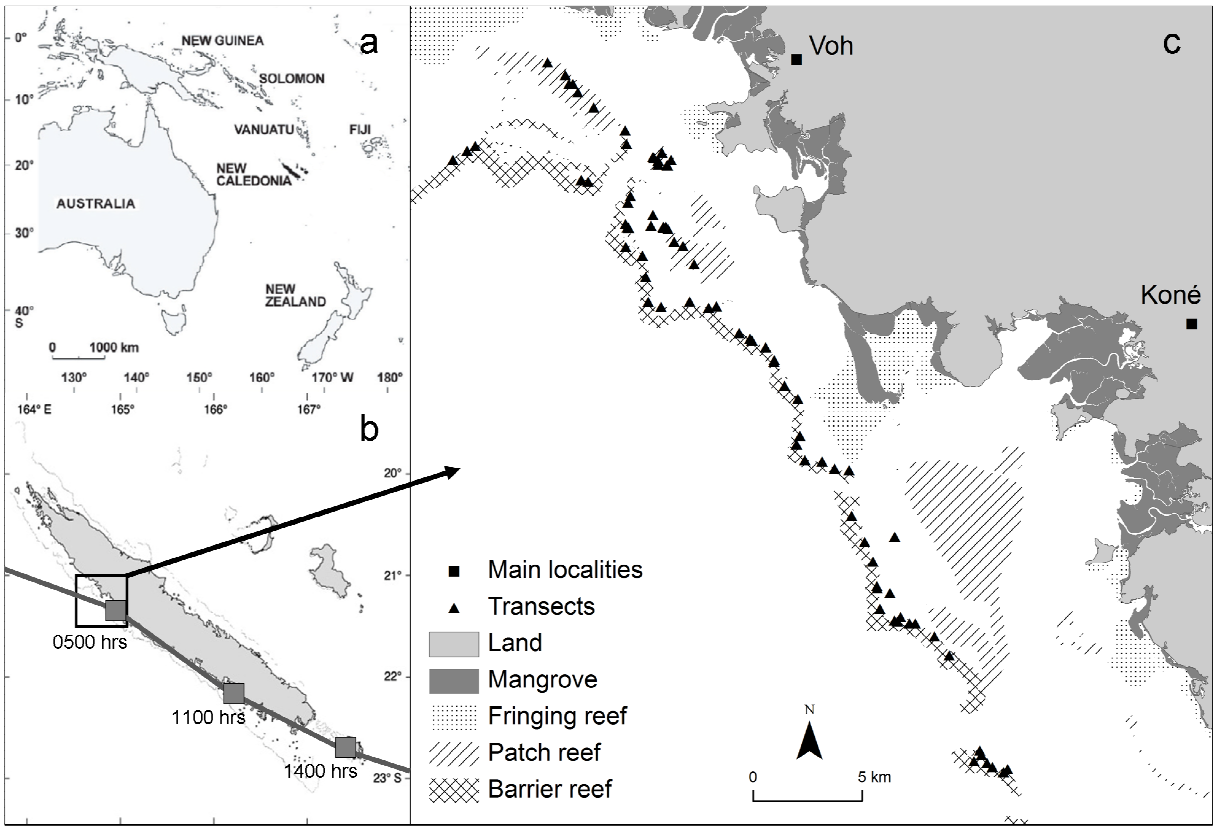


Figure 1: (a) Location of New Caledonia in the South Pacific; (b) trajectory of cyclone Erica (14th March 2003) and location of the study area; (c) study area, location of the transects surveyed annually between 2002 and 2007, and landscape features including reef geomorphology (from Andréfouët & Torres-Pulliza 2004).

2.3. Data analysis

Reef geomorphology is known to be a structuring feature for reef habitats and associated biological assemblages (Sale et al. 1984, Galzin 1987a, Letourneur 1996, Chabanet et al. 1997). Reef types corresponding to a combination of reef geomorphology and distance to the nearest pass was also shown to be a very structuring factor for reef fish assemblages in the present area (Chabanet et al.

2009). Three reef types were consequently considered: patch reefs, barrier reefs far from pass (more than 3 km from the nearest pass) and barrier reefs near pass (less than 3 km from the nearest pass), representing respectively 60, 52 and 56 observations. Analyses were systematically conducted for each of these reef types in order to detect possible differences in their response to a cyclonic disturbance. The temporal variations of habitat variables were represented using means per year, with 95% confidence intervals. Inter-annual variations of each variable were tested using analyses of variance (ANOVA; P-value = 0.05). When the ANOVA results indicated significant inter-annual differences, a Tukey's "Honest Significant Differences" test was conducted in order to determine which yearly means were significantly different from each other (Zar 1999).

3. Results

Pre-disturbance habitat characteristics appeared different between each reef types (barrier reefs far from pass, barrier reefs near pass and patch reefs) (Table 1). Coral debris were more abundant on barrier reefs far from pass than on the other two reef types. Patch reefs showed the highest covers in live hard corals, soft corals and dead corals in place. On barrier reefs, live hard corals and dead corals in place were the most abundant near passes, whereas soft corals covers was similarly low on both barrier reef types. Barrier reefs near pass and patch reefs exerted a similar composition in debris, dead corals in place and live hard corals, differing from barrier reefs far from pass. The relative cover in resistant corals was higher than vulnerable corals on patch reefs, but the inverse was observed on barrier reefs, which exerted similar proportions both near and far from passes.

Table 1: Initial composition of habitats prior to cyclone occurrence: percent cover of the main habitat variables in 2002 for the three reef types.

Cover type	Habitat element	Reef type		
		Barrier reefs far from pass	Barrier reefs near pass	Patch reefs
Mean cover (%)	Coral debris and blocks	27.1	17.9	16.9
	Dead corals in place	3.6	6.0	8.5
	Live hard corals	10.1	16.1	18.0
	Live soft corals	1.7	1.5	3.7
Mean relative cover among hard corals (%)	Resistant corals	35.4	38.4	50.0
	Vulnerable corals	48.3	48.4	41.3

Variations in the mean cover of coral debris appeared important throughout the survey period, but the large standard deviations amongst observations conferred low statistical reliability concerning the significance of these variations (Figure 2, Table 2). However, these variations were significant concerning the increase in coral debris between 2002 and 2003 on barrier reef far from pass. In 2006,

the cover in coral debris on barrier reef near pass also appeared to be significantly higher than in 2002. Dead corals in place appeared to be the most variable habitat variable during the 6-year survey (Figure 2, Table 2). On barrier reefs far from pass, the level of dead corals in place in 2003 appeared significantly lower than in 2004 and 2007, although their overall cover on this reef type remained low. On barrier reef near pass, the cover of dead corals in place appeared particularly variable through time. It decreased significantly from 2002 to 2003 and then increased significantly between 2003 and 2004. In 2006, its level was significantly lower than in 2004 and increased again from 2006 to 2007. On patch reefs, the only significant variation corresponded to a higher cover of dead corals in place in 2007 with regards to 2002 and 2003. Live hard coral cover significantly decreased between 2002 and 2004 for all the reef types (Figure 2, Table 2). The decreases in the mean live hard coral cover from 2002 and 2004 corresponded to variations of -47% (barrier reefs far from pass), -48 % (barrier reefs near pass) and -45% (patch reefs). On the two barrier reef types, a significant increase in live hard coral cover was observed between 2004 and 2006. Soft corals showed no significant variation on barrier reefs near pass and patch reefs, but a slight increase in 2006 on barrier reefs far from pass was significant with regards to levels of 2003 and 2004 (Figure 2, Table 2). Despite the trends in algal covers from 2002 to 2003 suggested an increase on all reef types, these variations were not significant (Figure 2, Table 2). None of the variations in algal cover were significant suggesting a stability of this cover throughout the survey period.

On barrier reefs far from pass, the relative cover in vulnerable corals decreased significantly between 2002 and 2003, and the covers observed in the following years were not significantly different from 2003 (Figure 3, Table 2). The trends in vulnerable corals suggested an increase from 2006 and 2007 although it was not significant in the Tukey test. Nevertheless their cover remained significantly lower in 2007 than in 2002. The relative cover in resistant corals increased significantly between 2002 and 2006, although no significant differences were detected for the intermediate years. On barrier reefs near pass, the variations were not significant despite the shape of the curves suggested a similar pattern as for barrier reef far from pass. On patch reefs, neither the relative proportion in resistant corals nor in vulnerable corals varied significantly during the survey period.

Most of the trends observed for the habitat variables appeared consistent between reef types, especially concerning live hard coral cover and dead corals in place (Figure 2). A general pattern of decrease in vulnerable corals after the cyclone, followed by a progressive increase after several years, also appeared on barrier reefs (Figure 3).

Table 2: Results of the ANOVAs and Tukey tests for detecting variations of the habitat variables between years, for three reef types. Levels of significance (P values) for the ANOVAs: 'ns': not significant, '*': P < 0.05; '**': P < 0.01; '***': P < 0.001.

Habitat element	Reef type					
	Barrier reefs far from pass		Barrier reefs near pass		Patch reefs	
	ANOVA	Tukey test	ANOVA	Tukey test	ANOVA	Tukey test
Coral debris and blocks	*	2002<2003	*	2002<2006	ns	
Dead corals in place	**	2003<2004; 2003<2007	***	2002>2003; 2003<2004; 2004>2006; 2006<2007; 2003<2007	*	2002<2007; 2003<2007
Live hard corals	**	2002>2004; 2004<2006	***	2003>2004; 2004<2006; 2004<2007	*	2002>2004
Live soft corals	*	2002<2006; 2003<2006	ns		ns	
Algae	ns		ns		ns	
Resistant corals	*	2002<2006	ns		ns	
Vulnerable corals	**	2002>2003; 2002>2004; 2002>2006; 2002>2007	ns		ns	

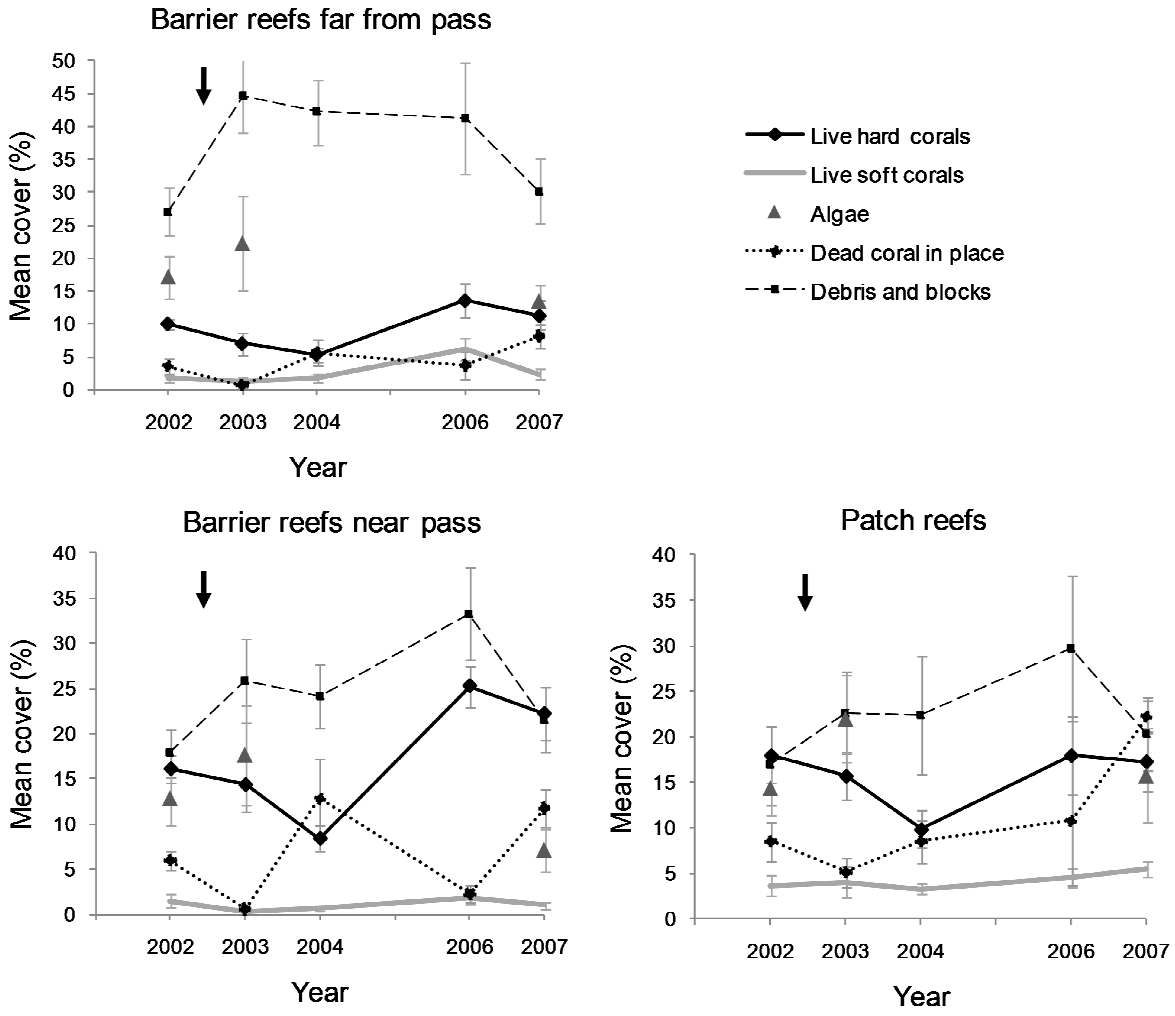


Figure 2: Temporal variations in the mean percent cover of habitat variables, for three reef types, between 2002 and 2007. Error bars indicate 95% confidence intervals. Arrows indicate the occurrence of the cyclone.

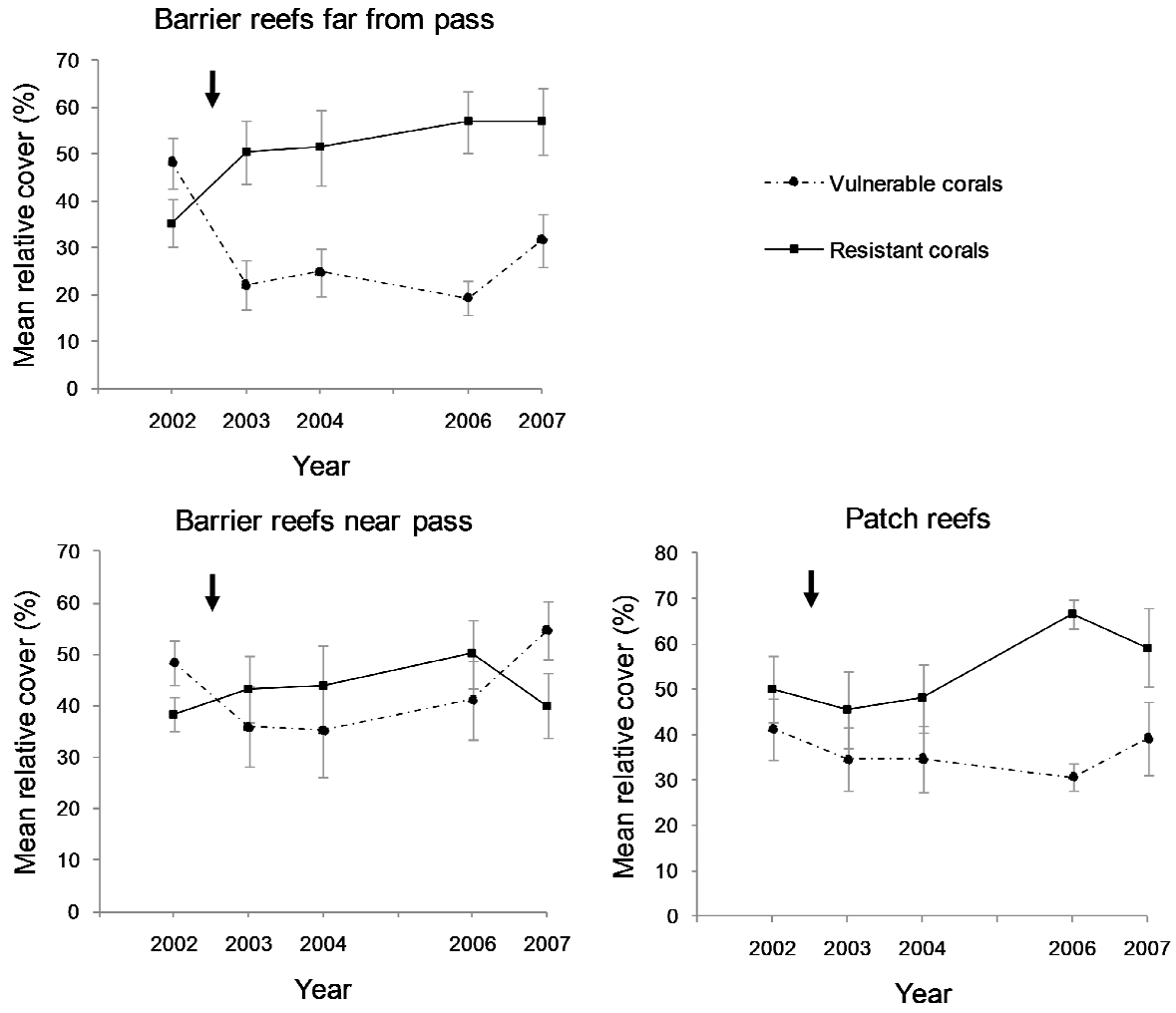


Figure 3: Temporal variations in the mean relative cover (as a percent of total live hard coral cover) of two coral types (resistant and vulnerable), for three reef types, between 2002 and 2007. Error bars indicate 95% confidence intervals. Arrows indicate the occurrence of the cyclone.

4. Discussion

The temporal consistency in the variations observed among reef types suggested that they were caused by a large-scale disturbance. Except for the disturbance generated by the cyclone Erica, no other major natural disturbance to local coral reefs was observed during the 6-year survey (e.g. no abnormal precipitations, no other cyclone, no significant ENSO event, etc.). Neither a modification of existing anthropogenic pressures (essentially a moderate fishing pressure, Guillemot et al. 2009) nor a new source of anthropogenic disturbance was observed during the survey period. Moreover, the consistency in observers experience and the fact that habitat surveys are not likely to be influenced by subjective observer biases (Clua et al. 2006) suggested a satisfying reliability of the data analysed. In this context, it was assumed that the large-scale inter-annual variations observed in reef habitat characteristics in this area resulted from the occurrence of the cyclone Erica in 2003.

4.1. Short-term mechanical effects

The occurrence of a cyclone was frequently reported to cause immediate mechanical damages to reef habitats, because of extreme winds, waves and swells (Dollar & Tribble 1993, Harmelin-Vivien 1994, Cheal et al. 2002). In the present study site, significant variations between 2002 and 2003 indicated a mechanical degradation of reef habitats after the cyclone: 1- a decrease in dead corals in place on barrier reefs near pass, 2- an increase in coral debris and blocks on barrier reefs far from pass, accompanied by a decrease in the relative cover of mechanically-vulnerable corals (but this decrease was not strong enough to result in a significant decrease in general live hard coral cover). The latter element resulted in a shift from assemblages that were slightly dominated by branching, digitate, tabular and foleaceous coral colonies to massive and encrusting coral colonies. The former coral categories, as well as skeletons of dead corals in place, are important contributors to the three-dimensional framework of the benthic substrate, thus driving key habitat characteristics for associated biological assemblages (Roberts & Ormond 1987, Gratwicke & Speight 2005, Johnson 2007). Consequently, the direct mechanical effects of the cyclone Erica appeared to have resulted in significant alterations of the 3D structure of reef habitats on barrier reefs, and especially on barrier reefs far from pass which showed a significant modification of live hard corals composition. Oppositely, no significant effect of short-term mechanical degradations could be observed on patch reefs.

The pre-disturbance habitat characteristics and the patterns of cyclone-induced mechanical disturbances between the different reef types can be linked with the general structure of the local lagoon. Barrier reef was located at 6 km from shore in average (maximum: 10 km, minimum: 3 km), resulting in an extended lagoon area. In such a context, wind-generated waves can be regularly powerful and destructive even inside the lagoon (Jouon et al. 2009). Moreover, in semi-enclosed

lagoon such as western lagoons of New Caledonia, currents are likely to be strong inside passes but also in the central parts of the lagoon located in the vicinity of passes (Douillet 1998, Jouon et al. 2006) where the patch reefs were surveyed. Oppositely, inner barrier reefs far from pass would generally be less exposed to abrasive and hydrodynamic effects of currents and wind waves than barrier reefs near pass and patch reefs (Douillet 1998, Jouon et al. 2006). The initial higher covers in massive and encrusting corals observed in 2002 on these latter reef types (especially on patch reefs) could be related to their higher exposition to currents and waves (Dollar 1982, Kaandorp 1999, Kaandorp & Sloot 2001). Further details concerning the description of morphological coral forms were not available beyond the categories presented here, but this low exposition of barrier reefs far from pass could have also resulted in the development of more fragile coral forms and colonies that would be more susceptible to an unusual mechanical disturbance. These initial characteristics of the three reef types could therefore explain the higher mechanical damage on barrier reefs far from pass with regard to other reef types, and notably the significant decrease observed for vulnerable corals. This decrease provided a compelling evidence of mechanical disturbance on reef habitats. The usually lower hydrodynamism on inner barrier reefs far from pass also explained the significant increase in coral debris in 2003: coral debris generated by the mechanical action of the cyclone would have stagnated, whereas they may have been swept away by stronger currents and waves in both patch and barrier reefs near pass. Indeed, the already higher cover of coral debris far from passes prior to the cyclone supports the likeliness of a significant stagnation of detritical elements on this reef type.

In summary, the mechanical damages induced on the short term by cyclone Erica on reef habitats were heterogeneous depending on reef types and their respective natural susceptibility to mechanical constraints. Moreover, despite a significant degradation of some vulnerable corals on barrier reefs far from pass, the overall mechanically-induced damages remained limited.

4.2. Mid-term effects of the cyclone

Between 2002 and 2004, the variations of habitat characteristics provided indications on the mid-term effects resulting from the cyclonic disturbance. Notably, the live hard coral cover decreased significantly from 2002 to 2004 on all reef types. Between 2003 and 2004 on both barrier reef types, this decrease was accompanied by a significant increase of dead corals in place. The antagonist variations of these two habitat variables from 2003 to 2004, combined with a stability of coral debris covers, suggested that this decrease in live hard corals was not resulting from mechanical causes (which would have affected dead corals in place as well). The steadiness in the proportion of resistant and vulnerable corals between 2003 and 2004 for all reef types suggested that this decrease affected similarly both categories, supporting the likeliness of a non-mechanical cause. These observations pointed toward an indirect mid-term disturbance which continued to affect reef habitats within the two years following the cyclone. Moreover, these possible delayed effects appeared to induce more

significant changes in live hard coral cover than the instantaneous mechanical action observed between 2002 and 2003.

Several hypotheses could explain these mid-term effects of the cyclonic disturbance. In particular, live hard coral colonies may have been stressed by the occurrence of the cyclone through 1- the increased quantity of coral debris and fragments which could have caused continuing abrasion on live corals and could be a factor of localized mortality (Knowlton et al. 1981, Dollar & Tribble 1993), 2- the fragmentation of coral populations resulting from the direct mechanical damages of the cyclone in 2003 (Knowlton et al. 1981), 3- abnormally strong terrigeneous inputs and resuspension of benthic sediments following the extreme hydrodynamic conditions during the cyclone and 4- a *posteriori* sedimentation on coral colonies (Arfi et al. 1993, Lund-Hansen et al. 1999, Knowlton et al. 1981). Furthermore, the moderate increases in algal cover, competing with disturbed coral colonies, may have triggered unusual mortality of live hard corals or altered recruitment processes (McCook et al. 2001, Jompa et al. 2003, Nugues et al. 2004). Although the data were not sufficient to assess the respective influence of each of these assumptions, the combination of such causes of stress was likely to weaken live hard corals, increase their susceptibility to diseases and predators, or disturb growth and reproduction processes, which would have resulted in higher mortalities (Knowlton et al. 1981, Mullen et al. 2004, Bruno et al. 2007). These hypotheses constitute plausible causes for the delayed decreases observed in live hard coral cover.

4.3. Patterns of habitat recovery

From 2004 to 2006, results showed a significant increase in live hard coral covers on both barrier reef types, suggesting a significant recovery of live hard corals after the decrease observed from 2002 to 2004. Furthermore, soft coral covers also appeared significantly higher in 2006 on patch reefs. They were already more abundant before the cyclone with regard to other reef type, which may be linked with higher nutrients inputs as patch reefs were located closer to shore (Fabricius & Dommisse 2000, Fabricius 2005). The substrate availability resulting from live hard coral decline between 2002 and 2004 may have allowed an increase of soft corals on this reef type (Nishihira 1981, Maida et al. 1995, Fabricius 2005). The comparison of habitat variables throughout the survey period gives an indication of the level of recovery of reef habitats 4 years after the occurrence of the cyclone. All the habitat variables considered showed no significant differences in cover between 2002 and 2007 (except for dead corals in place on patch reefs), suggesting that reef habitats had recovered well from the disturbances observed within the two years following the cyclone. Concerning vulnerable and resistant hard corals on barrier reefs far from pass, the shift observed in 2003 was not reversed yet in 2007: vulnerable corals were significantly lower in 2006 than in 2002 and resistant corals showed a significantly higher cover in 2007 than in 2002. Nevertheless, the common pattern in the 3 reef types indicated possible signs of recovery in vulnerable coral.

The temporal inertia in the degradation of reef habitats after the cyclone reached approximately 2 years. Past this decline, reef habitats and especially live hard coral cover showed significant signs of recovery. However, total recovery was not achieved, as the relative cover in resistant and vulnerable corals had still not been reversed in barrier reef far from pass. These results suggested a time lag of recovery of reef habitat of at least 4 to 5 years. This time generally depends on the level of damage of reef habitats and associated biological assemblages (Harmelin-Vivien 1994; Wantiez et al. 2006): it was reported to range from less than 1 year when damages are low (Letourneur et al. 1993; Fong & Liman 1995) to ten years or more (Halford et al. 2004). Intense algal proliferation or replacements of live corals by algae were often reported after cyclonic events (Cheal et al. 2002; Wantiez et al. 2006). In the Southwest lagoon of New Caledonia, significant damages to reef habitats and algal proliferation were reported (Wantiez et al. 2006). In the present case, the variations observed for algal cover showed no significant signs of long-term proliferation or replacement of live corals by algae as a consequence of the cyclone: both live corals and algal covers in 2007 were not significantly different from 2002.

4.4. Post-cyclone habitat degradations and reef fish assemblages

The above results pointed toward a significant alteration of reef habitats amongst all reef types within the 2 years following the cyclone Erica, with a decrease in live hard coral cover and a modification of the three-dimensional structure of habitats. The close relationships between transect-scale habitat characteristics and reef fish assemblages have frequently been reported (Chabanet et al. 1997, Öhman & Rajasuriya 1998, Syms & Jones 2000). Therefore, the observed habitat alterations were likely to have consequences on the associated reef fish assemblages. From UVC data collected on the same transects and during the same period as this study, Chabanet at al. (2009) provided evidence of significant decreases in density, biomass and species richness of reef fish assemblages from 2002 to 2003. These authors also reported additional mid-term decreases extending the decline of the parameters describing reef fish assemblages until 2006, before recovery patterns occurred in 2007. These decreases were showed to be consistent among reef types and to have affected the entire assemblages (i.e. not only a limited number of species), suggesting a large scale and major disturbance affecting simultaneously most species. Several studies documented the linkage between cyclone-induced disturbances of habitat and reef fish (Lassig 1983, Fenner 1991, Cheal et al. 2002, Halford et al. 2004, Wantiez et al. 2006). In the present case, the consistency in the degradation of habitats and reef fish assemblages pointed toward a common large-scale cause i.e. cyclone Erica. In addition to possible immediate disturbance of reef fish assemblages during the cyclone, inducing unusual mortalities and migrations (Cheal et al. 2002, Emslie et al. 2008), habitat disturbance within the following two years were likely to have affected biological and ecological processes driving the dynamics of reef fish assemblages (Syms & Jones 2000, Friedlander et al. 2004, Mellin et al. 2007).

Such a delayed disturbance of habitats would be likely to have caused the significant temporal inertia in the decreases of reef fish assemblages (Chabanet et al. 2009) as it was already reported in the literature dealing with cyclone-induced disturbance of reef ecosystems (Knowlton et al., 1981, Lassig 1983; Cheal et al. 2002; Wantiez et al. 2006). As well, it is noteworthy to mention the consistency between the first evidences of recovery of corals and reef habitats and the consecutive first signs of recovery of fish assemblages. Interestingly, the delayed declines induced by the cyclone appeared to last longer concerning reef fish assemblages (up to 3 years, with first signs of recovery in 2007) (Chabanet et al. 2009) than concerning habitat characteristics (up to 2 years with first signs of recovery in 2006).

In summary, cyclone Erica was an abnormally strong cyclonic event for New Caledonia and had significant effects on coral reef habitats of this Northwest area of the island. Theses effects combined short-term mechanical damages, which importance depended on the initial susceptibility of the different reef types to mechanical disturbance, and mid-term indirect effects resulting in an increased mortality of live hard corals. These impacts on reef habitats are likely to have caused significant disturbances of the associated reef fish assemblages, extending the degrading effects of the cyclone on local reef ecosystems to at least 4 years. In this area under moderate anthropogenic pressure, coral reef habitats and live corals showed a good resistance to an abnormally strong natural disturbance. Their resilience could also avoid major benthic shifts (e.g. algal proliferation) and allowed a relatively quick recovery from this disturbance although a longer time series would be necessary to conclude on a total recovery.

Acknowledgements

The authors thank the Aquaculture and Fisheries Department of the Northern Province of New Caledonia (Nathalie Baillon, Nathaniel Cornuet), Koniambo Nickel SAS (Sylvain Capo, Denis Poignonec), Sébastien Sarramégna (Mine-R-Eaux), the Secretariat of Pacific Community and the Procfish Program (especially Pierre Boblin) and the IRD (especially Gérard Mou-Tham and Nicolas Maihota) for their helpful contribution to this work.

3.3. Synthèse

L'article 2 a permis d'examiner les principales caractéristiques des peuplements ichtyologiques récifaux et leur variabilité spatio-temporelle sur la zone VKP. Cet article identifie une forte variabilité interannuelle des paramètres quantitatifs décrivant les peuplements ichtyologiques (biomasse, densité), et notamment une chute significative de ces paramètres entre 2002 et 2003 sur l'ensemble des récifs-barrières et intermédiaires de la zone. Les résultats ont toutefois montré que ces fortes variations d'ordre quantitatif sont associées à une stabilité remarquable de la structure fonctionnelle des peuplements en termes de richesse spécifique relative par groupe fonctionnel. Les phénomènes à l'origine de ces variations fortes de biomasse et de densité ne semblent donc pas avoir menacé la structure fonctionnelle des peuplements ichtyologiques. Par ailleurs, les résultats ont démontré la structuration des peuplements ichtyologiques selon des biotopes combinant géomorphologie récifale et distance aux passes. Enfin, l'article 2 a permis de formuler une première série de pistes quant à des indicateurs potentiels des principaux impacts du projet minier à venir. Ces amorces de réflexion seront reprises et approfondies concernant les effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques récifaux (Chapitre 4), la recherche d'indicateurs de ces effets et la mise en place d'un suivi utilisant ces indicateurs (Chapitre 5).

La forte variabilité des peuplements ichtyologiques récifaux a fréquemment été mentionnée comme une caractéristique inhérente à ces systèmes (Sale et al. 1984, Connell & Kingsford 1998), mais les variations quantitatives interannuelles qui ont été observées dans le cas présent sont toutefois apparues singulières de par leur forte amplitude et leur simultanéité sur une large échelle spatiale. Ces constats suggèrent un phénomène majeur à l'origine de cette perturbation et l'article 3 s'est focalisé sur sa cause probable. *Via* l'examen des variations de la structure des habitats coralliens et leur mise en perspective avec les variations des peuplements ichtyologiques, l'article 3 a montré l'impact de cette perturbation naturelle majeure (cyclone Erica) sur les écosystèmes coralliens de la zone VKP. Ces résultats soulignent également, à travers l'étude de l'impact du cyclone, le lien fort existant entre les caractéristiques de l'habitat benthique et les peuplements ichtyologique associés.

Outre leur contribution aux connaissances et à la compréhension des écosystèmes récifaux, les résultats de ce chapitre fournissent des informations importantes pour la suite de la démarche de thèse, en identifiant trois facteurs essentiels régissant la variabilité spatio-temporelle naturelle des peuplements ichtyologiques : le type de récif (récifs-barrières proche des passes, récifs-barrière éloignés des passes, récifs intermédiaires), les caractéristiques de l'habitat à l'échelle du transect (à partir des données MSA) et les fluctuations interannuelles (2002-2007). La variabilité spatio-temporelle des peuplements ichtyologiques ainsi que leur lien étroit avec l'habitat ont déjà étudiés (Chabanet et al. 1997, Öhman & Rajasuriya 1998, Syms & Jones 2000). Il est néanmoins apparu

nécessaire d’en examiner les caractéristiques et les particularités locales afin de pouvoir développer des analyses adaptées à l’étude des effets de la pêche et à une recherche d’indicateurs de ces effets. Dans la suite de cette étude, ces trois facteurs naturels seront pris en compte afin de pouvoir détecter d’éventuels effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques.

CHAPITRE 4

CHAPITRE 4

Réponse des peuplements ichtyologiques récifaux à la pression de pêche, vers l'identification d'indicateurs de l'impact par la pêche

Ce chapitre examine la réponse de plusieurs variables décrivant les peuplements ichtyologiques récifaux (issues des données de campagnes d'UVC utilisées dans le chapitre 3 et de données du même type provenant du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie) à l'intensité de pêche. La démarche présentée ici reprend donc les résultats des deux précédents chapitres concernant d'une part la caractérisation spatialisée de l'intensité de pêche sur la zone d'étude (chapitre 2) et, d'autre part, l'étude de peuplements ichtyologiques récifaux et de leur variabilité spatio-temporelle (chapitre 3). En particulier, les principaux facteurs contribuant à la variabilité spatio-temporelle mis en évidence précédemment sont utilisés afin de dissocier variations naturelles et effets de la pêche sur peuplements ichtyologiques.

En vue de valider la démarche, les analyses sont menées conjointement sur les données de la zone VKP et sur des données extérieures à la zone. Ces dernières, portant sur le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, proviennent d'une part de campagnes d'UVC (utilisant le même protocole que sur VKP), et d'autre par d'une caractérisation récente des activités de pêche sur cette zone (dont la méthodologie est semblable à celle utilisée sur VKP, cf. Annexe C). Dans la présente étude, les résultats issus de ce chapitre seront exclusivement appliqués aux problématiques de suivi propres à la zone VKP (Chapitre 5). Toutefois, l'intégration de données extérieures présente une dimension validante pour la démarche utilisée, tout en soulignant l'aspect transférable de ce type d'analyse à d'autres zones où l'étude des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques récifaux s'avère nécessaire.

4.1. Article 4: Effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques dans un écosystème corallien : réponse d'indicateurs écologiques potentiels.

Résumé de l'article 4 :

De nombreux pays du Pacifique font face à des changements socio-économiques pouvant engendrer une augmentation de la pression de pêche sur les ressources ichtyologiques récifales. En milieu corallien, l'examen des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques est souvent entravé par le manque de données disponibles sur ces peuplements et sur les activités de pêche, ainsi que par la difficulté de prendre en compte la variabilité naturelle de ces peuplements. Dans deux sites de Nouvelle-Calédonie (Pacifique Sud), l'utilisation de données sur les peuplements ichtyologiques issues d'UVC et d'une quantification récente de la pression de pêche a permis de tester la réponse de métriques des peuplements ichtyologiques à la pêche, *via* des modèles linéaires. Malgré une pression de pêche modérée, cette approche a permis de détecter des effets significatifs de la pêche sur les peuplements ichtyologiques en prenant en compte leur structuration spatio-temporelle (habitat à différentes échelles, variations temporelles), en utilisant un gradient spatial de pression de pêche. Les réponses de la biomasse, la densité, la taille moyenne, la richesse spécifique et du niveau trophique ont été testées pour l'ensemble du peuplement, ainsi que pour les grands individus, les espèces cibles et différentes guildes écotrophiques. La plupart de ces variables ont répondu significativement à la pression de pêche et ont montré une tendance systématiquement décroissante pour une pression de pêche croissante. Les variables classiquement utilisées (biomasse, densité et taille moyenne pour l'ensemble du peuplement) ont donné un signal cohérent que les informations fournies par la densité des espèces cibles et les métriques concernant les carnivores et les corallivores ont permis de compléter. Ces résultats ont montré qu'il est possible de surmonter les principaux obstacles rencontrés en milieu coralliens pour la détection des effets de la pêche sur les ressources ichtyologiques récifales, dans une situation de pression de pêche modérée. Ceci constitue une étape clé pour la mise en place de systèmes de suivi et de gestion.

Article 4

En préparation (journal envisagé : Marine Ecology Progress Series)

Effects of fishing on fish assemblages in a coral reef ecosystem: from functional response to potential indicators

Nicolas Guillemot [1, 2, 3, *], Pascale Chabanet [4], Michel Kulbicki [5], Laurent Vigliola [1], Marc Léopold [5], Isabelle Jollit [1, 6], Olivier Le Pape [2]

[1] *IRD (Institut de Recherche pour le Développement), UR-CoRéUs, BP A5, 98 848 Noumea, New Caledonia*
[2] *Université Européenne de Bretagne, UMR 985 Agrocampus OUEST, INRA «Ecologie et Santé des Ecosystème», Ecologie halieutique, Agrocampus OUEST, 65 rue de St Brieuc, CS 84215, 35042 Rennes, France.*
[3] *Koniambo Nickel SAS, Service Environnement, BP MGA 08, 98802 Noumea, New Caledonia*
[4] *IRD (Institut de Recherche pour le Développement), UR-CoRéUs, BP 172, 97492 Ste Clotilde, La Réunion, France*
[5] *IRD (Institut de Recherche pour le Développement), UR-CoRéUs, 52 Av. Paul Alduy, Université de Perpignan, 66860 Perpignan, France*
[6] *UNC (Université de Nouvelle-Calédonie), BP R4, 98 851 Noumea, New Caledonia*
*Corresponding author: phone: +687 26 07 23; fax: +687 26 43 26; e-mail address: nicolas.guillemot@ird.fr, nicolas.guillemot@gmail.com

Abstract

Many Pacific countries face socio-economic changes, with resulting increases in fishing pressure on reef fish resources. In coral reef environments, examining the ecological effects of fishing on fish assemblages is generally hampered by the lack of data for both *in situ* assemblages and fishing pressure, and by the difficulty to account for natural variations of the assemblages. In two sites of New Caledonia (South Pacific), recent quantification of fishing activities and *in situ* descriptors of fish assemblages by underwater visual censuses were coupled in order to test the responses of fish variables to fishing through linear models. Biomass, density, mean length, species richness and trophic level were tested as response variables for all species, large species, target species, and different ecotrophic guilds. In spite of moderate fishing pressure, this approach allowed to detect significant effects of fishing on reef fish assemblages while accounting for their spatio-temporal structure, using a spatial gradient of fishing pressure. Most of these variables responded to fishing, showing a systematic decrease with increasing fishing pressure. Results obtained on all-species fish metrics were confirmed from a focus on target species but also on carnivores and corallivores trophic guilds. Results showed that it is possible to detect the effects of fishing on reef fish resources, even for moderate levels of fishing pressure, which represent a key step toward preventive monitoring and management frameworks.

Keywords: reef fish, fishing, response, spatio-temporal variations, indicators, coral reefs.

1. Introduction

The global increase of fishing during the last decades has raised significant public concern over the related environmental issues (Pauly et al. 2002). Effects of fishing on fish resources have been studied worldwide and have shown to result in significant modifications of the structure and the functionning of exploited ecosystems (Pauly et al. 1998, Jackson et al. 2001, Dulvy et al. 2004a). Whereas the effect of fishing on the status of exploited resources has been frequently documented for pelagic and temperate coastal fisheries (Jennings 2005), only few approaches have been specifically developed for coral reef environments although they provide food, leisure and income for more than a billion people (Moberg & Folke 1999). This relative lack of studies could be linked to the difficulty of gathering data, both on fishing pressure and *in situ* descriptions of exploited assemblages, in order to analyze fishing effects on these systems (Polunin et al. 1996). It may also be related with the high biodiversity of coral reef ecosystems, containing thousands of species interacting in highly complex ways, which makes monospecific stock assessment irrelevant.

The ongoing demographic growth and socio-economic development affecting most of the Pacific countries is often accompanied with an increase in fishing pressure on reef ecosystems (Hunt 2003, Cinner et al. 2009). Such situations call for an improved understanding of the effects of fishing as a step toward a better management of reef fish resources in these countries. In exploited coral reef fish assemblages, fishing has been shown to induce decreases in biomass, density or individual size when comparing sites with contrasted exploitation status (Polunin & Roberts 1993, Jennings & Polunin 1997, Pet-Soede et al. 2001, Friedlander & DeMartini 2002, Chateau & Wantiez 2005, Campbell & Pardede 2006, Floeter et al. 2006), but large panels of detailed indicators at the assemblage level were more rarely tested whereas it was recommended (Clua et al. 2005). In particular, it would be worthy to characterize the effects of fishing and to develop ecological indicators before unsustainable exploitation levels are reached and before it becomes too late for preventive management measures (Bellwood et al. 2004, Wilkinson et al. 2006). However, when disturbances are expected and preventive management is needed, it appears necessary to work with moderately contrasted gradients of fishing in a first step. Thus, searching for indicators of fishing effects on reef resources in a situation of moderate exploitation is an important issue in regions where socio-economic changes are expected and likely to raise conservation and management issues on the short term (Aswani et al. 2007).

The identification of *in situ* ecological variables that would significantly respond to fishing pressure is an important step toward the implementation of such indicators. Nevertheless, the detection of fishing effects on ecological variables is confronted with the difficulty to distinguish the anthropogenic effects from natural temporal variations and the heterogeneous spatial structure of exploited resources (Osenberg et al. 1994, Pitcher et al. 1998, Kulbicki et al. 2007). This issue is especially relevant when dealing with coral reef ecosystems which are characterized by an extreme

diversity and an important spatial and temporal heterogeneity (Sale et al. 1984, Connell & Kingsford 1998)

The present study deals with such an issue in New Caledonia (South Pacific), focusing on two different sites of the western coast of this country (Figure 1). New Caledonia is facing an increasing development in link with mining activities and urbanization. The consequent socio-economic changes are expected to induce a significant increase in fishing pressure on the reef fish resources (Guillemot et al 2009). Thus, the identification of relevant indicators of this impact on reef fish resources represents a key issue for the monitoring and management of marine resources. For this purpose, models coupling spatially-explicit data of fishing pressure on reef fish resources and variables based on *in situ* descriptions of reef fish assemblages were developed in order to analyse the responses of reef fish assemblages to moderately contrasted levels of fishing pressure. To detect and estimate the influence of fishing pressure, these models took into account the natural variability of fish assemblages, related to habitat structure and inter-annual fluctuations. Such an approach represent an important step toward the identification of operational indicators of fishing effects on reef fish resources, prior to the occurrence of major disturbances. Such an approach is likely to bring interesting perspectives in Pacific countries where, as in New Caledonia, socio-economic developments of presently rural areas are expected and may raise major conservation issues.

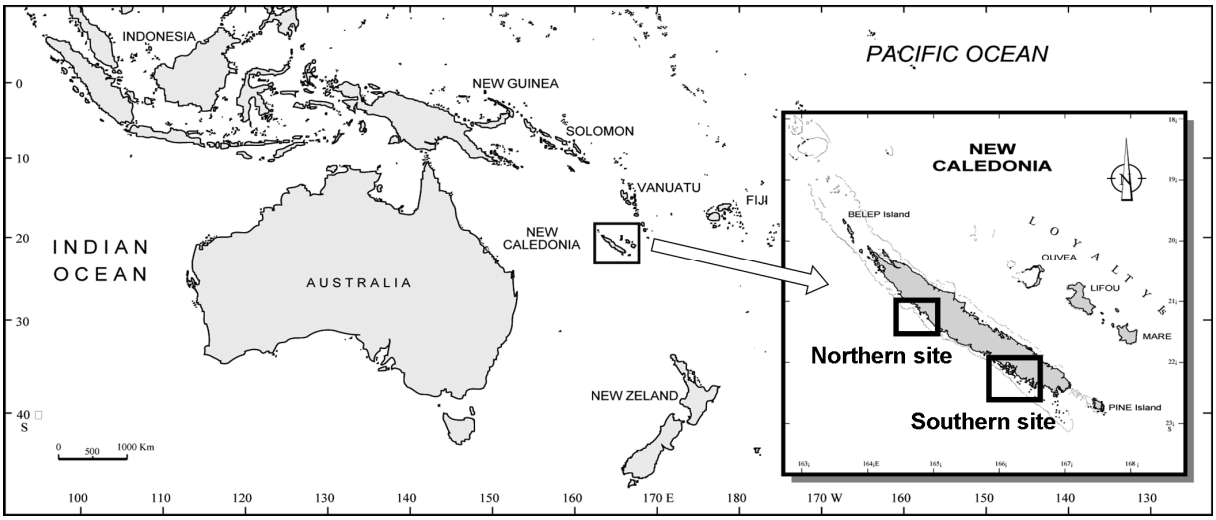


Figure 1: Location of New Caledonia in the South Pacific and location the two study sites.

2. Materials and methods

2.1 Study sites

The study sites were located on two different parts of the western coast of New Caledonia (Figure 1).

The first site was in the Northern Province (Figure 2). Local reef geomorphology included fringing, patch and barrier reefs (Andréfouët & Torres-Pulliza 2004). No marine protected area (MPA) existed in this site or its surroundings, and the whole maritime zone was opened to fishing. The area was rural and lightly populated (9600 inhabitants). However, the settlement of a large mining complex was expected to boost local economic development and urbanization. As a result, anthropogenic pressures were expected to increase significantly on the short term, and particularly fishing pressure on reef fish resources (Guillemot et al. 2009).

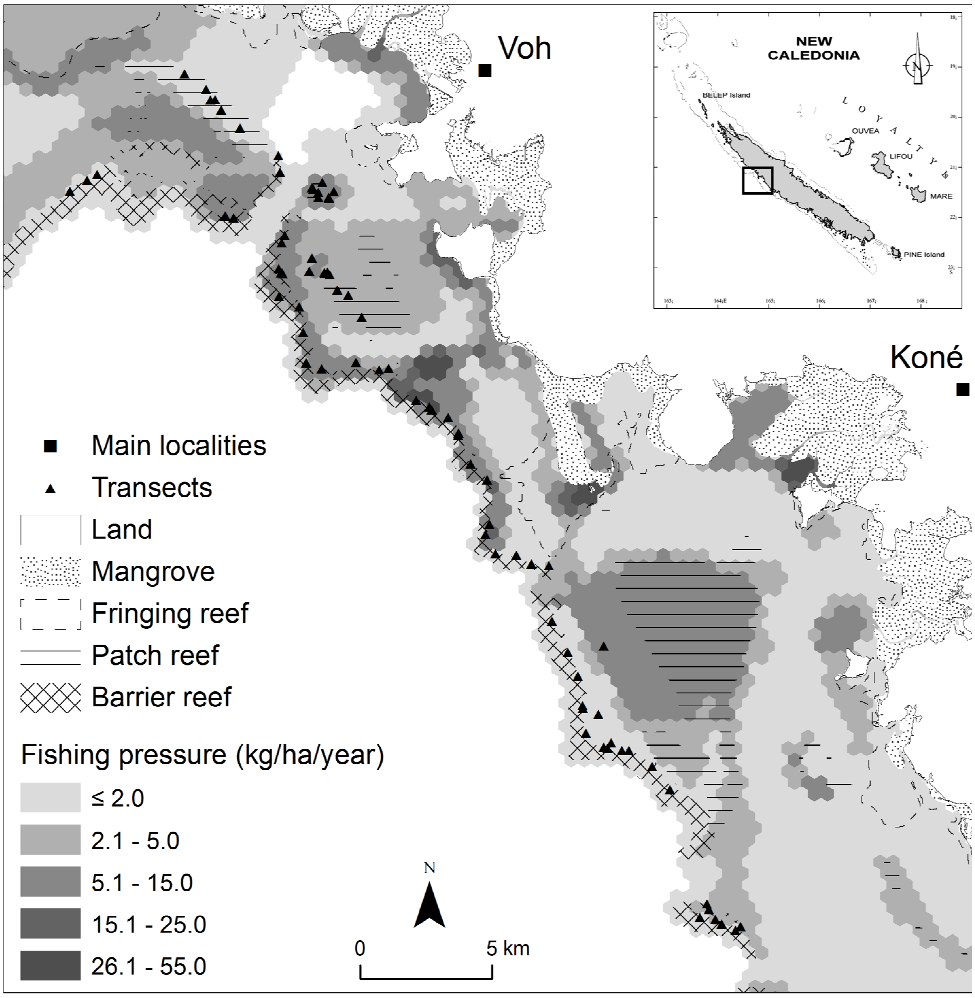


Figure 2: Overview of the northern site, location of the UVC transects surveyed annually between 2002 and 2007, and spatialised annual catches of reef fish as a proxy for fishing pressure (adapted from Guillemot et al. 2009). Mangrove and main elements of reef geomorphology are represented (Andréfouët & Torres-Pulliza 2004).

The second site (Figure 3) was located in the Southern Province in the surroundings of its capital city, Nouméa. It included fringing, patch, islet and barrier reefs (Andréfouët & Torres-Pulliza 2004). The data used in the present study were not located inside or in the vicinity of the existing MPAs, so as to remain comparable with the northern site. This area encompassed urban, peri-urban and rural populations (150 000 inhabitants) and urban growth was expected to continue in the next decades (Jollit et al. in press).

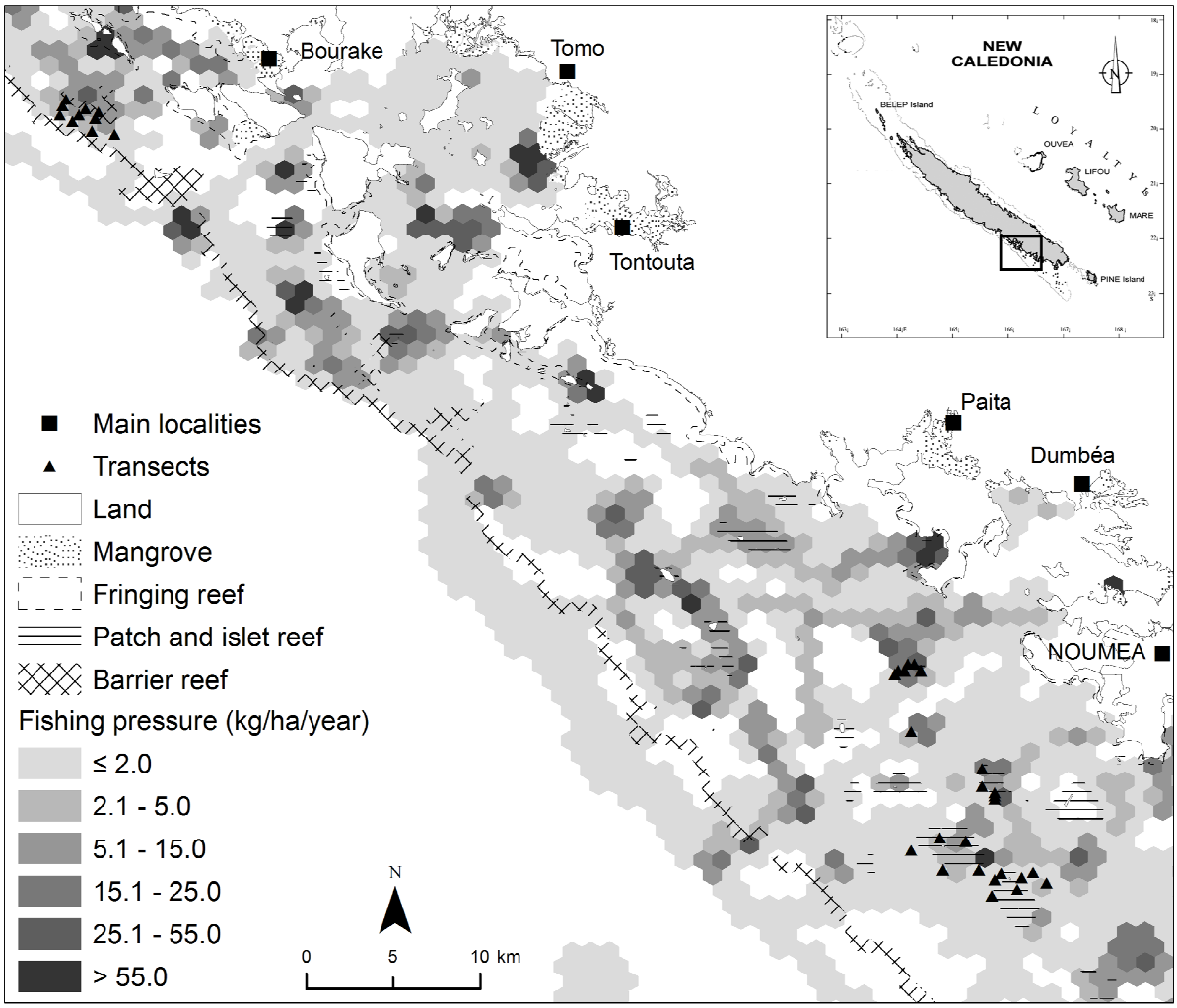


Figure 3: Overview of the southern site, location of the UVC transects surveyed, and spatialised annual catches of reef fish as a proxy for fishing pressure (adapted from Jollit et al. in press). Mangrove and main elements of reef geomorphology are represented (Andréfouët & Torres-Pulliza 2004).

2.2 In situ data

In the two study sites, reef fish assemblages and habitat features were described on barrier and patch reefs, using underwater visual censuses (UVC) on belt transects. Each transect was 50 m long and located in shallow areas (less than 6m deep). On both sites, the same methods were used in order to provide comparable data.

Regarding reef fish, two divers swam side by side along the transect line and recorded all the fish observed on their respective side. For each observation, the divers identified the species and recorded the number and the size of fish (fork length, fish smaller than 3 cm were excluded) and their perpendicular distance to the transect line (observations were *a posteriori* truncated at 10 m due to a heterogeneous visibility between transects). The data allowed estimating densities for all the species, on the basis of the area covered by observations (1000 m²). Biomass by transect was then estimated using published length-weight relationships (Kulbicki et al. 2005a). Sharks were excluded for these estimates.

The description of coral reef habitats was conducted using the Medium-Scale Approach (MSA, Clua et al. 2006). For each transect, it provided estimates of the percent cover in abiotic (mud, sand, debris, blocks, rock, dead corals in place) and biotic substrate elements (live scleratinians corals, soft corals; algae were not included).

In the northern site (Figure 2), 69 transects were surveyed annually from 2002 to 2007 (except for 2005) in November (dry season). This survey provided data for a total of 202 transects. In the southern site (Figure 3), 58 transects were conducted in 1990 and 1996 in the dry season (the temporal delay between the samplings of the two sites will be accounted for in the analyses, see further).

2.3 Fishing pressure

Spatialised catches of reef fish and fishing effort were previously calculated in the northern and southern sites, on the basis of fishers interviews conducted respectively in 2007 (Guillemot et al. 2009; Figure 2) and 2005 (Jollit et al. in press; Figure 3). Catches and effort ranged from 0 to 53 $kg.ha^{-1}.year^{-1}$ and from 0 to 4.3 $trips.year^{-1}.ha^{-1}$ in the northern site; from 0 to 243 $kg.ha^{-1}.year^{-1}$ and from 0 to 11.9 $trips.year^{-1}.ha^{-1}$ in the southern site. In the present study, these measures of annual catches and annual fishing effort were chosen as proxies for fishing pressure on reef fish resources. Spatialised fishing pressure (catches and effort) and UVC transects positions were integrated into a GIS, which allowed attributing values of fishing pressure to each transect. For the transects considered, values of fishing pressure ranged from 0.1 to 38 $kg.ha^{-1}.year^{-1}$ and 0.01 to 1 $trips.year^{-1}.ha^{-1}$ in the northern site, and from 0.01 to 39 $kg.ha^{-1}.year^{-1}$ and 0 to 2.9 $trips.year^{-1}.ha^{-1}$ in the southern site, which provided a similar range between sites. This range corresponded to moderate levels of fishing pressure with regard to the levels observed in other Pacific countries (Guillemot et al. 2009).

In the northern site, the overall population did not vary significantly and no significant change in fishing habits could be observed during the *in situ* survey period (2002-2007) (Guillemot et al. 2009). Thus, it was assumed that the levels and spatial distribution of fishing pressure measured in 2007 provided relevant estimates of the fishing pressure exerted on reef fish resources for the whole survey period. In order to address the possible bias due to a rise in fishing pressure between UVC observations (1990-1996) and the characterisation of fishing pressure (2005) in the southern site,

fishing pressure estimates of both sites were categorised in two classes (catches : low : ≤ 5 kg.ha^{-1}.year^{-1}, high: > 5 kg.ha^{-1}.year^{-1}; fishing effort : low : ≤ 0.3 trips.year^{-1}.ha^{-1}, high: > 0.3 trips.year^{-1}.ha^{-1}). These thresholds were chosen so as to obtain a balanced number of observations in each class. For the southern site, it was assumed that even if levels of fishing pressure may have increased during the time interval, the relative spatial distribution of fishing pressure did not vary enough to bias the analyses (e.g. a spot that was more fished than another one in 2005 was considered to be already more fished in 1990-1996, even if at slightly different levels, and changes in classes of fishing pressure should have been null or really scarce). This categorized fishing pressure was thus assumed to be constant through time for the survey period considered.

2.4 Data analyses and models

2.4.1. Concept: models of fish variables response to natural variability and fishing pressure

The effects of fishing on reef fish assemblages were tested along a spatial gradient of fishing pressure. One of the main issues when studying the effects of anthropogenic pressures on reef fish assemblages is to dissociate natural spatio-temporal fluctuations from the variations caused by anthropogenic disturbances (Kulbicki et al. 2007, Roset et al. 2007, Courrat et al. 2009). In order to examine the spatial response of variables describing reef fish assemblages (fish variables) to fishing pressure, it was thus essential to integrate the main natural factors driving the spatio-temporal variations of these assemblages. For this purpose, multi-factor linear models were used in order to test the response of fish variables to several variables linked with their spatio-temporal structure and to fishing pressure (Figure 4).

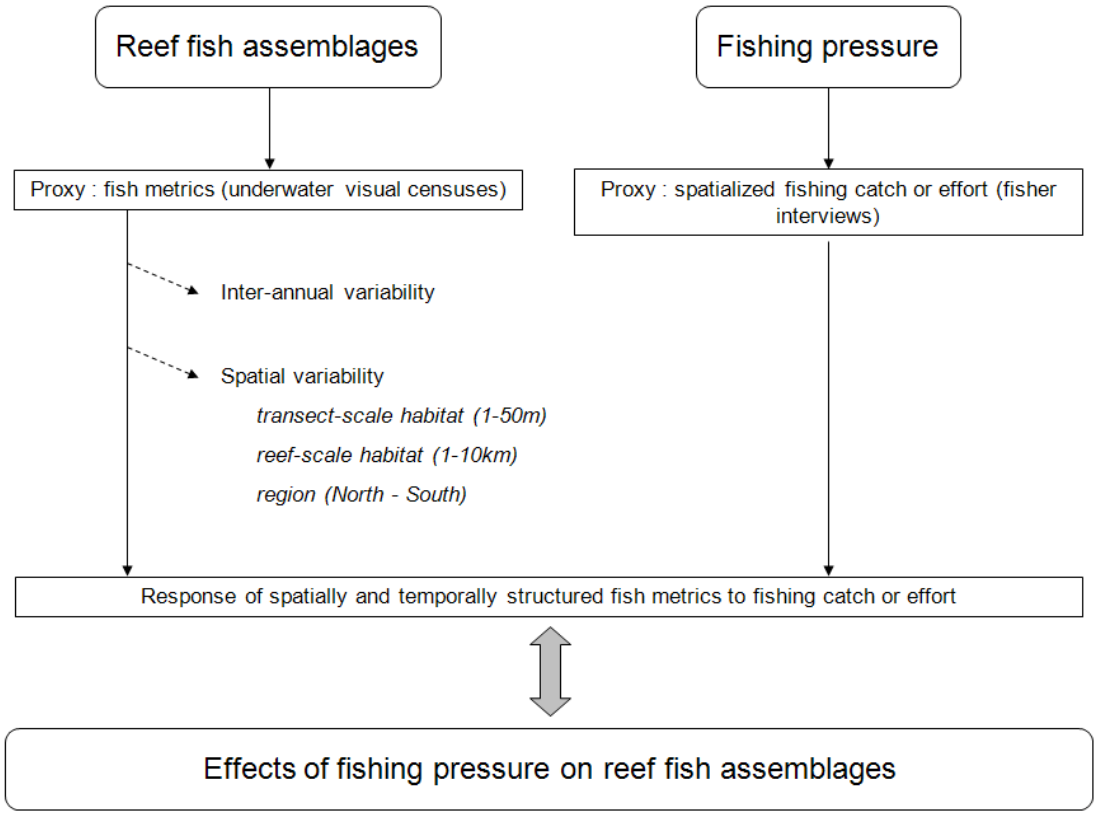


Figure 4: General approach for examining the effects of fishing pressure on reef fish assemblages while accounting for the spatio-temporal variability of assemblages.

2.4.2. Response variables of the models

Data from the UVC surveys allowed calculating a large range of fish variables which may respond to fishing pressure (Table 1). These variables were based on fish density, biomass, species richness (Rochet et al. 2005), length structure (Shin et al. 2005) and trophic level (Pauly et al. 1998); they were calculated for three different selections of species: all species, target species, and species distribution in ecotrophic guilds (trophic group, maximal length).

The definition of target species was based on the results of the previous characterisation of fishing activities (Guillemot et al. 2009, Jollit et al. in press; Supplement Table). Additional information on species was necessary to estimate trophic level, trophic group and maximal length (Supplement Table). This information was retrieved from FISHBASE (Froese & Pauly 1997), FISHEYE (Labrosse et al. 1999) and Kulbicki et al. (2005b). Fish were classified into four broad diet categories: carnivores, herbivores, plankton feeders and corallivores, and the different fish variables were calculated inside these guilds (Table 1). Fish belonging to large species (maximal length > 50 cm) were analysed in the same manner. Mean trophic levels by transect were calculated according to Bozec et al. (2005b).

Table 1: Ecological variables tested using linear models (and transformations made to meet linear model assumptions when needed).

Variables	Transformation			
	All species	Target species	Trophic guilds	
			Carnivores, herbivores	Corallivores, plankton feeders
Density	Log(x)	Log(x)	Log(x)	Log(x+1)
Biomass	Log(x)	Log(x)	Log(x)	Log(x+1)
Species richness	x	x	x	x
Mean observed length	x	x	x	x
Density of fish with observed length > 20cm	Log(x+1)	Log(x+1)	-	-
Density of fish with maximal length > 50cm	Log(x+1)	Log(x+1)	-	-
Mean trophic level	x	-	-	-

2.4.3. Descriptive factors: inter-annual variability and habitat at different scale

The variables describing the natural spatio-temporal variability of reef fish assemblages accounted for inter-annual fluctuations, geographical sites (northern site *vs.* southern site) and habitat at two different scales (Figure 4):

Inter-annual variability had to be taken into account as estimates of reef fish assemblages appeared to vary during the survey periods, especially due to a cyclone in the northern site in 2003 (Chabanet et al. 2009, article 3).

At the reef-scale (1-10km), three reef types were considered: patch reefs, barrier reefs far from pass (i.e. more than 3 km from the nearest pass) and barrier reefs near pass (i.e. less than 3 km). These reef types appeared to be very structuring features for reef fish assemblages in this area (Chabanet et al. 2009).

At the transect-scale (1-50m), the aim was to take into account the key habitat characteristics that structured reef fish assemblages while limiting the number of variables included in the models. Live coral cover and the nature of abiotic substrate are both known to be key structuring elements of reef fish assemblages (Chabanet et al. 1997, Öhman & Rajasuriya 1998, Syms & Jones 2000). Thus, a synthetic variable integrating these features was built from the MSA data. Live coral cover (including scleratinian and soft corals) was categorized in three classes (low: ≤ 10%; medium: 11-20%; high: > 20%; cover ranging from 0% to 65% in observations). Soft substrate cover (including mud, sand and small debris) was categorized in two classes (low: ≤ 50%; high: > 50%; cover ranging from 0% to 100% in observations). In both cases, this partition was conducted in order to have a balanced number of observations in each class. The resulting synthetic habitat variable was composed of the six possible modalities given by the combination of these two classes. The sum of live coral, soft substrate and hard substrate covers being equal to 100%, the information concerning non living hard substrate cover was self-contained in this synthetic variable.

2.4.4. Models

The linear models testing the spatial response of each fish variable to fishing pressure, while integrating inter-annual variations and spatial factors at three different scales (region, reef type and variable describing habitat at transect scale), were of the form:

Fish metric ~ α_0 + α_1.reef type + α_2.small scale habitat + α_3.region + α_4.year×region + α_5.fishing pressure + ε [1]

As the surveys were conducted in different years between the two regions, the inter-annual effect was integrated in the models as an interaction factor year × region. After preliminary analyses, some of the response variables to be tested were natural log-transformed or log(x+1)-transformed in order to meet the assumptions of normality and homoscedasticity of data for the linear models (Table 1). For each variable, the model was run twice: with catches and fishing effort as measures of fishing pressure, in order to compare the efficiency of these two measures for detecting a response of fish variables.

A correlation analysis (Pearson's coefficient, r^2) was conducted among the variables that responded significantly to fishing pressure. A selection of the potentially most relevant variables for future indicators of the effect of fishing was conducted on the basis of the model R^2 and the correlation analysis. Among the variables responding significantly to fishing pressure, only the variables for which the proportion of explained variance (R^2) was higher than 0.30 were retained. When two significant variables were highly correlated ($r^2 > 0.8$), the variable showing the highest R^2 in model output was selected. The variables responding significantly to fishing pressure, with satisfying model R^2, and not providing redundant information with another variable showing higher R^2 were thus considered as relevant.

To examine the relevancy of this approach to detect an effect of fishing on reef fish assemblages, the models were used to predict all-species biomass and mean length for different levels of fishing pressure. These predictions were based on models using a continuous measure of fishing pressure instead of classes, in order to examine the predicted values along a progressive gradient of fishing pressure. They were conducted for the northern site only, where the continuous measure of fishing pressure was available and concomitant with UVC data. The levels of fishing pressure ranged from 1 to maximum value corresponding to the generic threshold of sustainability of reef fisheries (50 $kg.ha^{-1}year^{-1}$; Newton et al. 2007). This range also corresponded to levels of fishing pressure encountered in the study sites and was thus consistent with their exploitation status; it provided an interesting contrast to examine the potentiality of relevant fish variables to detect an impact of fishing.

3. Results

On the 260 transects surveyed, a total of 561 different species were identified (Supplement Table) for a mean of 607 fishes and 63 different species by transect.

Variables describing reef fish assemblages appeared influenced by spatio-temporal factors related to natural variability: inter-annual variability and the three scales of spatial heterogeneity (region, reef type, transect-scale habitat) explained on average 13 % and 16 % of the variance respectively (Table 2).

The responses of fish variables to fishing pressure were similar when comparing the use of catch and fishing effort as a measure of fishing pressure: R^2, slope and p-values (level of significance) were comparable and consistent between both measures (Table 2). However, a slightly larger number of fish variables responded significantly to fishing pressure when catches were considered rather than fishing effort (except for the density and biomass of plankton feeders, associated with low R^2; Table 2). Then, responses to fishing pressure are only commented considering the models using catches.

The majority of the tested fish variables (22 out of 29) responded significantly to fishing pressure in the models and all the variables responding significantly showed a decreasing trend when fishing pressure increased. Table 2 highlights the most relevant variables responding to fishing pressure, selected on the basis of model R^2 and correlation between variables: biomass, species richness and mean length for all species; density and species richness for target species; density, biomass and mean length for carnivores; biomass and species richness for corallivores.

When all species were considered, models demonstrated that density, biomass, species richness, mean length, density of large individuals and densities of large species decreased significantly with increasing fishing pressure. Mean trophic level in the observed assemblages was the single all-species variable that showed no significant response to fishing pressure. The impact of fishing pressure and its possible detection through the present approach were illustrated by predictions of all-species biomass and mean length along a progressive gradient of fishing pressure. The predicted values are represented for a given environmental situation (region, reef type, habitat and year; Figure 5). The decreasing trend of biomass with increasing fishing pressure clearly appeared on these predictions (Figure 5a), predicted values of mean length followed the same trend. Moreover, the confidence intervals for the predictions of both biomass and mean length did not overlap when considering contrasted exploitation levels (1 and 50 $kg.ha^{-1}.year^{-1}$). The effect of fishing pressure in the models appeared discriminating for this range of fishing pressure (Figure 5b).

Density for target species showed a better response than total density to which it was correlated. When all species were taken into account, densities selecting large individuals (observed length > 20cm or maximal length > 50cm) showed a better response to fishing pressure than total density. However, they were comparable with the response of target species density, with slightly lower R^2. On the contrary, when considering target species, which were essentially large species, size-structured

densities (large individuals and large species) and biomass did not provide additional information with regard to all-species variables. Species richness of target species also presented a significant response to fishing pressure.

Among trophic guilds, variables for carnivores (density, biomass and mean length) and corallivores (biomass and species richness) appeared to bring non-redundant and significant information with regard to other variables. Variables for the other two trophic guilds (herbivores and plankton feeders) showed either a poor response to fishing pressure (low R^2) or a high correlation with other variables with a higher R^2.

Table 2: Summary of the linear models for the fish variables tested. Italics: variables not responding significantly to fishing pressure, or variables responding significantly to fishing pressure but being highly correlated to another significant variable with a higher model R^2. Bold: most relevant variables (with regard to both model R^2 and Pearson's correlation analysis). The significance of all the effects are detailed for the models integrating annual catches as a measure of fishing pressure, whereas only the R^2 of the model, the significance for fishing effect and trend are indicated for the models integrating annual effort as a measure of fishing pressure (the response of environmental effects being similar). Levels of significance (P-values) of the effects, 'ns': not significant; '*': $P < 0.05$; '**': $P < 0.01$; '***': $P < 0.001$. Trend (i.e. sign of α_5 in formula [1]) is indicated when fishing effect was significant, '-': the variable significantly decreased with increasing fishing pressure. 'Density 20': density of fish which observed length is higher than 20cm; 'Density 50': density of fish which maximal length is higher 50cm; 'SR': species richness; 'TL': trophic level; 'R^2 (year)': partial R^2 for the inter-annual factor only; 'R^2 (spatial)': partial R^2 for the environmental effects only (i.e. reef type + habitat + region).

Category	Fish metric	Fishing pressure ~ catches (kg.ha^{-1}.year^{-1})									Fishing pressure ~ effort (trips.ha^{-1}.year^{-1})		
		R^2 (model)	R^2 (spatial)	R^2 (year)	Environmental effects				Fishing effect	Trend	R^2 (model)	Fishing effect	Trend
					Reef type	Habitat	Region	Region × Year					
All species													
	Density	*0.28*	*0.13*	*0.12*	*	***	*	***	*	-	*0.29*	**	-
	Biomass	**0.42**	**0.19**	**0.18**	***	***	**	***	***	-	**0.43**	***	-
	SR	**0.48**	**0.34**	**0.1**	***	***	***	***	***	-	**0.46**	*	-
	Mean length	**0.31**	**0.16**	**0.06**	***	**ns**	***	**	*	-	**0.32**	*	-
	Density 20	*0.4*	*0.19*	*0.17*	***	***	***	***	**	-	*0.42*	***	-
	Density 50	*0.37*	*0.13*	*0.19*	***	**	***	***	***	-	*0.34*	*	-
	TL	*0.42*	*0.19*	*0.21*	***	*ns*	***	***	*ns*		*0.42*	*ns*	
Target species													
	Density	**0.34**	**0.13**	**0.19**	***	*	***	***	*	-	**0.33**	**ns**	
	Biomass	*0.34*	*0.13*	*0.17*	***	***	**	***	***	-	*0.33*	**	-
	SR	**0.35**	**0.13**	**0.19**	***	***	*	***	**	-	**0.35**	**	-
	Mean length	*0.19*	*0.08*	*0.08*	*ns*	***	*ns*	***	*	-	*0.2*	***	-
	Density 20	*0.33*	*0.13*	*0.18*	**	***	**	***	*	-	*0.34*	***	-
	Density 50	*0.32*	*0.12*	*0.16*	***	*ns*	*	***	**	-	*0.29*	*ns*	
Trophic guilds Carnivores													
	Density	**0.4**	**0.29**	**0.07**	***	*	**ns**	***	*	-	**0.42**	***	-
	Biomass	**0.45**	**0.27**	**0.12**	***	***	***	***	***	-	**0.46**	***	-
	SR	*0.44*	*0.32*	*0.09*	***	***	*	***	**	-	*0.43*	*	-
	Mean length	**0.35**	**0.22**	**0.09**	*	**	***	***	**	-	**0.35**	**	-

< Fin du tableau en page suivante >

Category	Fish metric	Fishing pressure ~ catches (kg.ha^{-1}.year^{-1})									Fishing pressure ~ effort (trips.ha^{-1}.year^{-1})		
		R^2 (model)	R^2 (spatial)	R^2 (year)	Environmental effects				Fishing effect	Trend	R^2 (model)	Fishing effect	Trend
					Reef type	Habitat	Region	Region × Year					
					< *Début du tableau en page précédente* >								
Herbivores	*Density*	*0.36*	*0.16*	*0.19*	***	***	*ns*	***	*ns*		*0.35*	*ns*	
	Biomass	*0.41*	*0.15*	*0.23*	***	***	*ns*	***	***	-	*0.42*	**	-
	SR	*0.45*	*0.28*	*0.14*	***	***	***	***	**	-	*0.44*	*	-
	Mean length	*0.24*	*0.08*	*0.1*	*ns*	*	***	***	***	-	*0.23*	**	-
Plankton feeders	*Density*	*0.23*	*0.14*	*0.07*	*	***	*ns*	***	*ns*		*0.25*	**	-
	Biomass	*0.2*	*0.13*	*0.06*	*ns*	***	*ns*	**	*ns*		*0.22*	**	-
	SR	*0.2*	*0.16*	*0.01*	*ns*	***	**	*ns*	**	-	*0.19*	*ns*	
	Mean length	*0.1*	*0.07*	*0.02*	**	*ns*	*ns*	*ns*	*ns*		*0.1*	*ns*	
Corallivores	*Density*	*0.42*	*0.22*	*0.18*	***	***	*ns*	***	*ns*		*0.41*	*ns*	
	Biomass	**0.42**	**0.12**	**0.29**	**	***	**ns**	***	*	-	**0.42**	**ns**	
	SR	**0.32**	**0.16**	**0.15**	***	***	**ns**	***	**	-	**0.34**	**ns**	
	Mean length	*0.32*	*0.06*	*0.15*	*	*ns*	*	***	*ns*		*0.33*	*ns*	

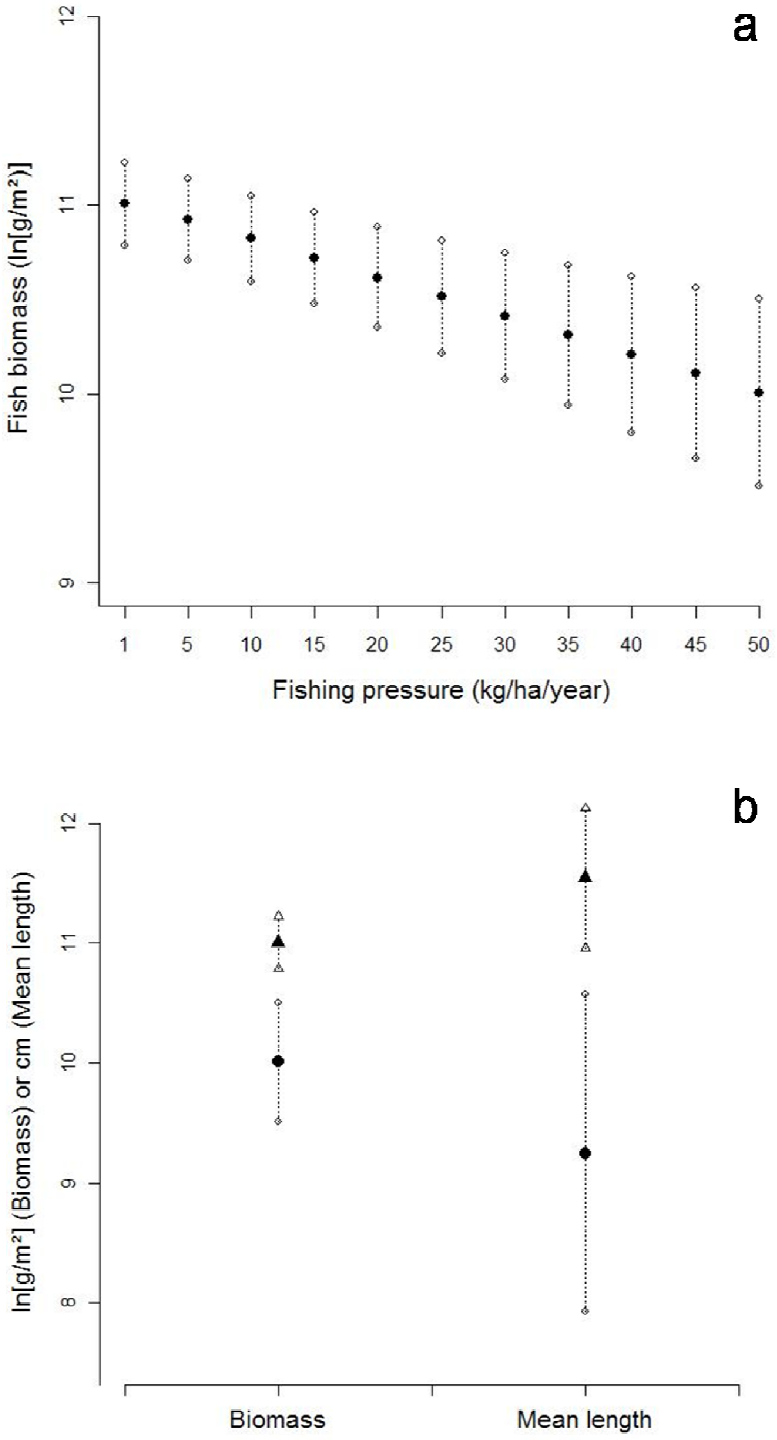


Figure 5: (a) prediction of fish biomass for increasing fishing pressure; (b) prediction of fish biomass and mean length for two levels of fishing pressure (1 kg.ha^{-1}.year^{-1}: triangles; 50 kg.ha^{-1}.year^{-1}: circles). Both parts of the figure were built using fitted values from the models considering one case study: northern site, year 2002, barrier reefs far from pass, and habitat composed of medium live coral cover (11 to 20%) and a soft substrate cover over 50%. Confidence intervals of the predictions are indicated.

4. Discussion

4.1. A method for modelling the effect of fishing pressure on reef fish: coupling natural variability with fishing pressure

In the present approach, we chose to pool two different methods generally used to analyse fish assemblages.

The first uses models to assess ecological functions of ecosystems by analysing biological metrics based on fish assemblages (Costa & Elliott 1991, Whitfield & Elliott 2002) and their response to anthropogenic disturbances (Borja et al. 2004, Breine et al. 2007, Courrat et al. 2009). Linking metrics of ecological status, based on fish assemblages, to proxies of human disturbance allows developing indicators for monitoring networks for the assessment of ecosystem health (Basset & Abbiati 2004, Borja et al. 2006, Coates et al. 2007). This approach is now becoming a widespread method. For this purpose, while natural variability can hamper the sensitivity of fish variables with regard to human disturbance (Roset et al. 2007, Courrat et al. 2009), and especially fishing, it is necessary to take this variability into account prior to analyse responses to fishing pressure.

The second method assesses the impact of fishing on fish assemblages by testing changes in fish variables (Jennings & Dulvy 2005, Rochet & Trenkel 2003, Shin et al. 2005). In coral reef systems, where species richness is particularly high, such an assemblage level appears relevant to study these effects (Polunin & Roberts 1993, Jennings & Polunin 1997, Clua et al. 2005, Floeter et al. 2006). If reference points for these indicators are seldom available, reference directions are well established and, in the present study, it is commonly accepted that fishing decreases the tested indicators (Rochet et al. 2005, Trenkel & Rochet 2009).

This integrative approach, consisting in modelling the impacts of fishing pressure on fish assemblages while accounting for the spatial and temporal natural variability in the models, has been developed in temperate coastal ecosystems (Rochet & Trenkel 2003, Courrat et al. 2009). However, it was not found in the literature dealing with species-rich coral reef ecosystems, which may be linked to the fact that sufficient data concerning both fish, habitats and fishing pressure are rarely available simultaneously for a given coral reef ecosystem. The present paper points that this approach may be used in order to dissociate natural variations from human-induced variations in reef fish assemblages. The necessary characterisation of spatial and natural variability prior to testing the ability of *in situ* variables to respond to a given anthropogenic impact is thus essential (Pitcher et al. 1998; Roset et al. 2007, Courrat et al. 2009) and requires preliminary explorations of the data considered in the approach (Chabanet et al. 2009). Fish variables were highly dependent on natural factors (either spatial or inter-annual), highlighting the need to take this natural noise into account in order to properly examine fishing effects.

4.2. Response of fish variables to fishing pressure in coral reef ecosystems

Decreases in total biomass, density, mean length and species richness have already been reported with relation to increasing fishing pressure in reef fish assemblages (Pet-Soede et al. 2001, Friedlander & DeMartini 2002, Campbell & Pardede 2006). The present results were consistent with previous studies and highlighted that a significant response of these indicators can be detected even for moderate levels of fishing pressure.

Among the all-species variables, mean trophic level was the only one showing a non significant response to fishing pressure. In the literature, fishing has often been shown to have an effect on the mean trophic level of exploited assemblages (Pauly et al. 1998, Pinnegar et al. 2002, Jennings et al. 2002), leading to a decrease in mean trophic level when fishing pressure increased. The non significance observed here for this variable may be linked to the moderate fishing levels and to the local catch composition. Indeed, the main families targeted in the coral reef environments of the present sites were Lethrinidae, Acanthuridae, Scaridae and Serranidae (Guillemot et al. 2009), which correspond to very different diets. Thus, coastal reef fishing, by affecting various diets ranging from detritivores and herbivores to top piscivores, may not result in a significant response of mean trophic levels (Bozec et al., 2005b) to fishing pressure. Although significant responses of mean trophic level were described in some reef fisheries (Cinner & McClanahan 2006), this parameter may not be appropriate as a generic indicator in coral reef fish fisheries in the Pacific islands where the trophic levels of target species are diversified.

When considering the variables for target species and trophic guilds, most of them showed a significant response to fishing pressure. However, some of these responses corresponded to low model R^2 and/or to correlated variables. In particular, variables for herbivores and plankton feeders showed either a poor response to fishing pressure or a high correlation to other variables with a higher R^2; they would not be likely to provide new information on fishing effects with regard to variables considering all species or targeted species. Models showed that detailing variables (biomass, density, species richness and mean length) into guilds (here, target, size or trophic) did not brought complementary information with regard to all-species variables, except for the two following exceptions:

Density of target species showed a more satisfying response to fishing pressure than all-species density. Focusing on targets eliminated the high contribution of non target species to the assemblage; similar results were obtained for large fish and large species. Indeed, the density obtained while considering all species is mainly driven by numerous, small and often non target species (e.g. Pomacentridae; Chabanet et al. 2009). Conversely, target species are potentially large fish, contributing to a high proportion of large individuals in the assemblage, and their density is likely to be more directly affected by fishing pressure (Friedlander & DeMartini 2002).

Variables that considered carnivores and corallivores appeared to provide new information on the effects of fishing, not just resulting from correlation to the variables considering all species. The

response of carnivores, mainly large target species, known for their sensitivity to fishing pressure (Pauly et al., 1998) was expected. The biomass and species richness of corallivores (i.e. only Chaetodontidae in the present dataset) showed a significant response to fishing pressure. This family was frequently pointed as a very sensitive and reliable indicator of human-induced disturbances or environmental gradients (Öhman & Rajasuriya 1998, Bozec et al. 2005a, Kulbicki et al. 2005c) and Chaetodontidae species richness was already found to constitute a relevant proxy of total species richness (Kulbicki & Bozec 2005). However, the fact that these species are not targeted by local fishers makes this result surprising. Recommending the use of corallivores as a potential indicator of fishing pressure would thus require further analyses.

In summary, a consequent proportion of the variables classically used for studying fishing effects on fish resources (Rochet & Trenkel 2003) showed significant responses to fishing pressure in a coral reef system even when considering a moderate fishing impact. Several variables that would be less generic (detailed by guilds) also responded significantly but mainly brought redundant information with regard to generic variables. However, some variables were likely to provide complementary information or act as relevant proxies of the responses observed when considering all species. In the latter case, such variables may be of particular interest for routine surveys with low expertise or cost-benefit sampling, as they could be easier to sample and provide responses to fishing pressure.

4.3. Detecting a response in moderately impacted areas: toward preventive indicators

Many territories in the Pacific region are facing significant demographic and socio-economic changes (Aswani 2002, Petersen 2002, Cinner et al. 2009). In such a context, providing relevant indicators of increasing anthropogenic impacts is essential. Fishing activities, which are culturally predominant in Pacific communities, are often boosted by such changes, and the appropriate management and monitoring of the resulting impacts represents a key issue (King & Adeel 2002, Hunt 2003, Cinner & McClanahan 2006, Guillemot et al. 2009). However, searching suitable indicators for future impacts represents a difficult task although it is necessary in order to implement preventive management options and surveys. The significant lack of long time series or historical data for catch and effort in these complex coastal fisheries (Polunin et al. 1996) makes the detection of potential effects of fishing even more problematic. The northern study site constitutes a typical example of this situation: fishing pressure ranges from 0 to 53 $kg.ha^{-1}.year^{-1}$, i.e. below the generic level of unsustainability that is often considered for reef fisheries (50 $kg.ha^{-1}.year^{-1}$, Newton et al. 2007); no estimate of fishing pressure were available before its recent characterization (Guillemot et al. 2009); and important socio-economic developments are expected on the short term, raising issues of natural resources conservation and calling for preventive management options.

In such a context, the present approach showed that it is possible to detect significant responses of fish variables to fishing pressure even under moderately contrasted gradients. The results of the predictions conducted for all-species biomass and mean length also suggested that these variables could have a satisfying potential of detection as indicators of fishing effects. It will be possible to analyse temporal trends of these indicators, with regards to their expected decrease as fishing pressure increases in order to assess fishing impacts and provide advices for fisheries management (Rochet et al. 2005, Trenkel & Rochet 2009).

With regard to operational constraints, both geomorphological (reef type) and transect-scale factors (MSA) correspond to easily collectable data. Responses of fish variables to fishing were obtained using broad classes of fishing pressure, suggesting that such an approach could be repeatable using qualitative descriptions of fishing pressure. The collection of *in situ* data on reef fish assemblages would probably represent the most demanding part of the data, in terms of skills and costs (Williams et al. 2006). Nevertheless, the accuracy of target species as indicators of fishing pressure suggested the possibility for simpler protocols to collect data using UVC. As experts in collecting data for highly diverse reef fish assemblages are rare, this could be an important step towards easier monitoring routines. In summary, such an approach is likely to be reasonably transferable and may be implemented to other sites and regions where similar issues arise, leading to the identification of candidate indicators that would be useable for further surveys, monitoring systems and fish resource management.

Acknowledgements

The authors acknowledge the Aquaculture and Fisheries Department of the Northern Province of New Caledonia (Nathalie Baillon, Nathaniel Cornuet), Koniambo Nickel SAS (Sylvain Capo, Denis Poignonec), Sébastien Sarramégna (Mine-R-Eaux), the Secretariat of Pacific Community and the Procfish Program (especially Pierre Boblin), the CRISP Program, and the IRD (especially Gérard Mou-Tham) for their helpful contribution to this work.

Supplement Table

Supplement Table: List of all the species observed (both sites) and taken into account in the models. Trophic guild, trophic level and maximum length for each species are given. Species targeted by fishers in the present study sites are indicated (“X”). “P-feeder”: plankton feeder.

Family	Genus	Species	Trophic guild	Trophic level	Maximum length	Target
ACANTHURIDAE	Acanthurus	spp.	herbivore	2	35	X
ACANTHURIDAE	Acanthurus	sp.	herbivore	2	-	X
ACANTHURIDAE	Acanthurus	mata	p-feeder	2.5	35	X
ACANTHURIDAE	Acanthurus	dussumieri	herbivore	2	50	X
ACANTHURIDAE	Acanthurus	nigricauda	herbivore	2.6	35	X
ACANTHURIDAE	Acanthurus	nigricans	herbivore	2	21	
ACANTHURIDAE	Acanthurus	guttatus	herbivore	2	25	X
ACANTHURIDAE	Acanthurus	blochii	herbivore	2	35	X
ACANTHURIDAE	Acanthurus	lineatus	herbivore	2	33	X
ACANTHURIDAE	Acanthurus	nigrofuscus	herbivore	2	20	X
ACANTHURIDAE	Acanthurus	nubilus	p-feeder	3.4	17	X
ACANTHURIDAE	Acanthurus	olivaceus	herbivore	2.2	30	X
ACANTHURIDAE	Acanthurus	pyroferus	herbivore	2	20	
ACANTHURIDAE	Acanthurus	thompsoni	p-feeder	3.4	20	X
ACANTHURIDAE	Acanthurus	triostegus	herbivore	2.8	22	
ACANTHURIDAE	Acanthurus	xanthopterus	herbivore	2.4	55	X
ACANTHURIDAE	Ctenochaetus	binotatus	herbivore	2	20	
ACANTHURIDAE	Ctenochaetus	striatus	herbivore	2	27	X
ACANTHURIDAE	Ctenochaetus	strigosus	herbivore	2	18	
ACANTHURIDAE	Ctenochaetus	spp.	herbivore	2	18	X
ACANTHURIDAE	Naso	annulatus	p-feeder	2.6	50	X
ACANTHURIDAE	Naso	brachycentron	p-feeder	2.7	70	X
ACANTHURIDAE	Naso	brevirostris	herbivore	2.7	45	X
ACANTHURIDAE	Naso	caesius	p-feeder	3.7	55	X
ACANTHURIDAE	Naso	hexacanthus	p-feeder	3.1	70	X
ACANTHURIDAE	Naso	lituratus	herbivore	2.3	35	X
ACANTHURIDAE	Naso	tuberosus	herbivore	2	65	X
ACANTHURIDAE	Naso	unicornis	herbivore	2.7	70	X
ACANTHURIDAE	Prionurus	maculatus	p-feeder	2.7	47	X
ACANTHURIDAE	Zebrasoma	flavescens	herbivore	2	18	
ACANTHURIDAE	Zebrasoma	scopas	herbivore	2	18	
ACANTHURIDAE	Zebrasoma	veliferum	herbivore	2	35	
APOGONIDAE	Apogon	spp.	p-feeder	3.4	-	
APOGONIDAE	Apogon	angustatus	carnivore	3.3	7	

Family	Genus	Species	Trophic guild	Trophic level	Maximum length	Target
APOGONIDAE	Apogon	bandanensis	p-feeder	3.4	8	
APOGONIDAE	Apogon	cookii	p-feeder	3.5	10	
APOGONIDAE	Apogon	compressus	p-feeder	3.5	12	
APOGONIDAE	Apogon	cyanosoma	p-feeder	3.4	6	
APOGONIDAE	Apogon	doderleini	p-feeder	3.5	9	
APOGONIDAE	Apogon	exostigma	carnivore	3.7	9	
APOGONIDAE	Apogon	aureus	carnivore	3.5	12	
APOGONIDAE	Apogon	fraenatus	p-feeder	3.5	9	
APOGONIDAE	Apogon	trimaculatus	carnivore	3.5	12	
APOGONIDAE	Apogon	leptacanthus	carnivore	3.5	5	
APOGONIDAE	Apogon	norfolcensis	carnivore	3.5	14	
APOGONIDAE	Apogon	novemfasciatus	carnivore	4	7	
APOGONIDAE	Archamia	spp.	p-feeder	3.7	-	
APOGONIDAE	Cheilodipterus	lachneri	carnivore	3.4	20	
APOGONIDAE	Cheilodipterus	quinquelineatus	carnivore	3.8	11	
APOGONIDAE	Cheilodipterus	macrodon	carnivore	4	18	
APOGONIDAE	Cheilodipterus	artus	carnivore	3.8	12	
AULOSTOMIDAE	Aulostomus	chinensis	carnivore	4.3	65	
BALISTIDAE	Balistes	spp.	carnivore	3.2	-	
BALISTIDAE	Balistapus	undulatus	carnivore	3.4	25	
BALISTIDAE	Balistoides	conspicillum	carnivore	3.3	38	
BALISTIDAE	Balistoides	viridescens	carnivore	3.3	65	
BALISTIDAE	Pervagor	sp.	carnivore	2.7	-	
BALISTIDAE	Pseudobalistes	fuscus	carnivore	3.5	55	
BALISTIDAE	Rhinecanthus	aculeatus	carnivore	3.3	25	
BALISTIDAE	Rhinecanthus	rectangulus	carnivore	3.1	23	
BALISTIDAE	Sufflamen	bursa	carnivore	3.1	23	
BALISTIDAE	Sufflamen	chrysopterus	carnivore	3.4	25	
BELONIDAE	Strongylura	leiura	carnivore	3.9	110	X
BELONIDAE	Tylosurus	crocodilus	carnivore	4.4	130	
BLENNIIDAE	Heteroclinus	roseus	herbivore	3.8	15	
BLENNIIDAE	Atrosalarias	fuscus	herbivore	2.5	10	
BLENNIIDAE	Cirripectes	castaneus	herbivore	2.8	10	
BLENNIIDAE	Cirripectes	sp.	herbivore	2.8	-	
BLENNIIDAE	Cirripectes	stigmaticus	herbivore	2.8	10	
BLENNIIDAE	Ecsenius	bicolor	herbivore	2	11	
BLENNIIDAE	Ecsenius	sp.	herbivore	2.5	-	
BLENNIIDAE	Meiacanthus	atrodorsalis	carnivore	3.4	7	
BLENNIIDAE	Meiacanthus	sp.	carnivore	3.4	-	
BLENNIIDAE	Plagiotremus	laudandus	carnivore	4.4	7	
BLENNIIDAE	Plagiotremus	rhinorhynchos	carnivore	4.5	9	
BLENNIIDAE	Plagiotremus	tapeinosoma	carnivore	3.8	12	
BLENNIIDAE	Plagiotremus	spp.	carnivore	4.4	-	
BLENNIIDAE	Salarias	fasciatus	herbivore	2	13	
BOTHIDAE	Bothidae	spp.	carnivore	3.7	45	
CAESIONIDAE	Caesio	spp.	p-feeder	3.4	23	
CAESIONIDAE	Caesio	trilineata	p-feeder	3.4	23	
CAESIONIDAE	Caesio	caerulaurea	p-feeder	3.4	23	
CAESIONIDAE	Caesio	cuning	p-feeder	3.4	33	
CAESIONIDAE	Pterocaesio	trilineata	p-feeder	3.4	15	

Family	Genus	Species	Trophic guild	Trophic level	Maximum length	Target
CAESIONIDAE	Pterocaesio	diagramma	p-feeder	3.4	27	
CAESIONIDAE	Pterocaesio	pisang	p-feeder	3.4	22	
CAESIONIDAE	Pterocaesio	tile	p-feeder	3.3	25	
CALLIONYMIDAE	Synchiropus	ocellatus	carnivore	3.4	7	
CARANGIDAE	Carangoides	ferdau	carnivore	4	70	X
CARANGIDAE	Carangoides	orthogrammus	carnivore	4.5	70	X
CARANGIDAE	Caranx	ignobilis	carnivore	4.5	140	X
CARANGIDAE	Caranx	melampygus	carnivore	4.5	75	X
CARANGIDAE	Caranx	papuensis	carnivore	4.2	80	X
CARANGIDAE	Decapterus	russellii	p-feeder	3.7	35	
CARANGIDAE	Pseudocaranx	dentex	carnivore	4.1	82	
CARANGIDAE	Scomberoides	lysan	carnivore	4.5	70	X
CARANGIDAE	Scomberoides	tol	carnivore	4.4	60	X
CARANGIDAE	Scomberoides	sp.	carnivore	4.5	-	X
CARANGIDAE	Seriola	rivoliana	carnivore	4.5	100	
CARANGIDAE	Trachinotus	blochii	carnivore	3.7	70	X
CENTRISCIDAE	Aeoliscus	strigatus	carnivore	3.5	12	
CENTROLOPHIDAE	Psenopsis	cyanea	herbivore	4	45	
CHAETODONTIDAE	Chaetodon	spp.	corallivore	3.2	23	
CHAETODONTIDAE	Chaetodon	auriga	carnivore	3.2	23	
CHAETODONTIDAE	Chaetodon	baronessa	corallivore	3.3	15	
CHAETODONTIDAE	Chaetodon	bennetti	corallivore	3.3	18	
CHAETODONTIDAE	Chaetodon	citrinellus	corallivore	3.1	11	
CHAETODONTIDAE	Chaetodon	ephippium	carnivore	3	23	
CHAETODONTIDAE	Chaetodon	flavirostris	corallivore	3.3	17	
CHAETODONTIDAE	Chaetodon	kleinii	p-feeder	2.7	11	
CHAETODONTIDAE	Chaetodon	lineolatus	carnivore	3.3	31	
CHAETODONTIDAE	Chaetodon	lunula	corallivore	3.3	21	
CHAETODONTIDAE	Chaetodon	melannotus	corallivore	3.3	15	
CHAETODONTIDAE	Chaetodon	mertensii	corallivore	2.9	14	
CHAETODONTIDAE	Chaetodon	ornatissimus	corallivore	3.3	18	
CHAETODONTIDAE	Chaetodon	pelewensis	corallivore	3.3	12	
CHAETODONTIDAE	Chaetodon	plebeius	corallivore	3.3	11	
CHAETODONTIDAE	Chaetodon	rafflesi	corallivore	3.3	15	
CHAETODONTIDAE	Chaetodon	reticulatus	corallivore	2.6	17	
CHAETODONTIDAE	Chaetodon	semeion	carnivore	2.7	23	
CHAETODONTIDAE	Chaetodon	speculum	corallivore	3.6	16	
CHAETODONTIDAE	Chaetodon	trifascialis	corallivore	3.3	16	
CHAETODONTIDAE	Chaetodon	lunulatus	corallivore	3.3	14	
CHAETODONTIDAE	Chaetodon	ulietensis	corallivore	3.3	15	
CHAETODONTIDAE	Chaetodon	unimaculatus	corallivore	3.1	20	
CHAETODONTIDAE	Chaetodon	vagabundus	corallivore	2.7	18	
CHAETODONTIDAE	Coradion	altivelis	corallivore	3.3	18	
CHAETODONTIDAE	Forcipiger	flavissimus	carnivore	3.1	17	
CHAETODONTIDAE	Forcipiger	longirostris	carnivore	3.5	17	
CHAETODONTIDAE	Heniochus	acuminatus	carnivore	3.3	25	
CHAETODONTIDAE	Heniochus	chrysostomus	corallivore	3.3	17	
CHAETODONTIDAE	Heniochus	monoceros	carnivore	3.5	23	
CHAETODONTIDAE	Heniochus	singularis	corallivore	3.6	24	
CHAETODONTIDAE	Heniochus	varius	carnivore	3.2	18	

Family	Genus	Species	Trophic guild	Trophic level	Maximum length	Target
CHAETODONTIDAE	Microcanthus	strigatus	carnivore	2.8	17	
CIRRHITIDAE	Cirrhitichtys	falco	carnivore	4	8	
CIRRHITIDAE	Paracirrhites	arcatus	carnivore	3.6	13	
CIRRHITIDAE	Paracirrhites	forsteri	carnivore	4.3	20	
CIRRHITIDAE	Paracirrhites	spp.	carnivore	4	20	
CIRRHITIDAE	Paracirrhites	hemistictus	carnivore	4	22	
CLUPEIDAE	Sprat	spp.	p-feeder	3.4	7	
DIODONTIDAE	Chilomycterus	reticulatus	carnivore	3.4	55	
DIODONTIDAE	Diodon	hystrix	carnivore	3.4	70	
DIODONTIDAE	Diodon	liturosus	carnivore	3.4	60	
ECHENEIDAE	Echeneis	naucrates	carnivore	3.1	95	
FISTULARIIDAE	Fistularia	petimba	carnivore	4.5	110	
FISTULARIIDAE	Fistularia	commersonii	carnivore	4.3	100	
GOBIIDAE	Gobiidae	spp.	carnivore	3	-	
GOBIIDAE	Amblyeleotris	guttatus	carnivore	2.7	8	
GOBIIDAE	Amblygobius	spp.	carnivore	2.7	12	
GOBIIDAE	Amblygobius	phalaena	carnivore	2.7	12	
GOBIIDAE	Amblygobius	decussatus	carnivore	2.7	8	
GOBIIDAE	Amblygobius	rainfordi	carnivore	2.7	7	
GOBIIDAE	Amblygobius	sphynx	carnivore	2.7	12	
GOBIIDAE	Asterropteryx	ensiferus	herbivore	2.3	4	
GOBIIDAE	Exyrias	bellissimus	carnivore	2.8	12	
GOBIIDAE	Gobiodon	spp.	corallivore	3.3	5	
GOBIIDAE	Gobiodon	okinawae	corallivore	3.3	3	
GOBIIDAE	Istigobius	decoratus	carnivore	2.9	9	
GOBIIDAE	Istigobius	spp.	carnivore	2.9	9	
GOBIIDAE	Nemateleotris	magnifica	p-feeder	3.1	6	
GOBIIDAE	Ptereleotris	evides	p-feeder	3	12	
GOBIIDAE	Ptereleotris	hanae	p-feeder	3.2	10	
GOBIIDAE	Ptereleotris	microlepis	p-feeder	3.2	10	
GOBIIDAE	Ptereleotris	spp.	p-feeder	3.2	-	
GOBIIDAE	Valenciennea	spp.	carnivore	3.5	-	
GOBIIDAE	Valenciennea	longipinnis	carnivore	3.1	15	
GOBIIDAE	Valenciennea	puellaris	carnivore	3.5	14	
GOBIIDAE	Valenciennea	strigatus	carnivore	4	15	
GRAMMISTIDAE	Diploprion	bifasciatum	carnivore	4	25	
GRAMMISTIDAE	Grammistes	sexlineatus	carnivore	4	25	
HAEMULIDAE	Diagramma	pictus	carnivore	3.4	90	X
HAEMULIDAE	Plectorhinchus	chaetodonoides	carnivore	3.3	60	X
HAEMULIDAE	Plectorhinchus	lessonii	carnivore	3.5	45	X
HAEMULIDAE	Plectorhinchus	gibbosus	carnivore	3.6	60	X
HAEMULIDAE	Plectorhinchus	lineatus	carnivore	3.8	70	X
HAEMULIDAE	Plectorhinchus	albovittatus	carnivore	3.4	120	X
HAEMULIDAE	Plectorhinchus	orientalis	carnivore	3.8	50	X
HAEMULIDAE	Plectorhinchus	picus	carnivore	3.5	60	X
HAEMULIDAE	Plectorhinchus	sp.	carnivore	3.5	50	X
HAEMULIDAE	Plectorhinchus	goldmanni	carnivore	3.8	50	X
HAEMULIDAE	Plectorhinchus	obscurus	carnivore	3.4	50	X
HEMIRAMPHIDAE	Hemirhamphus	far	p-feeder	2	40	X
HEMIRAMPHIDAE	Hyporhamphus	dussumieri	p-feeder	3.4	40	X

Family	Genus	Species	Trophic guild	Trophic level	Maximum length	Target
HOLOCENTRIDAE	Myripristis	spp.	carnivore	3.5	22	
HOLOCENTRIDAE	Myripristis	amaena	carnivore	3.6	20	
HOLOCENTRIDAE	Myripristis	berndti	carnivore	3.1	25	
HOLOCENTRIDAE	Myripristis	kuntee	p-feeder	3.3	18	
HOLOCENTRIDAE	Myripristis	murdjan	p-feeder	3.3	25	
HOLOCENTRIDAE	Myripristis	violacea	p-feeder	3.5	20	
HOLOCENTRIDAE	Neoniphon	spp.	carnivore	3.6	23	
HOLOCENTRIDAE	Neoniphon	argenteus	carnivore	4	20	
HOLOCENTRIDAE	Neoniphon	opercularis	carnivore	3.6	27	
HOLOCENTRIDAE	Neoniphon	sammara	carnivore	3.7	25	
HOLOCENTRIDAE	Sargocentron	caudimaculatum	carnivore	3.6	23	
HOLOCENTRIDAE	Sargocentron	diadema	carnivore	3.8	17	
HOLOCENTRIDAE	Sargocentron	microstoma	carnivore	3.6	20	
HOLOCENTRIDAE	Sargocentron	melanospilos	carnivore	3.6	20	
HOLOCENTRIDAE	Sargocentron	rubrum	carnivore	3.6	25	
HOLOCENTRIDAE	Sargocentron	spiniferum	carnivore	3.6	35	X
HOLOCENTRIDAE	Sargocentron	spp.	carnivore	3.6	-	
KYPHOSIDAE	Kyphosus	vaigiensis	herbivore	2	50	X
KYPHOSIDAE	Kyphosus	sydneyanus	herbivore	2	45	X
LABRIDAE	Labridae	spp.	carnivore	3.5	-	
LABRIDAE	Anampses	melanurus	carnivore	3.5	-	
LABRIDAE	Anampses	spp.	carnivore	3.5	-	
LABRIDAE	Anampses	caeruleopunctatus	carnivore	3.3	30	
LABRIDAE	Anampses	trimaculatus	carnivore	3.5	-	
LABRIDAE	Anampses	femininus	carnivore	3.3	13	
LABRIDAE	Anampses	geographicus	carnivore	3.2	27	
LABRIDAE	Anampses	neoguinaicus	carnivore	3.5	15	
LABRIDAE	Anampses	meleagrides	carnivore	3.5	20	
LABRIDAE	Anampses	twistii	carnivore	3.5	16	
LABRIDAE	Bodianus	axillaris	carnivore	3.4	18	
LABRIDAE	Bodianus	diana	carnivore	3.5	25	
LABRIDAE	Bodianus	loxozonus	carnivore	3.6	45	
LABRIDAE	Bodianus	perditio	carnivore	3.5	55	X
LABRIDAE	Oxycheilinus	bimaculatus	carnivore	3.5	13	
LABRIDAE	Cheilinus	chlorourus	carnivore	3.5	37	X
LABRIDAE	Oxycheilinus	diagrammus	carnivore	3.7	33	
LABRIDAE	Cheilinus	fasciatus	carnivore	3.4	40	X
LABRIDAE	Oxycheilinus	spp.	carnivore	3.7	12	
LABRIDAE	Cheilinus	spp.	carnivore	3.5	45	
LABRIDAE	Oxycheilinus	unifasciatus	carnivore	3.7	12	
LABRIDAE	Cheilinus	trilobatus	carnivore	3.5	45	X
LABRIDAE	Cheilinus	undulatus	carnivore	3.7	180	X
LABRIDAE	Cheilinus	oxycephalus	carnivore	3.5	16	
LABRIDAE	Oxycheilinus	arenatus	carnivore	3.7	15	
LABRIDAE	Cheilio	inermis	carnivore	4	48	
LABRIDAE	Choerodon	fasciatus	carnivore	3.4	27	
LABRIDAE	Choerodon	graphicus	carnivore	3.5	50	
LABRIDAE	Cirrhilabrus	laboutei	p-feeder	3.4	10	
LABRIDAE	Cirrhilabrus	punctatus	p-feeder	3.4	10	
LABRIDAE	Coris	aygula	carnivore	3.5	75	

Family	Genus	Species	Trophic guild	Trophic level	Maximum length	Target
LABRIDAE	Coris	dorsomacula	carnivore	3.5	18	
LABRIDAE	Coris	gaimard	carnivore	3.5	40	
LABRIDAE	Coris	schroederi	carnivore	3.5	18	
LABRIDAE	Coris	sp.	carnivore	3.5	18	
LABRIDAE	Coris	batuensis	carnivore	3.5	18	
LABRIDAE	Epibulus	insidiator	carnivore	3.8	35	
LABRIDAE	Gomphosus	varius	carnivore	3.6	20	
LABRIDAE	Gomphosus	caeruleus	carnivore	3.4	20	
LABRIDAE	Halichoeres	argus	carnivore	3.3	14	
LABRIDAE	Halichoeres	biocellatus	carnivore	3.3	9	
LABRIDAE	Halichoeres	zeylonicus	carnivore	3.3	20	
LABRIDAE	Halichoeres	hortulanus	carnivore	3.4	28	
LABRIDAE	Halichoeres	margaritaceus	carnivore	3.7	15	
LABRIDAE	Halichoeres	marginatus	carnivore	3.3	17	
LABRIDAE	Halichoeres	melanurus	carnivore	3.2	11	
LABRIDAE	Halichoeres	prosopeion	carnivore	3.3	13	
LABRIDAE	Halichoeres	nebulosus	carnivore	3.4	12	
LABRIDAE	Halichoeres	ornatissimus	carnivore	3.1	17	
LABRIDAE	Halichoeres	richmondi	carnivore	3.3	19	
LABRIDAE	Halichoeres	spp.	carnivore	3.3	-	
LABRIDAE	Halichoeres	trimaculatus	carnivore	3.5	22	
LABRIDAE	Halichoeres	radiatus	carnivore	3.3	-	
LABRIDAE	Hemigymnus	fasciatus	carnivore	3.2	38	
LABRIDAE	Hemigymnus	melapterus	carnivore	3.3	55	
LABRIDAE	Hologymnosus	annulatus	carnivore	4.2	35	
LABRIDAE	Hologymnosus	doliatus	carnivore	3.8	35	
LABRIDAE	Labrichthys	unilineatus	corallivore	3.3	16	
LABRIDAE	Labroides	bicolor	carnivore	4	12	
LABRIDAE	Labroides	dimidiatus	carnivore	3.5	13	
LABRIDAE	Labroides	pectoralis	carnivore	4	8	
LABRIDAE	Labropsis	australis	corallivore	3.9	10	
LABRIDAE	Labropsis	xanthonota	corallivore	2.9	13	
LABRIDAE	Macropharyngodon	kuiteri	carnivore	2.9	14	
LABRIDAE	Macropharyngodon	meleagris	carnivore	2.9	12	
LABRIDAE	Macropharyngodon	negrosensis	carnivore	2.9	11	
LABRIDAE	Novaculichthys	macrolepidotus	carnivore	3.4	18	
LABRIDAE	Novaculichthys	taeniourus	carnivore	3.2	33	
LABRIDAE	Pseudocheilinus	evanidus	carnivore	3.5	8	
LABRIDAE	Pseudocheilinus	spp.	carnivore	3.4	8	
LABRIDAE	Pseudocheilinus	hexataenia	carnivore	3.2	8	
LABRIDAE	Pseudocheilinus	ocellatus	carnivore	3.2	8	
LABRIDAE	Pseudocheilinus	octotaenia	carnivore	3.4	10	
LABRIDAE	Pseudojuloides	elongatus	carnivore	3.3	15	
LABRIDAE	Pteragogus	cryptus	carnivore	3.5	9	
LABRIDAE	Stethojulis	bandanensis	carnivore	3.2	13	
LABRIDAE	Stethojulis	interrupta	carnivore	3.5	12	
LABRIDAE	Stethojulis	spp.	carnivore	3.3	12	
LABRIDAE	Stethojulis	albovittata	carnivore	3.3	12	
LABRIDAE	Stethojulis	strigiventer	carnivore	3.2	14	

Family	Genus	Species	Trophic guild	Trophic level	Maximum length	Target
LABRIDAE	Stethojulis	trilineata	carnivore	3.2	13	
LABRIDAE	Stethojulis	notialis	carnivore	3.3	12	
LABRIDAE	Thalassoma	spp.	carnivore	3.5	18	
LABRIDAE	Thalassoma	amblycephalum	p-feeder	3.1	13	
LABRIDAE	Thalassoma	hardwicke	carnivore	3.6	19	
LABRIDAE	Thalassoma	janseni	carnivore	3.3	18	
LABRIDAE	Thalassoma	lunare	carnivore	3.5	20	
LABRIDAE	Thalassoma	lutescens	carnivore	3.4	22	
LABRIDAE	Thalassoma	purpureum	carnivore	3.6	33	
LABRIDAE	Thalassoma	quinquevittatus	carnivore	3.6	13	
LABRIDAE	Thalassoma	trilobatum	carnivore	3.6	30	
LABRIDAE	Xirichthys	pavo	carnivore	3.5	33	
LETHRINIDAE	Gnathodentex	aurolineatus	carnivore	3.3	27	
LETHRINIDAE	Gymnocranius	euanus	carnivore	3.3	40	X
LETHRINIDAE	Gymnocranius	sp.	carnivore	3.4	45	X
LETHRINIDAE	Gymnocranius	grandocculis	carnivore	3.4	70	X
LETHRINIDAE	Lethrinus	spp.	carnivore	3.5	-	X
LETHRINIDAE	Lethrinus	olivaceus	carnivore	4	90	X
LETHRINIDAE	Lethrinus	harak	carnivore	3.6	38	X
LETHRINIDAE	Lethrinus	lentjan	carnivore	3.5	40	X
LETHRINIDAE	Lethrinus	atkinsoni	carnivore	3.6	45	X
LETHRINIDAE	Lethrinus	nebulosus	carnivore	3.3	70	X
LETHRINIDAE	Lethrinus	genivittatus	carnivore	3.5	22	X
LETHRINIDAE	Lethrinus	obsoletus	carnivore	3.4	35	X
LETHRINIDAE	Lethrinus	rubrioperculatus	carnivore	3.8	45	X
LETHRINIDAE	Lethrinus	variegatus	carnivore	3.5	22	X
LETHRINIDAE	Lethrinus	xanthochilus	carnivore	3.7	70	X
LETHRINIDAE	Monotaxis	grandoculis	carnivore	3.2	50	X
LUTJANIDAE	Aphareus	furca	carnivore	4.1	35	X
LUTJANIDAE	Aprion	virescens	carnivore	4.1	100	X
LUTJANIDAE	Lutjanus	bohar	carnivore	4.2	90	
LUTJANIDAE	Lutjanus	fulviflammus	carnivore	4	35	X
LUTJANIDAE	Lutjanus	fulvus	carnivore	3.7	28	X
LUTJANIDAE	Lutjanus	gibbus	carnivore	3.7	40	X
LUTJANIDAE	Lutjanus	kasmira	carnivore	3.7	27	X
LUTJANIDAE	Lutjanus	lutjanus	carnivore	4	25	
LUTJANIDAE	Lutjanus	monostigma	carnivore	4.3	45	
LUTJANIDAE	Lutjanus	quinquelineatus	carnivore	3.7	30	
LUTJANIDAE	Lutjanus	russelli	carnivore	4.1	40	
LUTJANIDAE	Macolor	macularis	carnivore	4	50	
LUTJANIDAE	Macolor	niger	carnivore	4	60	
LUTJANIDAE	Symphorus	nematophorus	carnivore	4.1	100	
MALACANTHIDAE	Malacanthus	latovittatus	carnivore	3.5	35	
MONACANTHIDAE	Aluterus	scriptus	herbivore	2.8	100	
MONACANTHIDAE	Amanses	scopas	carnivore	3	20	
MONACANTHIDAE	Amanses	spp.	carnivore	3	20	
MONACANTHIDAE	Oxymonacanthus	longirostris	corallivore	3.3	11	
MONACANTHIDAE	Paraluteres	prionurus	carnivore	2.7	8	
MONACANTHIDAE	Pervagor	aspricaudus	carnivore	2.7	13	

Family	Genus	Species	Trophic guild	Trophic level	Maximum length	Target
MONACANTHIDAE	Pervagor	janthinossoma	carnivore	2.7	13	
MONACANTHIDAE	Pervagor	alternans	carnivore	2.7	16	
MUGILIDAE	Liza	vaigiensis	herbivore	2.2	50	X
MUGILOIDIDAE	Parapercis	spp.	carnivore	3.5	-	
MUGILOIDIDAE	Parapercis	clathrata	carnivore	3.5	16	
MUGILOIDIDAE	Parapercis	cylindrica	carnivore	3	13	
MUGILOIDIDAE	Parapercis	millipunctata	carnivore	3.5	17	
MUGILOIDIDAE	Parapercis	polyophtalma	carnivore	3.5	22	
MUGILOIDIDAE	Parapercis	hexophtalma	carnivore	3.5	22	
MULLIDAE	Mulloides	flavolineatus	carnivore	3.8	35	X
MULLIDAE	Mulloides	vanicolensis	carnivore	3.6	35	X
MULLIDAE	Parupeneus	barberinoides	carnivore	3.4	22	
MULLIDAE	Parupeneus	barberinus	carnivore	3.2	55	X
MULLIDAE	Parupeneus	bifasciatus	carnivore	3.7	35	X
MULLIDAE	Parupeneus	cyclostomus	carnivore	4.2	50	X
MULLIDAE	Parupeneus	ciliatus	carnivore	3.5	35	X
MULLIDAE	Parupeneus	indicus	carnivore	3.4	45	X
MULLIDAE	Parupeneus	heptacanthus	carnivore	3.4	22	
MULLIDAE	Parupeneus	pleurostigma	carnivore	3.4	22	
MULLIDAE	Parupeneus	spilurus	carnivore	3.6	33	X
MULLIDAE	Parupeneus	multifasciatus	carnivore	3.5	25	
MULLIDAE	Upeneus	tragula	carnivore	3.6	30	
MURAENIDAE	Muraenidae	spp.	carnivore	4.1	-	
MURAENIDAE	Gymnothorax	javanicus	carnivore	4.1	230	
MURAENIDAE	Gymnothorax	thyrsoideus	carnivore	4.1	80	
MURAENIDAE	Gymnothorax	sp.	carnivore	4.1	-	
NEMIPTERIDAE	Scolopsis	spp.	carnivore	3.6	23	
NEMIPTERIDAE	Scolopsis	bilineatus	carnivore	3.6	23	
NEMIPTERIDAE	Scolopsis	ciliatus	carnivore	3.7	16	
NEMIPTERIDAE	Scolopsis	taeniatus	carnivore	3.2	18	
NEMIPTERIDAE	Scolopsis	trilineatus	carnivore	3.5	20	
OSTRACIIDAE	Lactoria	cornuta	carnivore	3.5	33	
OSTRACIIDAE	Ostracion	cubicus	carnivore	3.4	45	
OSTRACIIDAE	Tetrosomus	gibbosus	carnivore	3.5	33	
PEMPHERIDAE	Pempheris	sp.	p-feeder	3.6	-	
PLATACIDAE	Platax	teira	carnivore	3	45	
PLATYCEPHALIDAE	Platycephalidae	spp.	carnivore	3.8	-	
PLESIOPIDAE	Assessor	macneili	carnivore	3.6	6	
POMACANTHIDAE	Centropyge	spp.	herbivore	2.8	-	
POMACANTHIDAE	Centropyge	bicolor	herbivore	2.8	13	
POMACANTHIDAE	Centropyge	bispinosus	herbivore	2.8	11	
POMACANTHIDAE	Centropyge	fisheri	herbivore	2.8	11	
POMACANTHIDAE	Centropyge	flavissimus	herbivore	2.8	12	
POMACANTHIDAE	Centropyge	heraldi	herbivore	2.8	11	
POMACANTHIDAE	Centropyge	tibicen	herbivore	2.8	14	
POMACANTHIDAE	Centropyge	vrolicki	herbivore	2.8	9	
POMACANTHIDAE	Pomacanthus	imperator	carnivore	3	33	
POMACANTHIDAE	Pomacanthus	spp.	herbivore	3	30	
POMACANTHIDAE	Pomacanthus	sextriatus	carnivore	2.6	40	
POMACANTHIDAE	Pygoplites	diacanthus	carnivore	2.7	22	

Family	Genus	Species	Trophic guild	Trophic level	Maximum length	Target
POMACENTRIDAE	Abudefduf	saxatilis	p-feeder	3.2	17	
POMACENTRIDAE	Abudefduf	septemfasciatus	herbivore	3	19	
POMACENTRIDAE	Abudefduf	sexfasciatus	p-feeder	2.4	17	
POMACENTRIDAE	Abudefduf	sextriatus	p-feeder	2.4	17	
POMACENTRIDAE	Abudefduf	whitleyi	p-feeder	2.6	18	
POMACENTRIDAE	Amblyglyphidodon	aureus	p-feeder	2.7	12	
POMACENTRIDAE	Amblyglyphidodon	curacao	p-feeder	2.6	11	
POMACENTRIDAE	Amblyglyphidodon	leucogaster	p-feeder	3.4	12	
POMACENTRIDAE	Amblyglyphidodon	spp.	p-feeder	2.7	10	
POMACENTRIDAE	Amblyglyphidodon	ternatensis	p-feeder	2.7	11	
POMACENTRIDAE	Amphiprion	spp.	p-feeder	2.9	-	
POMACENTRIDAE	Amphiprion	akindynos	p-feeder	2.6	12	
POMACENTRIDAE	Amphiprion	chrysopterus	p-feeder	2.8	10	
POMACENTRIDAE	Amphiprion	clarkii	p-feeder	2.9	11	
POMACENTRIDAE	Amphiprion	melanopus	p-feeder	2.8	13	
POMACENTRIDAE	Amphiprion	perideraion	p-feeder	2.6	8	
POMACENTRIDAE	Amphiprion	tricinctus	p-feeder	2.8	9	
POMACENTRIDAE	Cheiloprion	labiatus	corallivore	3.3	8	
POMACENTRIDAE	Chromis	agilis	p-feeder	3	8	
POMACENTRIDAE	Chromis	amboinensis	p-feeder	2.7	8	
POMACENTRIDAE	Chromis	atripectoralis	p-feeder	3.1	10	
POMACENTRIDAE	Chromis	atripes	p-feeder	2.6	7	
POMACENTRIDAE	Chromis	viridis	p-feeder	2.5	8	
POMACENTRIDAE	Chromis	chrysura	p-feeder	3	15	
POMACENTRIDAE	Chromis	flavomaculata	p-feeder	3	13	
POMACENTRIDAE	Chromis	fumea	p-feeder	3.4	10	
POMACENTRIDAE	Chromis	iomelas	p-feeder	2.7	8	
POMACENTRIDAE	Chromis	lepidolepis	p-feeder	3.4	8	
POMACENTRIDAE	Chromis	margaritifer	p-feeder	3	8	
POMACENTRIDAE	Chromis	vaiuli	p-feeder	3	8	
POMACENTRIDAE	Chromis	retrofasciata	p-feeder	2.6	7	
POMACENTRIDAE	Chromis	bankanensis	p-feeder	3	8	
POMACENTRIDAE	Chromis	ternatensis	p-feeder	3.4	9	
POMACENTRIDAE	Chromis	vanderbilti	p-feeder	3.2	6	
POMACENTRIDAE	Chromis	spp.	p-feeder	3	8	
POMACENTRIDAE	Chromis	xanthura	p-feeder	3.4	15	
POMACENTRIDAE	Chromis	weberi	p-feeder	3.4	10	
POMACENTRIDAE	Chrysiptera	biocellata	herbivore	2	8	
POMACENTRIDAE	Chrysiptera	spp.	p-feeder	2.6	8	
POMACENTRIDAE	Chrysiptera	brownwriggii	carnivore	2.7	8	
POMACENTRIDAE	Chrysiptera	cyanea	p-feeder	2.6	8	
POMACENTRIDAE	Chrysiptera	rex	herbivore	2.5	8	
POMACENTRIDAE	Chrysiptera	taupou	p-feeder	2.6	8	
POMACENTRIDAE	Chrysiptera	rollandi	p-feeder	2.7	6	
POMACENTRIDAE	Dascyllus	spp.	p-feeder	3.1	-	
POMACENTRIDAE	Dascyllus	aruanus	p-feeder	2.5	6	
POMACENTRIDAE	Dascyllus	melanurus	p-feeder	3	7	
POMACENTRIDAE	Dascyllus	reticulatus	p-feeder	3.1	9	
POMACENTRIDAE	Dascyllus	trimaculatus	p-feeder	2.8	13	
POMACENTRIDAE	Neopomacentrus	azysron	p-feeder	3.4	8	

Family	Genus	Species	Trophic guild	Trophic level	Maximum length	Target
POMACENTRIDAE	Neopomacentrus	nemurus	p-feeder	3.1	10	
POMACENTRIDAE	Neopomacentrus	spp.	p-feeder	3.4	9	
POMACENTRIDAE	Neoglyphidodon	melas	carnivore	3	16	
POMACENTRIDAE	Neoglyphidodon	nigroris	herbivore	3	14	
POMACENTRIDAE	Neoglyphidodon	polyacanthus	herbivore	2.7	14	
POMACENTRIDAE	Plectroglyphidodon	dicki	herbivore	3.4	8	
POMACENTRIDAE	Plectroglyphidodon	johnstonianus	corallivore	3.4	8	
POMACENTRIDAE	Hemiglyphidodon	plagiometopon	herbivore	2	8	
POMACENTRIDAE	Plectroglyphidodon	lacrymatus	herbivore	2.2	10	
POMACENTRIDAE	Plectroglyphidodon	leucozona	herbivore	2	9	
POMACENTRIDAE	Pomacentrus	grammorhynchus	herbivore	2.7	13	
POMACENTRIDAE	Pomacentrus	adelus	herbivore	2	9	
POMACENTRIDAE	Pomacentrus	amboinensis	herbivore	2.4	9	
POMACENTRIDAE	Pomacentrus	bankanensis	herbivore	2	8	
POMACENTRIDAE	Pomacentrus	coelestis	p-feeder	3.2	7	
POMACENTRIDAE	Pomacentrus	lepidogenys	p-feeder	3.4	8	
POMACENTRIDAE	Pomacentrus	pavo	p-feeder	3	11	
POMACENTRIDAE	Pomacentrus	imitator	p-feeder	2.7	11	
POMACENTRIDAE	Pomacentrus	philippinus	p-feeder	2.7	10	
POMACENTRIDAE	Pomacentrus	chrysurus	herbivore	2.6	11	
POMACENTRIDAE	Pomacentrus	molluccensis	p-feeder	2.4	10	
POMACENTRIDAE	Pomacentrus	smithi	p-feeder	2.7	8	
POMACENTRIDAE	Pomacentrus	sp.	herbivore	2	10	
POMACENTRIDAE	Pomacentrus	sulfureus	p-feeder	2.7	-	
POMACENTRIDAE	Pomacentrus	vaiuli	herbivore	3.1	9	
POMACENTRIDAE	Pomacentrus	wardi	herbivore	2	11	
POMACENTRIDAE	Stegastes	albifasciatus	herbivore	2.1	10	
POMACENTRIDAE	Stegastes	sp.	herbivore	2.1	9	
POMACENTRIDAE	Stegastes	fasciolatus	herbivore	2.2	16	
POMACENTRIDAE	Stegastes	gascoyni	herbivore	2.1	12	
POMACENTRIDAE	Stegastes	nigricans	herbivore	2.2	15	
POMACENTRIDAE	Stegastes	lividus	herbivore	2	17	
PRIACANTHIDAE	Priacanthus	hamrur	p-feeder	3.7	35	X
PSEUDOCHROMIDAE	Pseudochromis	purpurascens	carnivore	3.5	8	
PSEUDOCHROMIDAE	Pseudochromis	salvati	carnivore	3.5	8	
PSEUDOCHROMIDAE	Pseudochromidae	spp.	carnivore	3.5	-	
SCARIDAE	Scarus	spp.	herbivore	2	-	X
SCARIDAE	Bolbometopon	muricatum	corallivore	2.7	110	X
SCARIDAE	Calotomus	carolinus	herbivore	2	40	
SCARIDAE	Cetoscarus	bicolor	herbivore	2	70	X
SCARIDAE	Hipposcarus	longiceps	herbivore	2	55	X
SCARIDAE	Leptoscarus	vaigiensis	herbivore	2.6	33	
SCARIDAE	Scarus	bleekeri	herbivore	2	33	X
SCARIDAE	Scarus	altipinnis	herbivore	2	60	X
SCARIDAE	Scarus	dimidiatus	herbivore	2	35	X
SCARIDAE	Scarus	chameleon	herbivore	2	30	X
SCARIDAE	Scarus	flavipectoralis	herbivore	2	40	X
SCARIDAE	Scarus	rivulatus	herbivore	2	45	X
SCARIDAE	Scarus	forsteni	herbivore	2	40	X
SCARIDAE	Scarus	frenatus	herbivore	2	40	X

Family	Genus	Species	Trophic guild	Trophic level	Maximum length	Target
SCARIDAE	Scarus	frontalis	herbivore	2	45	X
SCARIDAE	Scarus	ghobban	herbivore	2	70	X
SCARIDAE	Scarus	globiceps	herbivore	2	28	X
SCARIDAE	Scarus	microrhinos	herbivore	2	65	X
SCARIDAE	Scarus	longipinnis	herbivore	2	28	X
SCARIDAE	Scarus	niger	herbivore	2	37	X
SCARIDAE	Scarus	oviceps	herbivore	2	33	X
SCARIDAE	Scarus	psittacus	herbivore	2	27	X
SCARIDAE	Scarus	rubroviolaceus	herbivore	2	65	X
SCARIDAE	Scarus	schlegeli	herbivore	2	35	X
SCARIDAE	Scarus	sordidus	herbivore	2	33	X
SCARIDAE	Scarus	spinus	herbivore	2	30	X
SCOMBRIDAE	Euthynnus	affinis	carnivore	4.5	90	
SCOMBRIDAE	Gymnosarda	unicolor	carnivore	4.5	150	X
SCOMBRIDAE	Rastrelliger	kanagurta	p-feeder	4.5	35	
SCOMBRIDAE	Scomberoides	commersoni	carnivore	4.5	150	X
SCORPAENIDAE	Pterois	volitans	carnivore	4.4	30	
SERRANIDAE	Pseudanthias	spp.	p-feeder	3.4	10	
SERRANIDAE	Pseudanthias	pascalus	p-feeder	3.3	12	
SERRANIDAE	Pseudanthias	squamipinnis	p-feeder	3.4	11	
SERRANIDAE	Anyperodon	leucogrammicus	carnivore	4.5	60	
SERRANIDAE	Cephalopholis	argus	carnivore	4.5	50	
SERRANIDAE	Cephalopholis	boenack	carnivore	4.3	20	
SERRANIDAE	Cephalopholis	urodeta	carnivore	4.1	28	
SERRANIDAE	Cromileptes	altivelis	carnivore	4.5	70	X
SERRANIDAE	Epinephelus	spp.	carnivore	3.7	-	X
SERRANIDAE	Epinephelus	areolatus	carnivore	3.9	40	X
SERRANIDAE	Epinephelus	caeruleopunctatus	carnivore	3.7	60	X
SERRANIDAE	Epinephelus	cyanopodus	carnivore	4.1	80	X
SERRANIDAE	Epinephelus	fasciatus	carnivore	3.7	33	
SERRANIDAE	Epinephelus	fuscoguttatus	carnivore	4.1	100	X
SERRANIDAE	Epinephelus	hexagonatus	carnivore	4	30	X
SERRANIDAE	Epinephelus	macrospilos	carnivore	3.8	35	X
SERRANIDAE	Epinephelus	howlandi	carnivore	3.9	35	X
SERRANIDAE	Epinephelus	maculatus	carnivore	3.9	55	X
SERRANIDAE	Epinephelus	malabaricus	carnivore	3.8	130	X
SERRANIDAE	Epinephelus	merra	carnivore	3.8	28	X
SERRANIDAE	Epinephelus	polyphekadion	carnivore	4	65	X
SERRANIDAE	Epinephelus	ongus	carnivore	4.3	40	X
SERRANIDAE	Epinephelus	coioides	carnivore	4	150	X
SERRANIDAE	Epinephelus	tauvina	carnivore	4.1	80	X
SERRANIDAE	Plectropomus	laevis	carnivore	4.1	120	X
SERRANIDAE	Plectropomus	leopardus	carnivore	4.4	80	X
SERRANIDAE	Plectropomus	maculatus	carnivore	4.2	75	X
SERRANIDAE	Variola	louti	carnivore	4.4	60	
SIGANIDAE	Siganus	argenteus	herbivore	2	37	X
SIGANIDAE	Siganus	corallinus	herbivore	2	25	X
SIGANIDAE	Siganus	doliatus	herbivore	2	27	X
SIGANIDAE	Siganus	lineatus	herbivore	2	45	X
SIGANIDAE	Siganus	puellus	herbivore	3	33	X

Family	Genus	Species	Trophic guild	Trophic level	Maximum length	Target
SIGANIDAE	Siganus	punctatus	herbivore	2.4	45	X
SIGANIDAE	Siganus	spinus	herbivore	2	20	X
SIGANIDAE	Siganus	fuscescens	herbivore	2	22	X
SIGANIDAE	Siganus	vulpinus	herbivore	2.7	27	X
SIGANIDAE	Siganus	spp.	herbivore	2	45	X
SPHYRAENIDAE	Sphyraena	barracuda	carnivore	4.5	180	
SPHYRAENIDAE	Sphyraena	flavicauda	carnivore	3.8	50	
SPHYRAENIDAE	Sphyraena	obtusata	carnivore	4.5	35	
SPHYRAENIDAE	Sphyraena	putnamiae	carnivore	4.4	75	
SYNANCEIIDAE	Synanceia	verrucosa	carnivore	4.2	35	
SYNGNATHIDAE	Corytoichthys	spp.	carnivore	3.3	18	
SYNODONTIDAE	Saurida	gracilis	carnivore	4.5	20	
SYNODONTIDAE	Saurida	nebulosa	carnivore	4.2	17	
SYNODONTIDAE	Synodus	binotatus	carnivore	4.2	14	
SYNODONTIDAE	Synodus	variegatus	carnivore	4.5	25	
SYNODONTIDAE	Synodus	dermatogennis	carnivore	4.5	22	
SYNODONTIDAE	Synodus	hoshinonis	carnivore	4.5	18	
SYNODONTIDAE	Synodus	spp.	carnivore	4.2	18	
TETRAODONTIDAE	Arothron	hispidus	carnivore	3	45	
TETRAODONTIDAE	Arothron	manillensis	carnivore	3.3	30	
TETRAODONTIDAE	Arothron	meleagris	corallivore	3.4	45	
TETRAODONTIDAE	Arothron	nigropunctatus	corallivore	3.3	30	
TETRAODONTIDAE	Canthigaster	bennetti	carnivore	2.5	10	
TETRAODONTIDAE	Canthigaster	compressa	carnivore	3.5	10	
TETRAODONTIDAE	Canthigaster	janthinoptera	carnivore	3.1	7	
TETRAODONTIDAE	Canthigaster	solandri	carnivore	3	11	
TETRAODONTIDAE	Canthigaster	valentini	carnivore	2.8	7	
TETRAODONTIDAE	Canthigaster	spp.	carnivore	2.9	13	
ZANCLIDAE	Zanclus	cornutus	carnivore	2.9	23	

4.2. Synthèse

L'article 4 identifie un certain nombre de variables pouvant constituer des indicateurs des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques récifaux.

D'un point de vue scientifique, ces résultats constituent un apport intéressant de connaissances concernant les effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques récifaux et présentent une démarche méthodologique pour la détection de ces effets. De plus, les variables identifiées ont permis de détecter des tendances spatio-temporelles de l'évolution de l'état de ces peuplements en lien avec leur exploitation halieutique. Dans la perspective d'un suivi à long terme, l'examen de ces tendances devrait permettre d'évaluer les impacts de la pêche sur les peuplements ichtyologiques. Les résultats présentés dans ce chapitre nécessitent toutefois d'être précisés dans une optique d'application à la zone VKP. Il s'agira notamment de valider de manière plus approfondie leur potentiel de détection des effets de la pêche pour la gamme de pression de pêche et les biotopes propres à cette zone (Chapitre 5).

De ce point de vue opérationnel, il apparaît que la plupart des indicateurs potentiels identifiés, bien qu'écologiquement pertinents et valides pour un suivi de tendances, ne sont pas systématiquement adaptés à un suivi à long terme nécessitant une optimisation des protocoles et, si possible, une réduction de l'expertise nécessaire. En effet, ils s'appuient principalement sur la détermination exhaustive des peuplements ichtyologiques, qui nécessite la présence d'experts confirmés lors de l'échantillonnage par UVC. Des analyses complémentaires, fondées sur une approche méthodologique semblable mais examinant d'autres variables des peuplements ichtyologiques (choisies pour leur propension à simplifier le protocole de suivi) s'avèrent donc nécessaires afin de rechercher des indicateurs qui soient rigoureux mais utilisables dans le cadre d'un suivi sur le long terme par des acteurs non-scientifiques. Ces prolongations opérationnelles seront discutées au cours du chapitre 5 à travers des analyses et des réflexions complémentaires.

CHAPITRE 5

CHAPITRE 5

Suivi à long terme des ressources ichtyologiques *in situ* et de leur exploitation dans la zone VKP : méthodologies, indicateurs et échantillonnage

Les chapitres précédents ont permis de caractériser les peuplements ichtyologiques récifaux de la zone VKP ainsi que leur exploitation, et d'utiliser ces informations afin d'examiner les effets de la pêche sur ces peuplements. Dans un contexte de développement de la zone VKP et d'intensification probable de la pression de pêche, ces résultats apportent des connaissances en vue de poser les bases d'un suivi à long terme des ressources ichtyologiques exploitées. Un tel suivi sera essentiel afin d'étudier les effets sur le long terme d'une modification des pratiques et d'une augmentation de la pression de pêche. Il sera également indispensable à l'adoption de mesures de gestion et de conservation des ressources marines de cette zone, au fur et à mesure du développement local et de l'accroissement des impacts anthropiques sur ces ressources. En ce sens, il est primordial de pouvoir mettre à profit les résultats scientifiques présentés ci-avant afin de proposer des pistes opérationnelles quant à la mise en œuvre d'un système de surveillance des activités halieutiques et de leurs conséquences sur les ressources vivantes marines. Cette partie vise à proposer des pistes pour la mise en place de ce suivi par les organismes responsables (scientifiques, gestionnaires, acteurs locaux), à la lumière des caractéristiques du système VKP.

Ainsi, ce chapitre répond à des attentes en termes de transfert de résultats scientifiques, à des fins de mise en application pour un suivi des peuplements ichtyologiques dans la zone VKP, ces attentes ayant contribué à la genèse de cette thèse. Comme mentionné dans l'avant-propos, en tant que thèse sous bourse CIFRE, cette prolongation appliquée des résultats scientifiques et la formulation de recommandations opérationnelles fait partie intégrante du travail présenté. De ce fait, certains éléments de ce chapitre n'apportent pas de connaissances nouvelles au sens académique du terme : les résultats complémentaires et les réflexions proposées mettent en lumière et prolongent les résultats plus fondamentaux des parties précédentes. Il nous a semblé justifié d'intégrer ce chapitre dans le corps du document pour présenter conjointement les travaux scientifiques, leurs apports académiques, et leur prolongation opérationnelle, afin de souligner la cohérence entre les aspects scientifiques et appliqués, dans une optique d'aide à la décision.

En utilisant et en complétant les résultats des chapitres précédents, ce chapitre discutera différents aspects du suivi futur des ressources ichtyologiques exploitées dans la zone VKP.

Les résultats issus du chapitre 2 et leur utilisation dans la démarche générale de la thèse soulignent tout d'abord l'importance de disposer de données fiables concernant les niveaux d'exploitation par la pêche, aussi bien pour des analyses écologiques des effets de la pêche sur les peuplements récifaux qu'en terme de mise en place de mesures de gestion. Dans le cadre d'un suivi à long terme des peuplements ichtyologiques exploités, et en vue d'une gestion pertinente des changements à venir des activités de pêche, il sera primordial de disposer de mesures de la pression de pêche au fur et à mesure de son évolution. La première sous-partie de ce chapitre fournit donc une réflexion sur la méthode d'évaluation des activités de pêche utilisée dans ce travail, en soulignant ses applications possibles et en présentant certaines recommandations pour sa poursuite.

La seconde sous-partie se positionne dans la continuité du chapitre 4, en traitant de la mise en œuvre d'indicateurs potentiels des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques récifaux. Elle reprend d'une part les résultats de l'article 4 et examine le potentiel d'indicateur des variables ayant présenté des réponses significatives à la pression de pêche dans les modèles pression-impact développés. Dans une optique opérationnelle, certaines des variables retenues dans l'article 4 présentent des inconvénients d'un point de vue logistique, notamment en raison de l'expertise élevée nécessaire à leur collecte. Cette partie complète donc l'approche écologique sur les effets de la pêche par des modèles testant des indicateurs simplifiés (fondés sur les familles de poissons). En regard des variables écologiques complexes étudiées dans le chapitre 4, l'utilisation d'indicateurs simplifiés peut en effet s'avérer intéressante dans le cadre de suivis routiniers par des organismes non-scientifiques (gestionnaires ou acteurs locaux).

Par ailleurs, la mise en œuvre d'un plan de suivi propre aux impacts de la pêche sur les peuplements ichtyologiques nécessitera de définir un plan d'échantillonnage adapté à ce suivi. Sur les bases des informations fournies par le plan exploratoire utilisé dans cette étude et à la lumière des résultats précédents, la troisième sous-partie aura pour objectif de discuter les points clé de la mise en place d'un plan d'échantillonnage sur le long terme. Elle proposera donc des pistes pour l'optimisation d'un échantillonnage adapté aux objectifs de suivi et prenant en compte les caractéristiques des peuplements locaux.

Enfin, la dernière sous-partie de ce chapitre se penchera sur l'intérêt d'utiliser d'autres méthodes d'observation, complémentaires des UVC. Les UVC présentent un certain nombre de biais, qui peuvent s'avérer problématiques lors de l'étude des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques récifaux. Ainsi, et bien que les UVC restent à l'heure actuelle la méthode usuelle pour observer les peuplements ichtyologiques récifaux, l'utilisation de méthodes d'observations complémentaires permettant d'éviter certains de ces biais peut être intéressante dans le cadre d'un suivi à long terme. On présentera donc les résultats préliminaires issus de tests effectués en Nouvelle-Calédonie, en vue de souligner les potentialités de ces méthodes pour un suivi futur sur la zone VKP.

5.1. Suivi des activités de pêche

La caractérisation des pratiques de pêche et l'estimation de la pression exercée sur les ressources ichtyologiques récifo-lagonaires sur la zone VKP ont permis d'étudier les effets de l'exploitation sur ces ressources et d'en dégager des indicateurs potentiels. Dans la démarche générale de la thèse, cette utilisation était l'objectif premier des suivis d'activité. Néanmoins, les informations rendues disponibles *via* ce travail de caractérisation comportent de nombreux intérêts, notamment en termes de gestion des activités halieutiques. Cette partie vise donc à discuter de ces applications possibles, afin d'émettre des recommandations pour un suivi futur des activités de pêche sur la zone.

5.1.1. Méthodes d'enquête, mise en œuvre et sources d'incertitude

Echantillonnage et questionnaires

L'approche méthodologique utilisée pour caractériser les pêcheries récifales de la zone VKP a été détaillée dans le chapitre 2. Les estimations visant à spatialiser les activités de pêche ont utilisé des données quantitatives issues d'enquêtes de pêche, effectuées de septembre à novembre 2007. Il convient de noter que l'accueil positif des usagers lors des enquêtes a constitué un facteur important de fiabilité de ces données déclaratives. La géographie de la zone d'étude, en terme d'accessibilité à la mer, a conditionné le choix d'un échantillonnage en deux volets (effectués simultanément) : des entretiens à domicile dans les tribus et des enquêtes aux cales de mise à l'eau afin d'échantillonner les pêcheurs n'habitant pas en tribus. Les questionnaires utilisés pour ces deux types d'enquêtes sont présentés en Annexe A, ils fournissent les mêmes informations concernant les pratiques de pêche et les captures. Cette séparation de l'échantillonnage a permis d'optimiser la campagne d'enquête et d'atteindre les différentes catégories de pêcheurs, afin d'obtenir le jeu de données le plus complet possible. Cette distinction n'a ensuite plus été utilisée lors des estimations de capture, puisque les données ont été stratifiées *a posteriori* selon d'autres critères (taille des embarcations et localité de résidence des pêcheurs).

La campagne d'enquête, effectuée sur un peu plus de 2 mois (66 jours), a permis d'obtenir 149 questionnaires pleinement exploitables. L'échantillon correspond à 47% de la flottille de pêche estimée sur la zone d'étude, soit une représentativité satisfaisante. Cet échantillonnage et l'utilisation d'enquêtes portant sur les habitudes de pêche ont permis, pour une durée d'échantillonnage relativement courte, d'obtenir des données fiables sur les activités de pêche annuelles. Concernant la qualité des estimations de production réalisées, bien que l'échantillonnage ait visé à couvrir

l'ensemble des catégories de pêcheurs, certaines ont probablement été sous-échantillonnées en raison de leurs activités atypiques ou dissimulées. C'est le cas notamment des pêcheurs illégaux, dont la prise en compte constitue un problème récurrent pour l'évaluation des pêcheries (Ainsworth & Pitcher 2005). Certaines formes de pêche illégale de poissons sont occasionnellement pratiquées dans la zone VKP (ex. pêche de nuit au fusil, pêche utilisant un scaphandre autonome, etc. ; Poignonec 2006), dans une proportion qu'il est difficile d'évaluer (Service des Pêche et de l'Aquaculture de la Province Nord, comm. pers.). Même si ces pêcheurs semblent largement minoritaires, ils sont malgré tout susceptibles de représenter des tonnages importants, à l'origine d'une sous-estimation potentielle de la production dans les zones où ce type de pêche est pratiqué. A défaut d'étude spécifiquement dédiée à leur évaluation, il apparaît très difficile d'obtenir des informations fiables concernant ce type de pêche. Il convient d'en être conscient lors de l'évaluation de la pression de pêche.

Sources de sous-estimation liées aux pêcheurs extérieurs à la zone

Les données collectées (effort, rendement et productions par localité, engin, famille, etc.) ont été extrapolées par inférence statistique, *via* l'estimation de la flottille locale, puis spatialisées afin d'obtenir les cartes présentées dans le chapitre 2 et l'annexe B. Dans ce processus, la principale hypothèse de travail a été que les zones de pêche identifiées lors des enquêtes étaient représentatives des zones ciblées par l'ensemble des pêcheurs. Si la représentativité statistique de l'échantillon permet de justifier cette hypothèse, il convient néanmoins d'évoquer les effets de bord liés à la délimitation de la zone d'étude. Sur les bords nord et sud des cartes, il est en effet probable que les niveaux d'exploitation soient partiellement sous-estimés puisqu'ils ne prennent pas en compte la pêche effectuée par des localités adjacentes (mais non incluses dans l'étude). Si l'on considère que les habitudes de pêche dans les zones adjacentes sont semblables à celles observées sur la zone VKP, la forte sectorisation des aires de pêche (recoupement faible entre les aires de pêche des différentes localités) suggère un faible recoupement avec les zones adjacentes, cantonné aux extrêmes bords de la zone étudiée. De plus, la taille moyenne des embarcations en Province Nord, sensiblement similaire à celle observée dans la zone VKP (4,4 m et 4,3 m respectivement), confirme le rayon d'action limité des pêcheurs à partir de leur lieu de résidence. Les zones adjacentes ne comportent pas de villages susceptibles d'exercer une pression de pêche significative : les villages les plus proches de la zone d'étude sont Kaala-Gomen au nord (environ 40 km de Voh) et Poya au sud (45 km de Pouembout). Par ailleurs, il n'y a de tribu côtière ni entre Pouembout et Poya, ni entre Voh et Koumac (exceptée Boyen qui a été prise en compte dans cette étude).

Un autre vecteur de sous-estimation est la possibilité de visite de la zone d'étude par des bateaux provenant de l'extérieur de la zone (en particulier de plus gros bateaux ou des voiliers). Les plus proches marinas se situent toutefois à Koumac (70 km de Voh) au nord de la zone, et à Nouméa (200 km de Pouembout) au sud. Le trafic longue distance des plaisanciers (essentiellement des

voiliers) est faible en Nouvelle-Calédonie, ces navires se concentrent essentiellement sur le lagon sud-ouest (Service des Pêche et de l'Aquaculture de la Province Nord, comm. pers.) et ont des rendements de pêche faibles (articles 1 et 5). Le passage occasionnel de bateaux n'influence donc pas les estimations de pêche sur la zone d'étude.

En définitive, il apparaît que les biais d'estimation dus aux effets de bord ou aux éléments extérieurs à la zone d'étude sont limités. Il convient toutefois d'en être conscient et de considérer les estimations spatialisées avec précaution pour ce qui est des zones situées en bordure des cartes de pêche.

Compétences requises

Ces enquêtes de pêche ne présentent pas de difficulté technique majeure. Elles demandent d'avoir des notions sur les ressources marines et la pêche calédonienne, ainsi qu'un esprit critique concernant les espèces et les quantités potentiellement pêchées par des pêcheurs informels. A titre d'exemple, lors de la phase de terrain, deux personnes de l'association « A Venir » (Koné) nous ont aidés pour une série d'enquêtes aux mises à l'eau. Leur formation à l'administration des questionnaires s'est avérée courte (environ 1 journée, suivie d'une validation sur le terrain), et les informations récoltées étaient d'une qualité et d'une précision égale aux autres enquêtes. Le volume de formation nécessaire est donc faible, ce qui en fait une méthode intéressante pour un suivi de routine impliquant des personnes non-spécialistes pour la collecte des données. En revanche, la phase de traitement des données, d'extrapolation par inférence statistique et de cartographie SIG nécessite des compétences avancées en analyses de données et en géostatistiques. En aval de la collecte de données, des compétences approfondies sont donc nécessaires afin de produire des estimations telles que celles présentées dans le chapitre 2, sans que cela constitue un obstacle majeur à un suivi routinier.

5.1.2. Intérêt des résultats spatialisés

Prise en compte de l'hétérogénéité des pratiques de pêche

Les niveaux d'exploitation globaux (article 1), mais surtout les différentes cartes de pêche (Annexe B), constituent des indicateurs à part entière de la pression de pêche exercée sur les ressources ichtyologiques de la zone.

Ces cartes de pêche ont permis de mettre en évidence l'importante hétérogénéité spatiale de la pression de pêche exercée sur les ressources ichtyologiques dans la zone VKP. Notamment, la carte de production totale a permis d'identifier certaines zones en limite de surexploitation, alors que l'examen de chiffres globaux non-spatialisés aurait pu amener à conclure que les niveaux d'exploitation se

situaient en-deçà des seuils de surexploitation. Les implications de cette hétérogénéité sur l'évolution de la pression de pêche et de risques de surexploitation localisés à l'avenir ont également été discutées (article 1). Ainsi, l'hétérogénéité spatiale des écosystèmes coralliens (diversité des habitats, de la productivité à petite échelle et de l'accessibilité des sites de pêches potentiels etc.) (Sale et al. 1984, Connell & Kingsford 1998), couplée à la complexité des systèmes socioculturels qui les exploitent (diversité des pratiques, des rendements, des espèces ciblées etc.) (Adams 1998, Johannes 2002, Cinner 2007) façonnent la structuration spatiale des activités de pêche et de la pression d'exploitation (Cinner & McClanahan 2006). Les cartes produites pour la zone VKP ont montré que cette structuration dépend notamment de la géomorphologie récifale (récifs frangeant, intermédiaire ou barrière), des types de fonds rencontrés (profondeur, nature du substrat), mais également du type de pêche et de son lieu de résidence (en lien avec la taille des embarcations, l'objectif de la pêche ou encore les espèces ciblées). Dans ce contexte, il apparait fondamental de caractériser la pression de pêche sur les ressources en prenant en compte une composante spatiale susceptible d'intégrer l'hétérogénéité des milieux et des usages, tant au niveau d'un état initial qu'en vue d'un suivi temporel. Cette dimension spatiale permettra d'utiliser les résultats à des fins de gestion.

Aide à la gestion

Les cartes par localité de résidence des pêcheurs mettent en évidence la forte séparation des territoires de pêche, structurés de part et d'autre de la réserve coutumière exclusive d'Oundjo, entre les différentes localités. Cette sectorisation des zones de pêche dans un espace ouvert à tous traduit le rôle structurant des aspects socio-économiques et culturels dans la répartition de la pression de pêche sur la zone, et notamment des pratiques différentes entre villages et tribus.

Les cartes par engin et par espèce pêchée pourront contribuer à la mise en place de mesures de gestion telles qu'une fermeture saisonnière à la pêche de certaines zones ou une interdiction temporaire de certains engins ou de certaines espèces. La connaissance des zones de pêche concernées par de telles mesures (*via* l'engin ou l'espèce en question) aidera à en déterminer les modalités mais également à en faciliter le contrôle. Dans l'éventualité d'une mise en place de mesures spatiales permanentes (réserves marines), ces cartes pourront fournir des indications pour définir leur emplacement. En particulier, il devrait être possible d'évaluer les ressources protégées par une mise en réserve, et d'estimer ses conséquences sur les pêcheries locales.

En marge de ces problématiques de gestion des ressources, ces cartes peuvent permettre d'évaluer les retombées socio-économiques d'impacts anthropiques autres que la pêche. Dans le cadre de projets d'aménagements côtiers ou de perturbations du milieu marin (ex. infrastructure pour la mine), il sera nécessaire d'anticiper leurs conséquences. La cartographie réalisée permettra de déterminer quels sont les pêcheurs susceptibles d'être perturbés dans leur utilisation de l'espace lagonaire. En particulier, dans le cas de la création de l'usine et du port côtier du projet Koniambo, ce

type de carte a permis d'identifier des territoires de pêche rendus inaccessibles ou perturbés par les travaux, et de déterminer les pêcheurs affectés.

Ces cartes de pêche sont donc susceptibles de fournir des informations pertinentes pour une aide à la gestion des ressources marines exploitées sur la zone VKP. Elles pourront également constituer un outil de négociation, de médiation, ainsi qu'un vecteur d'équité lors de la prise de décision de mesures de gestion de la bande côtière.

5.1.3. Recommandations pour un suivi à long terme

Nécessité d'un suivi des activités de pêche

La description spatialisée et détaillée de la pression de pêche sur la zone revêt donc de nombreux intérêts au niveau local. Outre une utilisation à des fins scientifiques, ces intérêts vont de la gestion des ressources marines exploitées à l'examen des retombées de la mine sur les activités de pêche des populations résidentes. Au-delà de l'état des lieux présenté dans cette thèse, il apparait primordial de poursuivre ce type d'étude afin de :

- réactualiser ces données et maintenir leur fonction d'aide à la gestion locale des ressources. D'un point de vue scientifique, il est également important de pouvoir disposer de mises à jour des mesures de la pression de pêche afin de poursuivre l'analyse des effets de la pêche sur les peuplements (notamment en vue d'actualiser les indicateurs selon les évolutions observées).

- fournir un suivi de l'évolution des activités de pêche sur la zone, face aux changements attendus. Il est difficile de prévoir quelles seront les conséquences socio-économiques du développement local en termes de modification des activités de pêche (article 1). La direction de cette évolution (abandon de la pêche au profit d'emplois à la mine ou intensification face à une demande en poisson accrue) conditionnera les niveaux d'exploitation et les zones potentiellement surexploitées. Il est donc nécessaire de pouvoir suivre ces évolutions pour en anticiper les conséquences sur le socio-écosystème de VKP et adopter les moyens de gestion appropriés.

Par ailleurs, le suivi des activités de pêche permettra d'analyser l'évolution des rendements et des prises par unité d'effort de ces pêcheries. Ces information seront très utiles pour compléter l'approche développée à partir des UVC, afin analyser l'évolution des ressources exploitées. Ce volet qui n'a pu être abordé dans ce travail, faute de données historiques, sera un élément essentiel de la gestion à venir des espèces d'intérêt halieutique.

Dans cette perspective de poursuite d'un suivi des activités de pêche sur la zone, un certain nombre de recommandations peuvent être formulées :

Intégration de la pêche à pied

Sur la zone d'étude, la pêche professionnelle des poissons récifo-lagonaires est très largement minoritaire en regard de la pêche informelle, en termes de bateaux et de tonnage (article 1). Le suivi des activités de pêche professionnelles étant effectué par le Service des Pêches de la Province Nord, ces informations resteront disponibles à l'avenir et nous ne parlerons à nouveau ici que des pêches informelles.

La pêche embarquée constitue la grande majorité des captures de poissons réalisées dans l'espace récifo-lagonaire de VKP (article 1), et les activités de pêche à pied n'ont donc pas été prises en compte (épervier, canne, lancé). Lors de l'étude des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques, la non-prise en compte de la pêche à pied n'est pas apparue problématique, dans la mesure où elle concerne une aire spatiale (frange littorale) disjointe des biotopes récifaux sur lesquels les données biologiques étaient disponibles. Toutefois la pêche à pied représente une activité forte en Nouvelle-Calédonie. Dans une optique de caractérisation socio-économique ou socioculturelle des activités de pêche, il serait nécessaire de la prendre en compte. Parallèlement, dans le cas d'études écologiques focalisées sur la frange littorale (écosystèmes intertidaux ou mangroves), ce type de pêche devra être considérée car il est possible qu'il ait localement des effets écologiques significatifs (cf. par exemple Rocklin 2006 et Dumas & Léopold 2009 dans le cas des crabes de palétuvier). Dans le contexte de l'étude présente, nous continuerons à traiter de la pression de pêche exercée sur les écosystèmes récifo-lagonaires *via* la pêche embarquée, mais la prise en compte de la pêche à pied pourra s'avérer essentielle lors des études de socio-économie des pêches ou se focalisant sur les zones d'interface terre-mer.

Suivi des habitudes de pêche

La méthodologie d'enquête et les analyses utilisées sont adaptées à une caractérisation des activités de pêche sur la zone, ainsi qu'à une quantification spatialisée de la pression exercée sur les ressources. Dans une optique d'état des lieux de ces activités, l'utilisation des habitudes de pêche s'est avérée concluante, en permettant d'obtenir des estimations annuelles sans nécessiter une phase de terrain continue trop longue. Toutefois, la collecte d'informations exclusivement déclaratives comporte des imprécisions. Même en considérant une bonne volonté de l'enquêté à donner des réponses précises et objectives, les habitudes de pêche passées (au-delà de l'année 2007 sur laquelle portait les questionnaires) sont susceptibles d'influencer partiellement les informations délivrées. En ce sens, les données recueillies constituent davantage une valeur lissée sur les années récentes qu'une donnée correspondant strictement à l'année 2007. Dans le cas d'enquêtes de perception, il a été montré que la perception d'une personne vis-à-vis d'un évènement est souvent entachée de subjectivité et qu'il est très difficile d'évaluer ce biais (Eden 1980, Brown 1992). Dans le cas présent, cette influence

du passé dans les réponses des enquêtés est à prendre en compte pour discuter de l'utilisation de cette méthode pour un suivi temporel. Il apparait notamment inutile de renouveler ce type de collecte de données avec une fréquence temporelle trop élevée, qui serait compensée par le lissage des données déclarées. Nous proposerons ici une fréquence bisannuelle, permettant de conserver un suivi suffisamment fin dans le contexte de développement rapide attendu sur la zone, tout en laissant un espacement tel que les informations données par les enquêtés soient distinctes.

Ce type d'état des lieux répété sur le long terme et à intervalle régulier devrait permettre de fournir des informations sur l'évolution des activités de pêche sur la zone et des pressions exercées sur les ressources.

Suivi complémentaire à échelle temporelle fine dans le cadre de changements rapides

En complément d'enquêtes bisannuelles sur les habitudes de pêche, un moyen pertinent de suivre l'évolution des activités de pêche de manière plus fine serait de mettre en place un suivi des débarquements, pour un échantillon de pêcheurs. En particulier, un suivi de type participatif, consistant pour le pêcheur à relever, après chaque sortie, les quantités capturées par espèce et les zones de pêche correspondantes pourrait constituer une méthode intéressante. Ce type de suivi a déjà été mis en œuvre avec succès sur la zone VKP concernant la pêche de crabe de palétuvier, dans le cadre du projet COGERON (Dumas & Léopold 2009). Il s'agissait d'évaluer la pertinence d'un suivi participatif pour l'obtention d'estimateurs d'abondance des populations de crabes. Le suivi de fiches de pêches, remplies par les pêcheurs impliqués a permis de répertorier les prises effectuées et les zones de pêche correspondantes. La normalisation des données de capture a permis d'accéder à des valeurs d'abondance par unité de temps (rendements horaires) comparables d'une sortie à l'autre, et d'examiner les pratiques de pêche. Un protocole similaire pourrait être mis en place concernant la pêche de poisson. Le suivi participatif des débarquements et des activités de pêche pour un échantillon de pêcheurs permettrait ainsi d'examiner l'évolution de ces activités en termes de pratiques et de quantités pêchées, avec une composante spatiale. De plus, l'aspect participatif de ces suivis présente un intérêt en termes d'implication des acteurs locaux dans le processus de suivi et de gestion des pêcheries, favorisant une prise de conscience des enjeux qui y sont liées (Danielsen et al. 2005 & 2007, Uychiaoco et al. 2005).

L'article 1 a démontré la diversité des activités de pêche sur la zone d'étude et souligné leurs probables évolutions face aux changements socio-économiques à venir. Dans le cadre d'un suivi des débarquements, il sera nécessaire de structurer l'échantillon selon les grandes catégories de pêcheurs mises en évidence. Nous avons montré que ces catégories étaient fortement conditionnées par le mode de vie et la localité de résidence (tribu/village, mais également nord/sud de la zone). De plus, la zone de Koné et Pouembout sera probablement davantage sujette au développement urbain et économique que la zone nord de Voh, et il serait nécessaire de différentier l'évolution des activités de pêche de ces

deux zones. En ce sens, une stratification de l'échantillonnage selon les localités (intégrant à la fois les gradients de développement nord/sud et les grandes catégories de pêcheurs) devrait fournir un panel représentatif des pratiques de pêche locales. S'il est peu réaliste de pouvoir suivre un grand nombre de pêcheurs dans chacune de ces localités, il sera important de disposer d'informations pour les différentes localités. Il est préférable de suivre avec rigueur un nombre réduit de pêcheurs, plutôt que de cibler un échantillon plus large mais ne couvrant que partiellement les localités présentes. En effet, comme l'a montré le suivi participatif pour les ressources en crabes (Dumas & Léopold 2009), l'analyse des tendances pour quelques pêcheurs sélectionnés devrait pouvoir apporter des informations précieuses et permettre d'anticiper les évolutions des différentes activités. Ces dernières pourraient ensuite être confirmées à l'échelle de la zone lors des campagnes d'enquête bisannuelles. Ce constat vaut à la fois pour les aspects socioéconomiques et pour le suivi temporel des rendements de pêche pour analyser l'évolution des ressources exploitées.

5.1.4. Bilan

Les incertitudes concernant l'évolution des niveaux d'exploitation et de la répartition spatiale de la pression de pêche sur la zone VKP d'étude représentent un enjeu de gestion important. Un développement rapide va s'accompagner à court terme de changements des pratiques de pêches, dont les modalités devront être analysées afin de pouvoir réagir *via* des mesures de gestion adaptées. Il existe à la fois une nécessité de caractérisation des pêcheries au fur et à mesure de leur évolution (informations complètes) et de réactivité face à des changements rapides (informations fréquentes). Un suivi composite en deux volets (correspondant à des pas de temps différents) semble constituer une option intéressante :

- un suivi des débarquements *via* un petit échantillon de pêcheurs pour examiner, en continu, l'évolution des pratiques et des rendements.

- des états des lieux biannuels par enquêtes d'habitude pour suivre l'évolution des activités de pêche.

Précédemment, il a été souligné le manque fréquent de données historiques concernant la pêche dans les pays insulaires du Pacifique. Le premier état des lieux présenté ici fournit donc une amorce à l'acquisition de ce type de série temporelle de données, dans une zone où les enjeux de gestion à venir sont omniprésents et dont la taille autorise une caractérisation complète et quasi exhaustive des activités *via* un échantillonnage réaliste et raisonnable en termes de coûts. Outre le suivi des activités des pêcheurs, ce suivi permettra de disposer d'informations sur leurs rendements, information importante pour suivre l'état des ressources exploitées.

Par ailleurs, l'article 1 a démonté le fort lien entre pratiques de pêche, répartition spatiale de la pression sur les ressources et facteurs socio-économiques. Il pourra être nécessaire de coupler des suivis axés sur les ressources halieutiques (tels que proposés précédemment), avec des analyses de l'évolution des paramètres socio-économiques de la pêche ou des filières de commercialisation et de valorisation des produits. Des études de ce type sont actuellement en cours, notamment par l'IAC (Institut Agronomique Calédonien) et une dynamique de mise en relation entre ces différents types de suivis existent *via* le projet COGERON (LITEAU III). Dans ce cadre, les résultats de la typologie des pêcheurs présentés dans l'article 1 ont été transférés à l'IAC afin de calibrer l'échantillonnage pour des suivis socio-économiques et des enquêtes de perception. Cette approche apparaît fondamentale lors de l'étude d'activités informelles, fortement liées au contexte socio-économique.

5.2. Indicateurs des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques *in situ*

5.2.1. Réponse des variables et tendances : vers des indicateurs potentiels

5.2.1.1. Focalisation sur la zone VKP : de la validation de méthode à l'application opérationnelle in situ

L'article 4 a présenté la réponse de variables décrivant les peuplements ichtyologiques à la pression de pêche, *via* des modèles linéaires intégrant un facteur temporel (interannuel) et des facteurs spatiaux (habitat). Les résultats ont mis en évidence la réponse significative de certaines variables au niveau d'exploitation. Cette première phase de travail a porté sur des modèles couplant des données collectées sur la zone VKP (site nord) et sur le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie (site sud). L'utilisation de ces modèles pour le choix d'indicateurs apparaît appropriée et leur application à une base de données élargie a permis de valider la démarche, sans empêcher une application ultérieure des résultats localement. Dans le cadre d'une recherche d'indicateurs, il pourra être intéressant de découpler une démarche scientifique de mise en place et de validation de son application pour un cas particulier (ici le suivi des peuplements ichtyologiques de la zone VKP).

5.2.1.2. Capacités prédictives des indicateurs sélectionnés

Afin d'illustrer le potentiel de détection de variables dont la réponse à la pression de pêche est apparue significative et cohérente (biomasse et taille moyenne), l'article 4 présente une prédiction effectuée à partir des paramètres du modèle utilisant une mesure de pression de pêche continue, pour un cas particulier d'habitat, pour deux valeurs contrastées de pression de pêche (cohérentes avec la gamme de pression de pêche sur la zone VKP). En vue de commenter les potentialités de réponse des différentes variables identifiées dans l'article 4 comme indicateurs des effets de la pêche, il est intéressant d'examiner les valeurs prédites pour l'ensemble des biotopes présents sur la zone VKP. Des prédictions ont été effectuées selon la démarche décrite dans l'article 4 et pour l'ensemble des habitats. Afin de se focaliser sur la zone d'étude principale de la thèse, ces prédictions ont été effectuées pour le cas de la zone VKP uniquement, pour deux niveaux de pression de pêche : 1 et 50 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$. La première valeur correspond à un niveau d'exploitation faible et la seconde à une exploitation intense en regard des constats réalisés sur la zone VKP. Cette seconde valeur correspond également au seuil limite d'exploitation durable communément considéré pour évaluer la surexploitation des pêcheries récifales (Newton et al. 2007). L'effet année n'a pas été pris en compte dans les prédictions, afin de simuler une situation moyenne estimée par le modèle et non le cas particulier d'une année isolée. Les prédictions ont été réalisées pour les variables considérées comme

pertinentes dans l'article 4, biomasse, richesse spécifique et taille moyenne pour toutes les espèces (Figure 5.1), densité et richesse spécifique des espèces cibles (Figure 5.2), densité, biomasse et taille moyenne des espèces carnivores (Figure 5.3), biomasse et richesse spécifique des espèces corallivores (Figure 5.4) :

Variables « toutes espèces» - Concernant la biomasse (Figure 5.1a), les intervalles de confiance des prédictions ne se superposent jamais entre les deux niveaux de pêche considérés. Ces prédictions sont discriminantes quel que soit le type d'habitat, suggérant un pouvoir de détection des effets de la pêche satisfaisant pour cette variable. Il en va de même pour la richesse spécifique (Figure 5.1b), même si les intervalles de confiance des prédictions sont proches. Ceci suggère que la gamme de pression de pêche prise en compte correspond au contraste limite pour une détection significative des effets de la pêche *via* cette variable. Concernant la taille moyenne des individus (Figure 5.1c), les intervalles de confiance sont proches, avec des cas de superposition pour certains habitats. Par conséquent, le pouvoir de détection de cette variable diffère selon le type d'habitat considéré.

Variables « espèces cibles » - Pour les deux variables considérées (densité et richesse spécifique), on constate un recoupement des intervalles de confiance des valeurs prédites, pour l'ensemble des habitats (Figure 5.2a & 5.2b). L'incertitude sur ces prédictions suggère un pouvoir de détection insuffisant de ces variables pour les contrastes de pêche rencontrés sur la zone. Cette moindre sensibilité de réponse pour ces variables n'infirme pas leur potentialité d'indicateurs des effets de la pêche mais met en cause leur utilisation pour un suivi sur la zone VKP.

Variables « carnivores » - Concernant la densité (Figure 5.3a), le recoupement des intervalles de confiance des prédictions suggère un potentiel de détection insuffisant. En revanche, la biomasse et la taille moyenne (Figures 5.3b & 5.3c) présentent des valeurs prédites significativement différentes pour l'ensemble des habitats considérés. Cette différence dans le potentiel de détection des effets de la pêche entre densité d'une part, et biomasse et taille moyenne d'autre part, apparaît cohérente : un grand nombre d'espèces carnivores ne sont pas ciblées par la pêche (ex. parmi les Labridae ou Lutjanidae), tandis que les carnivores ciblés et observés par UVC sont généralement de grande taille (ex. Serranidae). Il est donc cohérent que la densité, pour laquelle la contribution des espèces non-cibles est importante, présente un pouvoir de détection plus limité que la biomasse ou la taille moyenne.

Variables « corallivores » - La biomasse (Figure 5.4a) des espèces corallivores (i.e. Chaetodontidae dans le jeu de données utilisées) ne présente aucune superposition des intervalles de confiance des valeurs prédites, suggérant un pouvoir de détection intéressant pour les niveaux de pêche considérés. Il en va différemment pour la richesse spécifique (Figure 5.4b). Le résultat,

concernant la biomasse des Chaetodontidae, apparaît surprenant dans le sens où ils ne constituent pas une famille ciblée par la pêche. S'ils sont souvent utilisés en tant qu'indicateurs de perturbations anthropiques (Reese 1981, Sano et al. 1984, Öhman et al. 1998, Khalaf & Crosby 2005), cette variation significative vis-à-vis de la pression de pêche mériterait de faire l'objet d'une étude approfondie en vue de confirmer cette tendance. Malgré une réponse statistique satisfaisante, il convient d'être prudent quand à l'utilisation de cette variable en tant qu'indicateur des effets de la pêche.

En définitive, ces variables ont présenté une réponse significative à la pression de pêche et donnent des informations intéressantes concernant les effets de l'exploitation sur les peuplements ichtyologiques, mais elles ne constituent pas nécessairement des indicateurs dans le cadre d'un suivi de ces effets pour la zone VKP. En ce sens, l'analyse des prédictions fournit des informations supplémentaires par une évaluation du potentiel discriminant de ces variables vis à vis des niveaux de pression de pêche sur la zone VKP.

Figure 5.1 : Prédiction de biomasse (a), richesse spécifique (b) et taille moyenne (c) pour l'ensemble du peuplement (toutes espèces), pour des pressions de pêche faible (1 $t.ha^{-1}.an^{-1}$, triangles noirs) et forte (50 $t.ha^{-1}.an^{-1}$, ronds noirs). Les valeurs prédites sont détaillées selon l'ensemble des modalités d'habitat prises en compte dans le modèle. Les six modalités de la variables « Habitat MSA » correspondent aux classes présentées en abscisse, répétées à l'intérieur de chaque type de récif. Définition des classes : la première lettre désigne une classe de couverture en corail vivant (« P », petit : ≤ 10 % ; « M », moyen : de 11 à 20 % ; « G », grand : > 20 %), la seconde la nature du substrat (« D », dur : dominante de substrat dur ; « M », meuble : dominante de substrat meuble). Les intervalles de confiance (95%) pour la prédiction de chaque valeur sont indiqués.

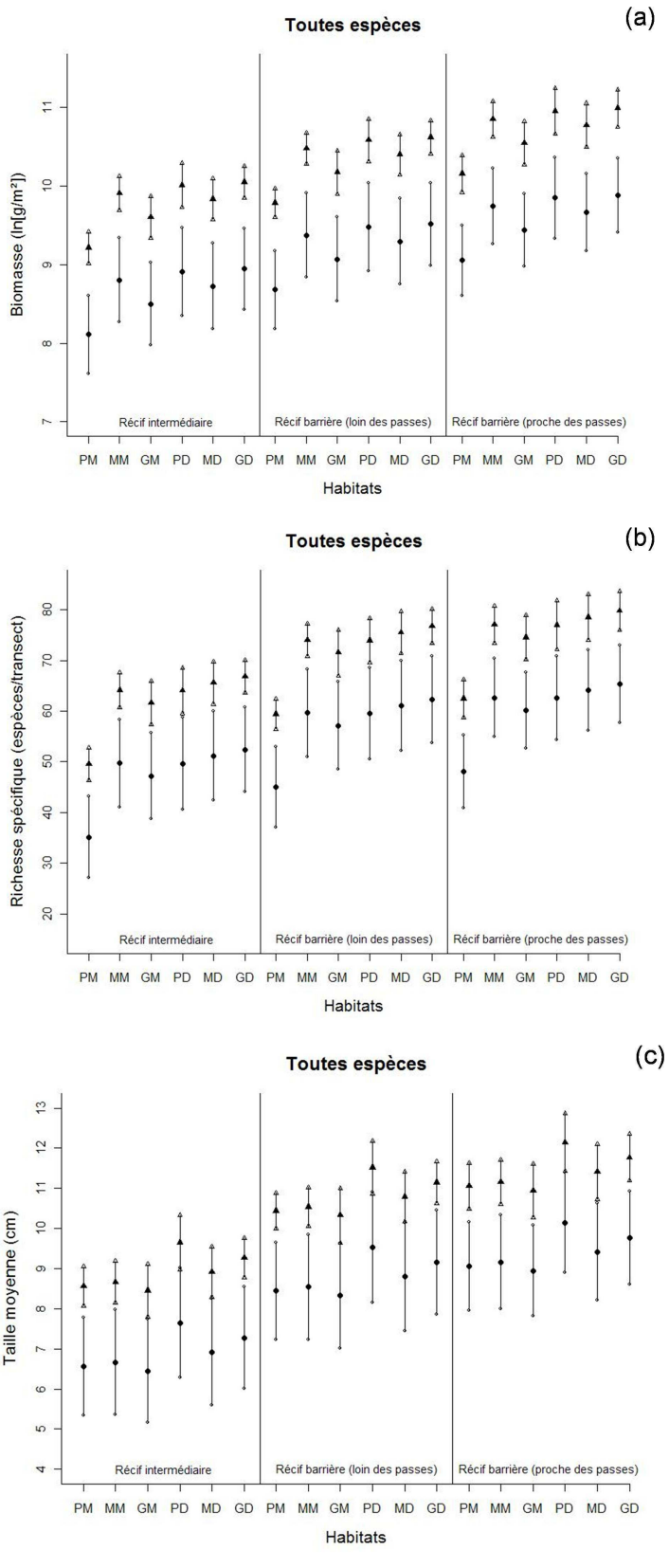


Figure 5.2 : Prédiction de la densité (a) et de la richesse spécifique (b) pour les espèces cibles, pour des pressions de pêche faible (1 $t.ha^{-1}.an^{-1}$, triangles noirs) et forte (50 $t.ha^{-1}.an^{-1}$, ronds noirs). Les valeurs prédites sont détaillées selon l'ensemble des modalités d'habitat prises en compte dans le modèle. Les six modalités de la variables « Habitat MSA » correspondent aux classes présentées en abscisse, répétées à l'intérieur de chaque type de récif. Définition des classes : la première lettre désigne une classe de couverture en corail vivant (« P », petit : ≤ 10 % ; « M », moyen : de 11 à 20 % ; « G », grand : > 20 %), la seconde la nature du substrat (« D », dur : dominante de substrat dur ; « M », meuble : dominante de substrat meuble). Les intervalles de confiance (95%) pour la prédiction de chaque valeur sont indiqués.

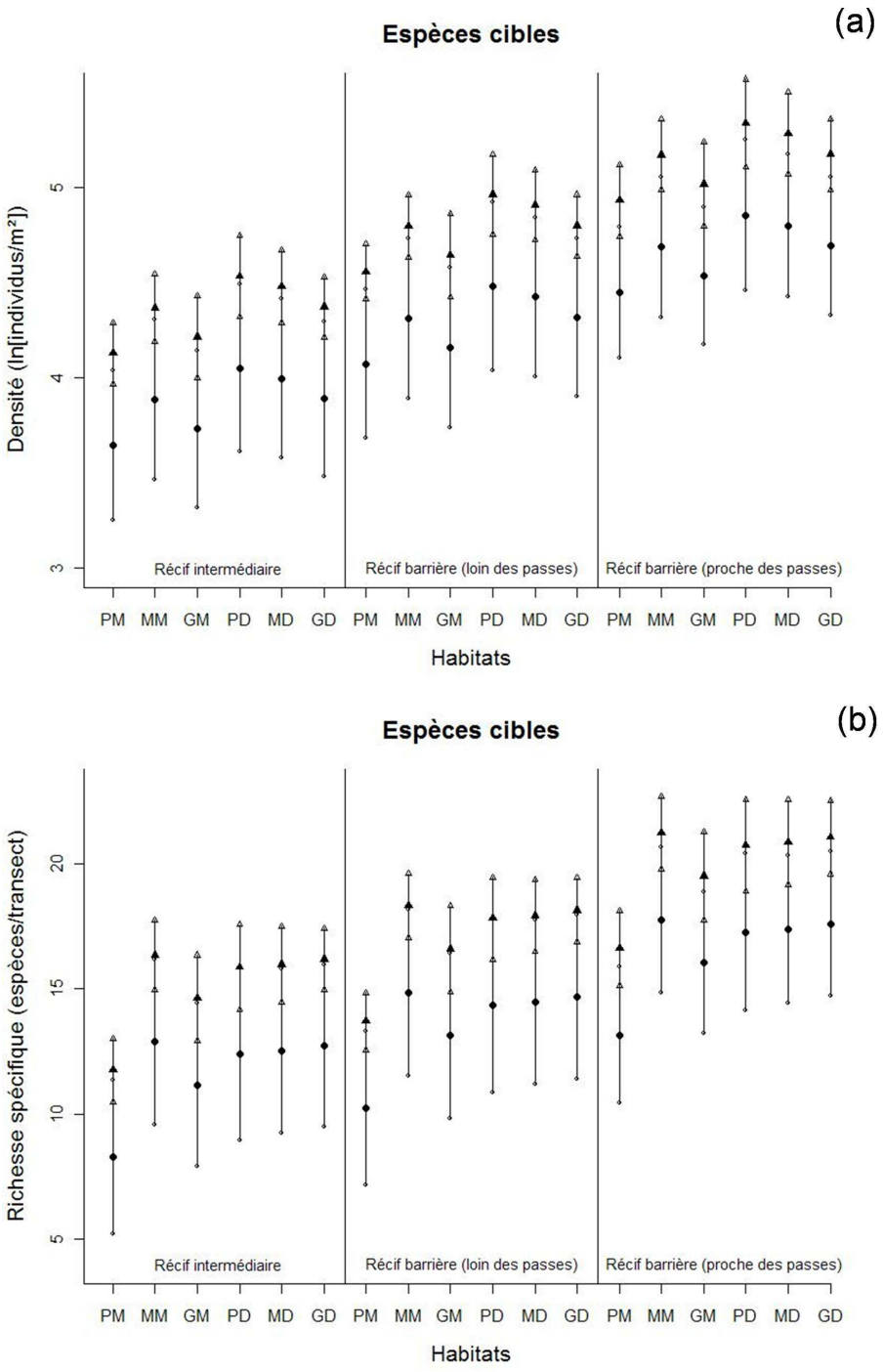


Figure 5.3 : Prédiction de la densité (a), de la biomasse (b) et de la taille moyenne (c) pour les carnivores, pour des pressions de pêche faible (1 $t.ha^{-1}.an^{-1}$, triangles noirs) et forte (50 $t.ha^{-1}.an^{-1}$, ronds noirs). Les valeurs prédites sont détaillées selon l'ensemble des modalités d'habitat prises en compte dans le modèle. Les six modalités de la variables « Habitat MSA » correspondent aux classes présentées en abscisse, répétées à l'intérieur de chaque type de récif. Définition des classes : la première lettre désigne une classe de couverture en corail vivant (« P », petit : ≤ 10 % ; « M », moyen : de 11 à 20 % ; « G », grand : > 20 %), la seconde la nature du substrat (« D », dur : dominante de substrat dur ; « M », meuble : dominante de substrat meuble). Les intervalles de confiance (95%) pour la prédiction de chaque valeur sont indiqués.

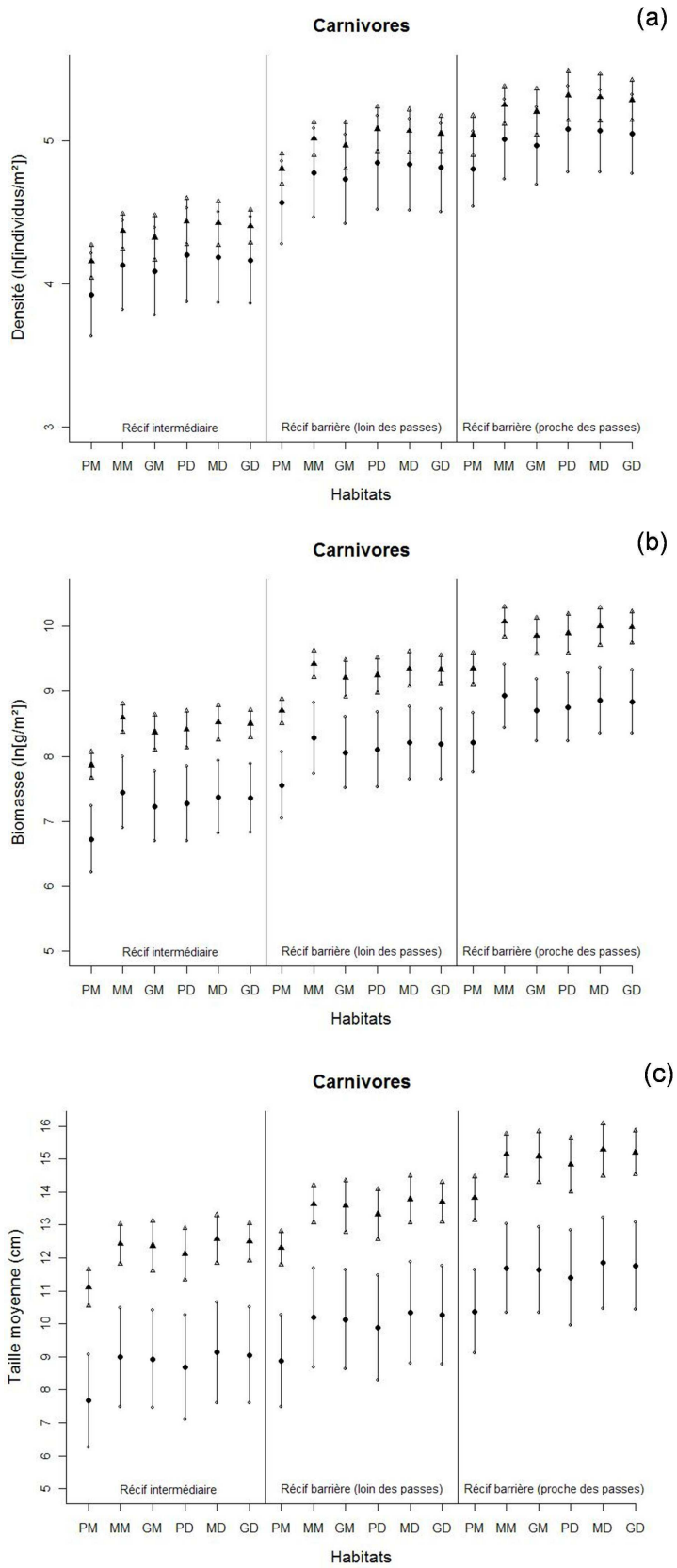
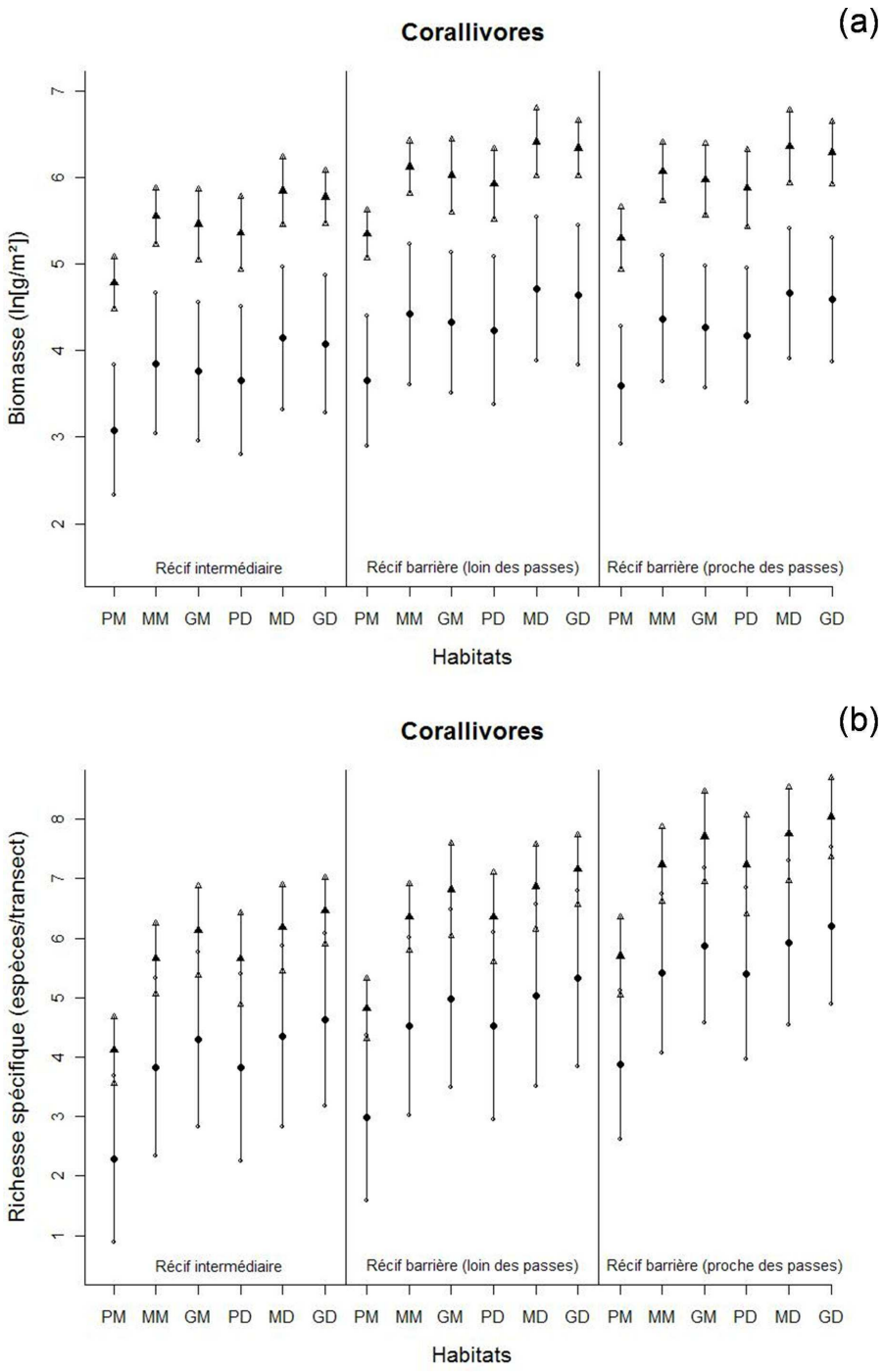


Figure 5.4 : Prédiction de la biomasse (a) et de la richesse spécifique (b) pour les corallivores, pour des pressions de pêche faible (1 $t.ha^{-1}.an^{-1}$, triangles noirs) et forte (50 $t.ha^{-1}.an^{-1}$, ronds noirs). Les valeurs prédites sont détaillées selon l'ensemble des modalités d'habitat prises en compte dans le modèle. Les six modalités de la variables « Habitat MSA » correspondent aux classes présentées en abscisse, répétées à l'intérieur de chaque type de récif. Définition des classes : la première lettre désigne une classe de couverture en corail vivant (« P », petit : ≤ 10 % ; « M », moyen : de 11 à 20 % ; « G », grand : > 20 %), la seconde la nature du substrat (« D », dur : dominante de substrat dur ; « M », meuble : dominante de substrat meuble). Les intervalles de confiance (95%) pour la prédiction de chaque valeur sont indiqués.



5.2.1.3. Essai de filtrage des effets du cyclone Erica

Le cyclone Erica, survenu en mars 2003, a généré des perturbations significatives des habitats récifaux (article 3) et des peuplements ichtyologiques (article 2). Ces perturbations ont été associées à une diminution de la plupart des variables décrivant les peuplements ichtyologiques (biomasse et densité notamment) dans les années ayant suivi cet épisode cyclonique, particulièrement entre 2002 et 2006. En vue d'examiner l'influence de cette variabilité naturelle des peuplements ichtyologiques sur l'étude des effets de la pêche, des modèles identiques aux précédents ont été testés en ne sélectionnant que les données des années 2002 et 2007 de la zone VKP. L'objectif de cette sélection était de tenter de s'affranchir des phénomènes post-cyclone et d'examiner ainsi la réponse des variables en dehors de cet épisode.

Pour l'ensemble des variables testées, le pouvoir explicatif des modèles et la significativité des réponses étaient systématiquement inférieurs à ceux des modèles intégrant les données post-cycloniques. La prise en compte des seules données éloignées de l'impact cyclonique n'a donc pas apporté d'information supplémentaire vis-à-vis des modèles précédents, la suppression de plus de la moitié du jeu de données ayant engendré une diminution du pouvoir explicatif des modèles. Ceci suggère qu'il n'est pas problématique d'avoir des niveaux importants de variabilité naturelle pour détecter des variations d'origine anthropique, dans la mesure où les modèles intègrent cette variabilité. Plus généralement, la variabilité causée par un épisode cyclonique exceptionnellement fort pour la Nouvelle Calédonie, dès la seconde année de la série temporelle étudiée, constituait un obstacle en vue d'étudier les variations de ces peuplements vis-à-vis de la pêche. Toutefois, la cohérence de l'impact du cyclone entre les différents biotopes (i.e. relative homogénéité de cette perturbation sur l'ensemble de la zone d'étude) permet de compenser la perturbation lorsque les variables sont comparées spatialement. Cet épisode exceptionnel aurait pu constituer un problème pour l'étude d'un impact anthropique, mais il a permis de prendre compte la variabilité maximale des peuplements de cette zone vis-à-vis d'une perturbation naturelle. En ce sens, s'il est possible de détecter des réponses significatives des variables étudiées dans un contexte de variabilité naturelle maximale, les indicateurs candidats considérés resteront d'autant plus intéressants en l'absence de perturbation majeure.

5.2.1.4. Des suivis exhaustifs comme outil de surveillance : bilan

Les résultats précédents ont permis de mettre en évidence des réponses significatives à la pression de pêche pour plusieurs variables décrivant les peuplements ichtyologiques de la zone VKP. Ces réponses ont été complétées par l'examen de valeurs prédites à partir des modèles, permettant ainsi d'évaluer le pouvoir discriminant de ces variables vis à vis de l'effet de la pêche pour les différentes catégories d'habitat rencontrés dans la zone d'étude. Ces résultats soulignent l'effet de la pêche sur les peuplements ichtyologiques et l'examen des prédictions démontre qu'il est possible

d'utiliser ce signal en tant qu'indicateur. En ce sens, ces analyses proposent une approche de suivi valide en vue de la détection des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques de la zone VKP. Les variables considérées comme les plus pertinentes en regard des niveaux de pêche sur la zone d'étude sont : biomasse, richesse spécifique et taille moyenne « toutes espèces », biomasse et taille moyenne des carnivores et, dans une moindre mesure, biomasse des corallivores. Dans le cadre d'un suivi à long terme, les tendances temporelles de ces paramètres (la direction des variations observées) devraient constituer des indicateurs des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques dans la zone VKP.

Si les variables retenues constituent des indicateurs intéressants, elles présentent toutefois des difficultés de mise en œuvre dans le cadre de suivis routiniers. Elles fournissent des informations concernant les effets de pêche sur les peuplements ichtyologiques dans leur ensemble (à l'exception des corallivores dont le potentiel d'indicateurs reste à approfondir dans le cas présent), mais le niveau élevé d'expertise nécessaire à leur collecte n'en fait pas des indicateurs faciles à mettre en œuvre. Ceci peut s'avérer problématique dans le cas où le suivi devait être prise en charge par des entités non scientifiques (gestionnaires, acteurs locaux, etc.). Pour rappel, les critères principaux d'un indicateur de qualité sont : abondance suffisante pour garantir leur puissance statistique, réponse significative à l'impact considéré (généralisable à l'ensemble des milieux où l'on souhaite utiliser l'indicateur) et facilité d'échantillonnage (Khlebovich 1997, Dale & Beyeler 2001, Rice 2003, Rochet & Rice 2005). Les résultats précédents ont démontré que les premiers de ces critères étaient remplis. S'agissant de comptages visuels « toutes espèces », la facilité d'échantillonnage reste par contre discutable. Ce type d'indicateurs est adapté à des suivis scientifiques ciblant la caractérisation complète des peuplements, l'étude de leur structure et de leur réponse à la pêche, mais ils peuvent difficilement faire l'objet d'un suivi routinier local. Il était donc nécessaire de tester si d'autres variables présentent des réponses significatives à la pression de pêche, à partir d'un échantillonnage moins exigeant.

5.2.2. Indicateurs par famille de poissons pour un suivi routinier

5.2.2.1. Arguments en faveur d'un échantillonnage limité

Les coûts d'échantillonnage constituent une contrainte essentielle dans le cadre d'un suivi à long terme. Des indicateurs plus simples à acquérir faciliteraient la collecte des données en offrant la possibilité de multiplier les points d'observation pour un coût donné. Dans le cadre d'un échantillonnage par UVC, cela peut correspondre à une restriction du nombre d'espèces considérées ou à l'adoption d'une précision taxonomique plus faible lors des relevés (familles au lieu des espèces par exemple) (Clua et al. 2005, Goodsell et al. 2009). Cela peut permettre l'implication de personnes

moins expérimentées dans le cadre d'un suivi par des gestionnaires ou des organismes non-scientifiques (Darwall & Dulvy 1996, Reese & Crosby 1998). Dans une optique de suivi routinier, les indicateurs à retenir ne sont pas seulement des variables répondant à l'impact dont ils estiment les effets ; ils doivent aussi être faciles à échantillonner et ne pas exiger un niveau d'expertise démesurément élevé en regard des moyens disponibles.

Certaines variables étudiées dans l'article 4 et reprises dans la partie précédente (5.2.1) constituent des indicateurs pertinents pour suivre les effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques mais le niveau d'expertise requis pour leur collecte constitue un obstacle à leur utilisation. C'est le cas des variables de type densité, biomasse, richesse spécifique, taille moyenne pour toutes les espèces, et de l'ensemble des variables qui en sont issues (densité de grands individus et variables par guilde trophique). L'estimation *in situ* du nombre et de la taille de tous les individus dans des milieux hautement diversifiés nécessitent des compétences avancées (Harvey et al. 2001, Williams et al. 2006) et rares. Les variables considérant les espèces cibles apparaissent plus facilement échantillonnables puisqu'elles correspondent à une liste restreinte d'espèces, aisément identifiables par rapport aux petites espèces non ciblées qui constituent souvent la majorité de la diversité et de l'abondance des peuplements ichtyologiques récifaux (ex. Pomacentridae ou petits Labridae). Il convient donc d'examiner s'il est possible de trouver des indicateurs des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques récifaux à partir d'inventaire restreints.

5.2.2.2. Critères de choix d'un sous échantillon de taxons

Il est plus pertinent d'examiner les changements qui affectent les peuplements ichtyologiques en considérant des groupes fonctionnels ou des guildes éco-trophiques plutôt qu'un découpage taxonomique qui englobe différents traits de vie (article 2, Hooper et al. 2002, McGill et al. 2006, Petchey & Gaston 2006). Ce constat a en partie motivé le choix des variables analysées précédemment (5.2.1), notamment par groupes trophiques. Toutefois dans un suivi routinier, l'utilisation de groupes taxonomiques peut s'avérer intéressante, en termes de facilité d'identification, dans la mesure où les groupes taxonomiques choisis sont homogènes en termes de traits de vie. Pour constituer un indicateur pertinent, un groupe taxonomique devra répondre de manière satisfaisante aux effets de la pêche à l'instar des variables précédentes. L'objectif est ici de fournir une démarche qui soit reproductible avec une relative facilité et un niveau d'expertise faible par les gestionnaires tout en gardant une rigueur de détection suffisante. On cherchera donc à déterminer s'il existe des groupes taxonomiques indicateurs pour un suivi routinier par UVC. On se placera pour cela à l'échelle taxonomique de la famille. Les critères à prendre en compte pour les familles candidates seront donc, par ordre de prise en compte (Goodsell et al. 2009) :

- famille dont la majorité des espèces est significativement ciblée par la pêche,
- détectabilité par UVC satisfaisante avec un niveau d'expérience limité,

- ubiquité et abondance suffisantes,

- bonne représentativité de la pression de pêche générale (i.e. ne correspondent pas exclusivement à un seul engin de pêche ou à une pêche marginale en regard des principales activités contribuant à la pression de pêche),

- réponse significative à la pression de pêche selon des modèles semblables à ceux mis au point dans l'article 4.

5.2.2.3. Choix des groupes taxonomiques retenus

Le tableau 5.1 rappelle les principales espèces pêchées sur la zone VKP (déterminées dans l'article 1), ainsi que les engins de capture correspondants. Parmi ces familles, les Lethrinidae et les Mugilidae, bien que très pêchés, sont insuffisamment échantillonnés par UVC (Harmelin-Vivien et al. 1985, Kulbicki 1998, Samoilys & Carlos 2000). Cette faible détectabilité est essentiellement liée 1) à des biotopes de prédilection qui ne correspondent pas à l'échantillonnage réalisé par UVC (fonds meubles et fonds lagonaires pour de nombreuses espèces de Lethrinidae, zones turbides proches des côtes et des mangroves pour de nombreuses espèces de Mugilidae ; Wantiez et al. 1996, Wantiez 1998, Thollot et al. 1999) et 2) à des comportements de fuite vis-à-vis du plongeur (Lethrinidae notamment ; Kulbicki 1998). Les Acanthuridae, Scaridae, Serranidae et Siganidae semblent les familles les plus intéressantes à tester vis-à-vis d'une réponse à la pêche.

Tableau 5.1 : Familles de poisson les plus pêchées (en termes de production annuelle) sur la zone VKP en 2007 (cf. article 1). La production annuelle propre à chaque famille (en tonnes par an) et les engins majoritairement utilisés pour leur capture sont indiqués.

Famille	Production annuelle totale ($t.an^{-1}$)	Engin(s) majoritairement utilisé(s)
Lethrinidae	42,1	Ligne
Acanthuridae	27,7	Filet, fusil
Mugilidae	20,1	Filet
Scaridae	16,8	Filet, fusil
Serranidae	16,7	Ligne, fusil
Siganidae	14,1	Filet, fusil

Toutefois, les Serranidae et les Siganidae sont peu abondants dans les données de comptage et insuffisamment ubiquistes, certains biotopes présentant une abondance très faible voire nulle pour ces familles. Il n'est pas exclu d'envisager l'utilisation de ces familles pour des suivis ciblés, se focalisant sur des zones particulières, mais leur présence hétérogène sur les différents habitats constitue un problème pour une utilisation en tant qu'indicateurs génériques. Par ailleurs, les Serranidae sont

pêchés au fusil et à la ligne, cette dernière étant peu utilisée dans les zones récifales échantillonnées par UVC mais plutôt sur les fonds lagonaires. La pression exercée sur cette famille n'apparaît donc que partiellement représentative de la pression totale sur les ressources. A l'inverse, les Acanthuridae et les Scaridae sont ubiquistes (présence systématique sur tous les transects) et abondants sur l'ensemble des habitats échantillonnés. De plus, ces deux familles sont ciblées par les deux principaux engins utilisés en zone récifale (fusil et filet) ; la pression de pêche à laquelle ils sont soumis est donc représentative de la pression totale. Enfin, on peut noter que ces deux familles sont facilement identifiables *in situ* (forme, coloration et apparence visuelle générale très caractéristiques), ce qui en fait des indicateurs intéressants en vue d'une simplification de l'échantillonnage. Dans la suite, nous considèrerons donc ces deux familles afin d'examiner leur potentiel en tant qu'indicateurs, *via* l'analyse de leur réponse à la pression de pêche.

5.2.2.4. Méthode d'analyse des groupes candidats

La méthode utilisée afin d'examiner la réponse des variables décrivant les Acanthuridae et les Scaridae à la pression de pêche est identique à celle mise en œuvre dans l'article 4. Des modèles linéaires ont été utilisés, en tenant compte des caractéristiques d'habitat à deux échelles (type de récif et variable synthétiques de l'habitat à l'échelle du transect) et des variations interannuelles. Cette approche est focalisée sur la zone d'étude VKP. Les Acanthuridae et les Scaridae figurant dans la liste des espèces « commerciales », l'ensemble des données récoltées sur la zone VKP (transects « toutes espèces » et transects « commerciaux ») entre 2002 et 2007 a pu être utilisé (200 transects). Les deux familles considérées ont été extraites des données globales, permettant d'obtenir leurs niveaux de densité et de biomasse ainsi que les tailles moyennes des individus. La richesse spécifique au sein de ces familles n'a pas été testée puisqu'il ne s'agit pas d'une variable mesurable à cette échelle taxonomique, l'intérêt des relevés par famille étant de ne pas avoir à identifier les individus au niveau de l'espèce.

Un des facteurs limitant d'une approche pression / impact (Borja et al. 2006) concerne la mesure de la pression de pêche, dont la caractérisation présentée dans ce manuscrit ne sera pas forcément disponible avec un tel niveau de détail dans le cadre d'un suivi à long terme. Afin qu'il soit possible de réitérer ce type d'analyse en l'absence de données de pêche détaillées, l'approche par classe de pression de pêche a été conservée. Ces classes sont les mêmes que celles présentées dans l'article 4.

A la suite des modèles linéaires, des prédictions ont été effectuées selon une démarche identique à celle décrite dans la partie précédente, en analysant les valeurs prédites par type de récif, catégorie d'habitat à l'échelle du transect, pour deux niveaux de pression de pêche : 1 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ et 50 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$.

5.2.2.5. Résultats sur l'utilisation des groupes taxonomiques

Le tableau 5.2 présente les résultats des modèles pour les deux familles retenues. Des modèles utilisant l'effort de pêche (nombre de sorties.ha^{-1}.an^{-1}) en tant que proxy de la pression de pêche ont également été testés, mais ils ont fourni des résultats moins satisfaisants (moins bonne sensibilité, moindre pouvoir d'explication) que ceux utilisant des valeurs de production (de la même manière que dans l'article 4). On examinera uniquement les résultats provenant des modèles utilisant les données de production.

Concernant les Acanthuridae, la densité, la biomasse et la taille moyenne des individus présentent des réponses significatives à la pêche (Tableau 5.2) avec une tendance décroissante lorsque la pression de pêche augmente. Les effets liés aux variations interannuelles et aux paramètres d'habitat sont significatifs, notamment concernant l'habitat à petite échelle (données MSA). Parmi ces trois variables, le pouvoir explicatif du modèle considérant la taille moyenne s'est avéré sensiblement inférieur à celui des modèles de biomasse et de densité (R^2=0,18). Ces deux dernières variables présentent donc une réponse pertinente à l'augmentation de la pression de pêche et les paramètres des deux modèles correspondants ont été utilisés pour réaliser des prédictions.

Concernant les Scaridae, l'ensemble des variables testées diminuent systématiquement lorsque la pression de pêche augmente (Tableau 5.2). Les effets correspondant aux variations interannuelles sont significatifs ainsi que ceux liés à l'habitat à petite échelle (MSA), mais le type de récif n'a pas d'influence. De même que pour les Acanthuridae, le modèle considérant la taille moyenne présente un pouvoir explicatif moindre (R^2=0,21) ; seuls les modèles de biomasse et de densité sont utilisés pour des prédictions.

Tableau 5.2 : Résultats des modèles linéaires sur les variables caractérisant les Acanthuridae et les Scaridae. En gras : variables considérées comme les plus pertinentes en tant qu'indicateur. Niveaux de significativité des effets : « ns » : non significatif, « * » : P < 0,05, « ** » : P < 0,01, « *** » : P < 0,001. « R^2 (spatial) » et « R^2 (année) » : R^2 partiels pour les effets liés à l'habitat (i.e. type de récif + habitat MSA) et aux variations interannuelles, respectivement.

Famille	Variable (*transformation éventuelle*)	Pression de pêche ~ production (kg.ha^{-1}.an^{-1})							
		R^2 (modèle)	R^2 (spatial)	R^2 (année)	Effets environnementaux			Effet pêche	Tendance
					Type de récif	Habitat MSA	Année		
Acanthuridae									
	Densité (*log*)	0,38	0,16	0,19	***	***	***	**	-
	Biomasse (*log*)	0,32	0,14	0,13	**	***	***	**	-
	Taille moyenne	0,18	0,08	0,06	ns	**	**	*	-
Scaridae									
	Densité (*log*)	0,3	0,06	0,19	ns	*	***	*	-
	Biomasse (*log*)	0,31	0,09	0,17	ns	***	***	**	-
	Taille moyenne	0,21	0,12	0,07	ns	***	**	*	-

Les figures 5.5 et 5.6 présentent les prédictions des modèles de densité et de biomasse pour ces deux familles, selon les habitats. Concernant les Acanthuridae, les intervalles de confiance ne se chevauchent pas et l'écart entre les valeurs prédites pour des pressions de pêche faible et forte est important. Ceci se vérifie pour la biomasse comme pour la densité, quel que soit le biotope considéré (type de récif × habitat à l'échelle du transect). Ces résultats suggèrent que les Acanthuridae pourraient constituer des indicateurs pour le suivi des effets de la pêche. Concernant les Scaridae, en revanche, les intervalles de confiance se chevauchent. Bien que ces variables répondent à la pêche, leur pouvoir de détection pour la gamme de pression considérée est insuffisant. Il est envisageable que pour des contrastes de pression de pêche supérieurs ces variables deviennent intéressantes mais ce n'est pas le cas pour les niveaux de pression de pêche sur VKP.

La densité et la biomasse des Acanthuridae pourraient donc constituer des indicateurs intéressants pour le suivi des peuplements ichtyologiques sous impact de la pêche. Par ailleurs, il convient de noter que les niveaux de biomasse des Acanthuridae sont significativement corrélés aux niveaux de biomasse totaux ($r^2 = 0,84$) ce qui se vérifie sur les différents types de biotope (type de récif × habitat à l'échelle du transect ; Figures 5.1 & 5.5). Cette remarque suggère que les biomasses d'Acanthuridae pourraient constituer un proxy des biomasses totales, ce qui renforce la pertinence de cette variable comme indicateur des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques (Goodsell et al. 2009). Elle permettrait, *via* un échantillonnage simplifié des peuplements, de mettre en évidence des tendances représentatives de l'ensemble du peuplement en réponse à la pression de pêche.

Les deux familles testées correspondent à des niveaux trophiques faibles, en cohérence avec les peuplements ichtyologiques. Les Scaridae sont herbivores (à l'exception de *Bolbometopon muricatum,* non observé) ; le niveau trophique des espèces rencontrées est compris entre 2 à 2,6 (données dans l'article 4). De même, les Acanthuridae observés sur la zone VKP sont herbivores ou détritivores, et possèdent un niveau trophique compris entre 2 à 3,1. Comme évoqué dans article 4, les hauts niveaux trophiques ne sont pas les plus ciblés dans le cas de pêcheries récifales. Il n'est donc pas surprenant de mettre en évidence un effet négatif de la pêche sur les paramètres quantitatifs d'espèces appartenant à des niveaux trophique moyens et bas.

Figure 5.5 : Prédiction de la densité (a) et de la biomasse (b) d'Acanthuridae, pour des pressions de pêche faible (1 $t.ha^{-1}.an^{-1}$, triangles noirs) et forte (50 $t.ha^{-1}.an^{-1}$, ronds noirs). Les valeurs prédites sont détaillées selon l'ensemble des modalités d'habitat prises en compte dans le modèle. Les six modalités de la variables « Habitat MSA » correspondent aux classes présentées en abscisse, répétées à l'intérieur de chaque type de récif. Définition des classes : la première lettre désigne une classe de couverture en corail vivant (« P », petit : ≤ 10 % ; « M », moyen : de 11 à 20 % ; « G », grand : > 20 %), la seconde la nature du substrat (« D », dur : dominante de substrat dur ; « M », meuble : dominante de substrat meuble). Les intervalles de confiance (95%) pour la prédiction de chaque valeur sont indiqués.

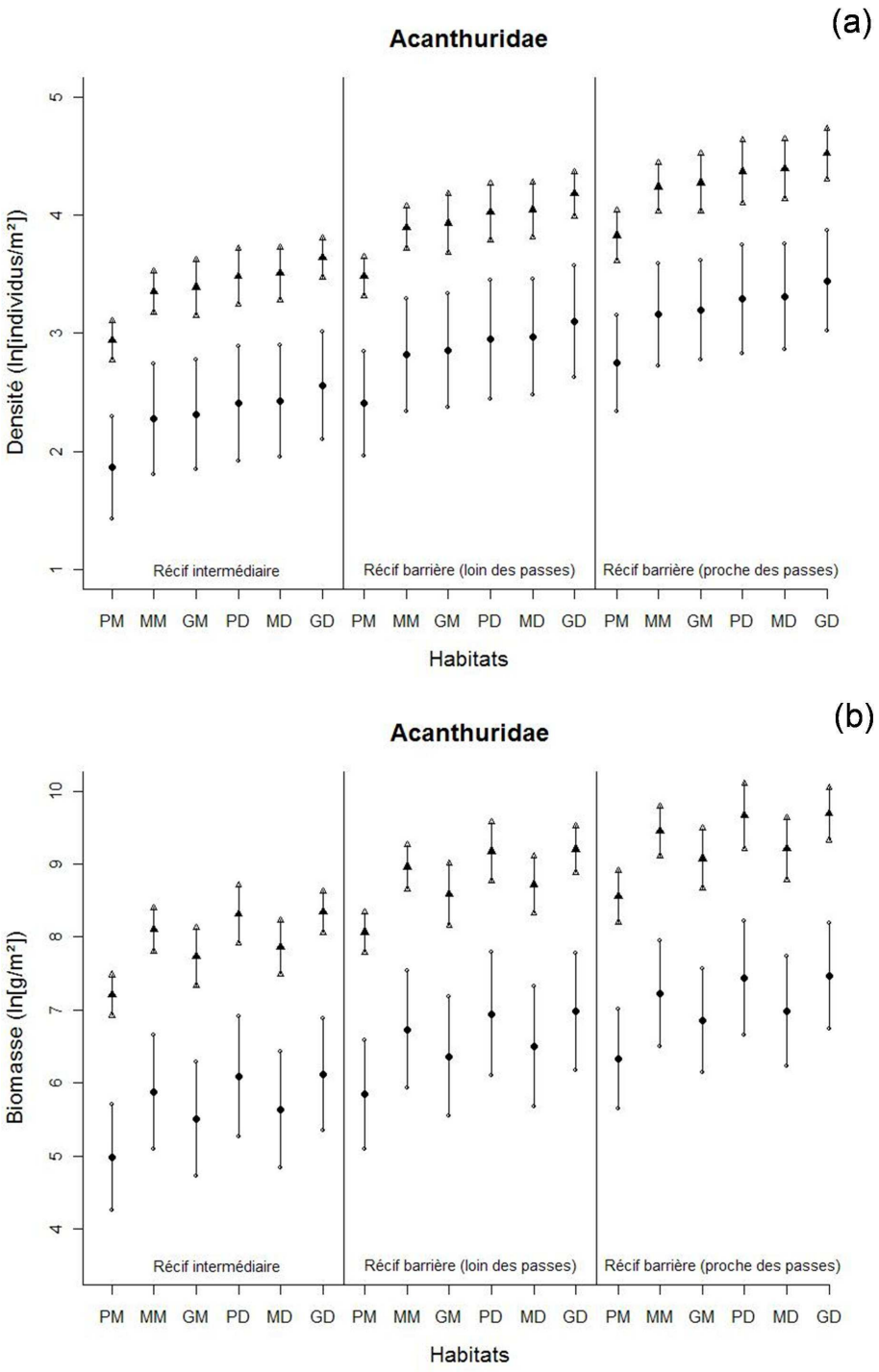
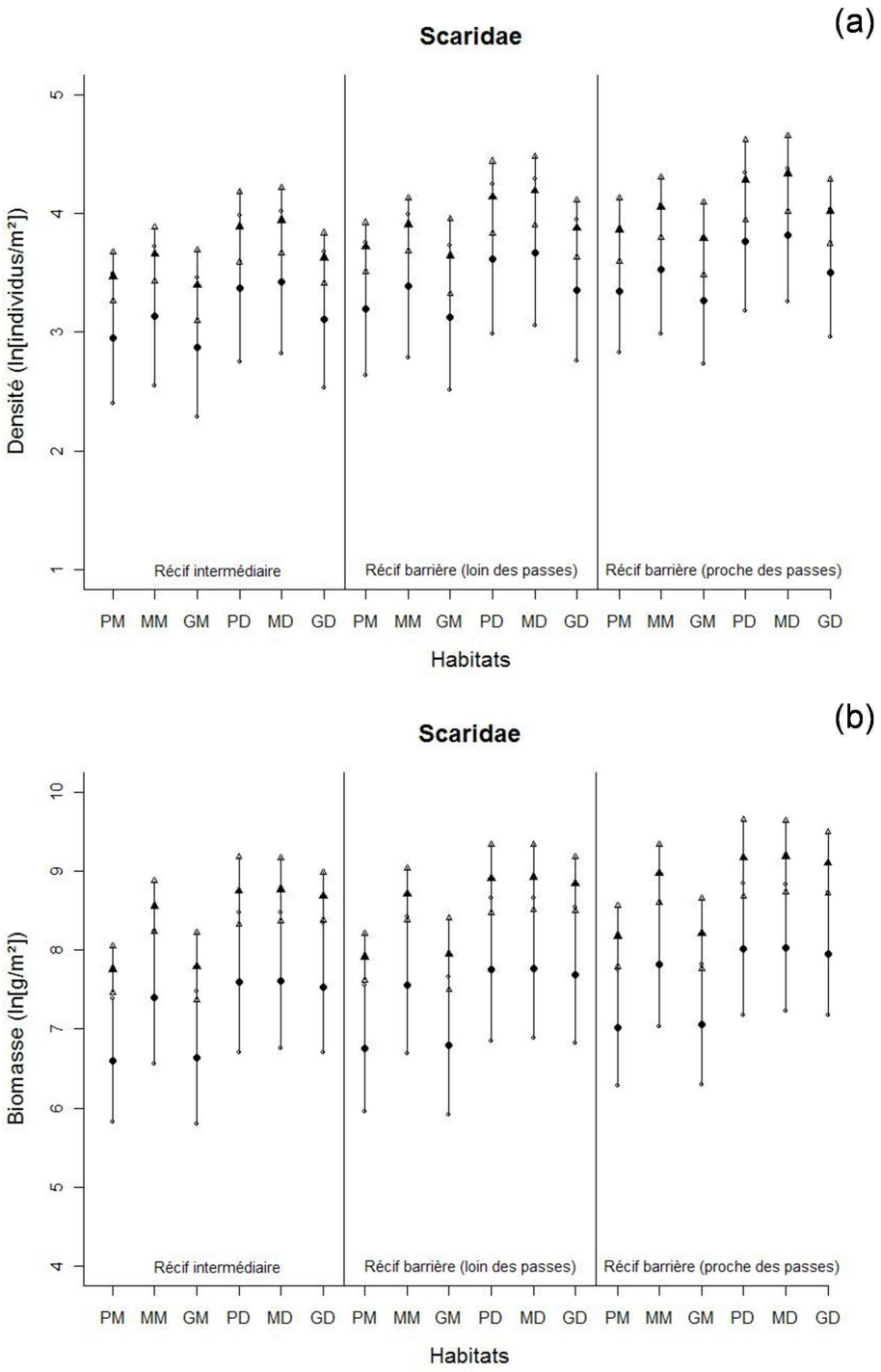


Figure 5.6 : Prédiction de la densité (a) et de la biomasse (b) de Scaridae, pour des pressions de pêche faible (1 $t.ha^{-1}.an^{-1}$, triangles noirs) et forte (50 $t.ha^{-1}.an^{-1}$, ronds noirs). Les valeurs prédites sont détaillées selon l'ensemble des modalités d'habitat prises en compte dans le modèle. Les six modalités de la variables « Habitat MSA » correspondent aux classes présentées en abscisse, répétées à l'intérieur de chaque type de récif. Définition des classes : la première lettre désigne une classe de couverture en corail vivant (« P », petit : ≤ 10 % ; « M », moyen : de 11 à 20 % ; « G », grand : > 20 %), la seconde la nature du substrat (« D », dur : dominante de substrat dur ; « M », meuble : dominante de substrat meuble). Les intervalles de confiance (95%) pour la prédiction de chaque valeur sont indiqués.



5.2.3. Requins et effets de la pêche

La redondance au sein d'un groupe fonctionnel améliore sa stabilité face à d'éventuelles perturbations (McCann 2000, Micheli & Halpern 2005). Ainsi les groupes fonctionnels présentant une redondance particulièrement faible peuvent rester vulnérables même s'ils s'inscrivent dans un peuplement riche et diversifié. Les grands prédateurs tels que les requins présentent typiquement une redondance fonctionnelle faible, associée à une densité faible, une longévité importante, une fécondité tardive et un taux de reproduction bas. Ces caractéristiques démographiques, vecteurs de stabilité dans des environnements intouchés (Sminkey & Muzik 1995, Fonseca & Ganade 2001), sont la principale cause de leur vulnérabilité dans le cas d'écosystèmes perturbés par l'homme. Les populations de requins apparaissent donc vulnérables à la pêche (Stevens et al. 2000, Robbins et al. 2006, Heupela et al. 2009). Ils peuvent constituer un indicateur de l'état de santé des écosystèmes et ont été évoqués en tant qu'indicateurs des effets de la pêche (Stevenson et al. 2007).

S'ils ont été pris en compte dans l'article 2 dans le cas de la caractérisation globale des peuplements ichtyologiques sur la zone VKP, les requins ont été retirés des données d'UVC dans le cadre des modèles et des analyses concernant les effets de la pêche et la recherche d'indicateurs de ces effets. De par leur taille et leur occurrence aléatoire sur les transects d'observation (en lien avec leur large territoire et leur mobilité), leur poids au sein des estimations de biomasse et de taille moyenne constitue une source de biais. Leur réponse à la pression de pêche et leur capacité à fournir des informations sur les effets de la pêche dans la zone d'étude ont été testée à part.

Le tableau 5.3 présente les différentes espèces de requins et le nombre d'individus observés sur l'ensemble des campagnes de 2002 à 2007. Il s'agit exclusivement de requins récifaux. La faible occurrence des requins lors des comptages rend impossible l'utilisation de modèles linéaires tels que ceux mis en œuvre précédemment. Un modèle binomial, de type présence-absence, a donc été utilisé pour tenter d'expliquer la présence de requins sur les transects de comptage (Le Pape et al. 2003). Outre la pression de pêche, les paramètres explicatifs du modèle sont les mêmes que ceux utilisés auparavant : variabilité interannuelle des observations et caractéristiques de l'habitat.

Tableau 5.3 : Espèces de requins (famille des Carcharhinidae) observées sur la zone VKP lors des campagnes d'UVC (2002 à 2007) et nombre total d'observations pour chaque espèce.

Espèce (*Famille*)	Nombre
Carcharhinus melanopterus (*Carcharhinidae*)	8
Carcharhinus sp. (*Carcharhinidae*)	1
Nebrius ferrugineus (*Ginglymostomatidae*)	1
Triaenodon obesus (*Carcharhinidae*)	20
Total	30

Ce modèle a été développé en considérant la pression de pêche totale sur la zone (niveaux de production), mais également en considérant l'effort de pêche par engin. En effet, l'influence de la pêche sur les requins récifaux peut différer selon les pratiques. Dans les zones fortement pêchées à la ligne ou au filet (exclusivement des filets dormants dans le cas de la zone VKP), ces deux engins peuvent être une source de mortalité importante pour les requins qui sont des prises accessoires. Dans ce cas, leur abondance pourrait être corrélée négativement à la pression de pêche. À l'inverse, la pêche au fusil peut avoir un effet inverse sur les requins, qui sont attirés par la capture des poissons au fusil notamment par des stimuli olfactifs et auditifs (Mapstone et al. 1996). La présence de requins a été testée séparément pour ces deux types d'engin.

Le tableau 5.4 présente les sorties des modèles de présence-absence. On constate que le type de récif (habitat à grande échelle) explique la présence de requins dans les comptages, contrairement aux caractéristiques fines des habitats coralliens. La plupart des requins de récifs sont observés au niveau des récifs-barrières, à proximité des passes ; ils sont en effet très mobiles et peu inféodés aux caractéristiques du substrat (Connell & Kingsford 1998). La pression de pêche n'a pas d'effet significatif sur la présence de requins quelle que soit la combinaison d'engin considérée. Il semble que la pression de pêche sur la zone VKP n'impacte pas de manière suffisante les populations de requins pour que cela apparaisse dans les modèles. Toutefois, l'échantillonnage utilisé n'a pas été spécifiquement défini dans un objectif d'évaluation des populations de requins. Leur observation anecdotique lors des comptages et leur forte mobilité rendent difficile l'analyse de ces résultats. Des études spécifiques seraient donc nécessaires pour confirmer l'impact significatif de la pêche sur les populations de requins. À ce titre, l'intensification des activités de pêche pourrait rendre nécessaires des études qui leur soient dédiées dans la zone VKP. Le rôle écologique primordial de ces organismes au sein des écosystèmes récifo-lagonaires (Robbins et al. 2006) justifie de surveiller leur évolution dans une zone où les perturbations anthropiques sont susceptibles de s'intensifier rapidement.

Tableau 5.4 : Significativité des différents effets pour les modèles de présence-absence de requins. La pression de pêche correspond à une donnée de production (en $kg.ha^{-1}.an^{-1}$), ventilée en trois niveaux d'intensité, pour les différents engins.

	Effets	Significativité
Effets environnementaux	Type de récif	***
	Habitat	ns
	Année	ns
Pression de pêche	Tout engin	ns
	Fusil	ns
	Ligne + Filet	ns

5.2.4. Bilan

Les deux volets de cette partie 5.2 (variables issues de l'article 4 puis variables par famille) correspondent à des indicateurs différents ainsi qu'à des niveaux d'expertise et de coût d'échantillonnage distincts. Les indicateurs utilisant des données complètes sur les peuplements apparaissent pertinents dans le cas d'une étude écologique approfondie des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques récifaux. La volonté de simplification de l'échantillonnage, dans une optique de suivi routinier utilisable par des non-scientifiques, a ensuite donné lieu à la proposition d'indicateurs par famille taxonomique. Ces derniers présentent des avantages logistiques tout en fournissant des indications sur la réponse du peuplement à la pression de pêche.

Ces résultats permettent d'évoquer la possibilité d'un suivi à deux composantes. L'utilisation d'indicateurs simplifiés par les gestionnaires pourrait aider à la mise en place de suivis routiniers avec une fréquence et un effort d'échantillonnage importants. En parallèle, il restera nécessaire d'effectuer des suivis complets en prenant en compte toutes les espèces sur une base plus espacée mais régulière. Dans ce dernier cas, les coûts d'échantillonnages et d'expertise associés à ce type de suivi imposeront un pas de temps plus large et une prise en main par des organismes scientifiques. Un suivi composite alliant une surveillance fréquente *via* des indicateurs simplifiés (ex. suivi des Acanthuridae) et des états des lieux plus espacés dans le temps sur la totalité des espèces observables par UVC, fournissant des informations plus complètes, apparaît comme une solution intéressante pour le suivi des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques de la zone VKP.

5.3. Suivi *in situ* des peuplements ichtyologiques exploités sur le long terme : échantillonnage et mise en œuvre en zone VKP

La durée limitée de la série temporelle de données (2002 à 2007) qui a été utilisée dans ce travail, et l'absence de données historiques de pêche, ont conduit à mener l'étude des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques en adoptant une approche spatiale, comparant des secteurs subissant des niveaux d'exploitation différents. Dans la perspective d'un suivi à long terme des effets de la pêche, lié à un contexte d'intensification de l'exploitation, des tendances temporelles devront être examinées en vue de détecter des perturbations des peuplements récifaux de la zone VKP.

Lors de la mise en place d'un suivi des peuplements ichtyologiques vis-à-vis de la pêche, les réflexions concernant la définition d'un plan d'échantillonnage se heurtent au fait que la zone VKP est partout soumise à une pression de pêche. De plus, les zones les plus faiblement pêchées (i.e. susceptibles de jouer un rôle de témoin) sont des fonds lagonaires où les observations visuelles en plongée (UVC) sont peu adaptées. Ce constat rend problématique la définition d'une zone témoin pour l'étude des effets à long terme de la pêche sur les peuplements ichtyologiques. Si la définition d'une zone témoin pour les impacts de l'usine est aisée (la partie sud étant éloignée du pôle minier), il n'en va pas de même pour la pêche. Le suivi des perturbations par la pêche sur les peuplements ichtyologiques ne pourra toutefois se faire qu'en comparaison avec une zone témoin, afin de vérifier si des modifications dans les zones exploitées sont le fait d'une augmentation de la pêche. Il conviendra donc de trouver une zone témoin peu pêchée en dehors de VKP (où aucune intensification de la pêche n'est attendue), idéalement, une zone en réserve. Son choix et sa localisation exacte ne seront pas discutés, mais les considérations concernant l'échantillonnage de la zone VKP par UVC seront transférables à cette zone témoin, où un échantillonnage semblable devra être mené.

Les modalités d'un suivi et la structure de son échantillonnage doivent être déterminées par ses objectifs. Le but du plan d'échantillonnage utilisé était d'obtenir des informations sur les peuplements ichtyologiques de la zone VKP. Ce plan correspondait à un objectif exploratoire, qui a consisté à couvrir l'ensemble de la zone afin d'obtenir ces informations dans les limites d'accessibilité imposées par les structures récifales et les protocoles des UVC. Les données obtenues ont permis de se pencher sur l'impact de la pêche sur les peuplements ichtyologiques récifaux selon une approche spatiale. Compte tenu des attendus en termes de suivi et de gestion des ressources pêchées, l'enjeu ne sera plus à l'avenir de répartir l'échantillonnage de manière à couvrir l'ensemble de la zone, mais de se fonder sur les résultats du présent travail afin de proposer un échantillonnage dédié au suivi des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques. Dans ce but, les informations disponibles devraient permettre d'optimiser l'échantillonnage et de restructurer le plan initial à vocation exploratoire.

L’objet de cette partie n'est pas de déterminer un plan d'échantillonnage mais de donner les critères de sa construction, à la lumière des résultats obtenus, et de discuter des éléments essentiels à sa mise en place, compte tenu des objectifs de suivi et des caractéristiques des peuplements locaux. Il s’agira notamment de :

- stratifier l’échantillonnage *via* une prise en compte de la structuration naturelle des peuplements ichtyologiques,
- déterminer la taille de l’échantillon,
- définir la structure spatio-temporelle du suivi (critère d’allocation des transects au sein des strates, fréquence temporelle du suivi, etc.),
- standardiser le protocole d’observations visuelles en plongée (UVC).

Nous avons soulevé la possibilité d’un suivi en deux volets concernant les effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques récifaux de la zone VKP (partie 5.2.). Un premier volet utiliserait des indicateurs simplifiés à l’échelle de la famille, fournissant des informations partielles sur les peuplements mais permettant une mise en œuvre simplifiée sur le terrain, un effort d’échantillonnage accru et une détection de changements. Ce type de suivi est susceptible d’être mis en œuvre par des organismes non-scientifiques de par le niveau de compétence restreint qu’il exige. Un second volet utiliserait des indicateurs plus complexes et pourrait correspondre à un inventaire, fournissant des informations sur les peuplements dans leur ensemble, à des coûts d’échantillonnage plus importants (en termes de temps et de compétence). Ce type de suivi pourrait être mené par des organismes scientifiques impliqués dans la gestion des ressources marines sur la zone VKP, selon un pas de temps plus espacé. Leurs objectifs étant similaires (impact de la pêche sur les peuplements ichtyologiques), les recommandations qui suivent s’avèrent adaptées à ces deux types de suivi. Dans les cas où le type de suivi est susceptible d’influencer le plan d’échantillonnage, les deux cas seront traités séparément.

Il convient de souligner que, compte tenu du jeu de données existant, l’un des enjeux de suivi sera d’assurer sa continuité : le maintien des transects d’observation échantillonnés depuis 2002 devra apparaître comme une priorité.

5.3.1. Stratification de l’échantillonnage selon le type de récif

La stratification d’un échantillonnage permet de prendre en compte des facteurs de variabilité naturelle des peuplements (Vos et al. 2000). Si les strates sont correctement définies, la variabilité intra-strate s’avère plus faible que sur l’ensemble de la zone étudiée. Ainsi, dans des habitats très hétérogènes tels que les écosystèmes récifo-lagonaires, la stratification conduit à des estimations plus précises au sein de chaque strate (Green 1979, Lohr 1999) et permet de distinguer cette variabilité naturelle des variations d’origine anthropique. Le plan d’échantillonnage a permis d’identifier des

caractéristiques de l'habitat structurantes pour les peuplements ichtyologiques. Dans le cadre de la mise en place d'un plan de suivi de ces peuplements, il sera nécessaire de structurer l'échantillonnage selon ces facteurs afin de l'optimiser et d'en alléger l'effectif, dont la taille est liée à la variabilité de l'objet échantillonné (cf. 5.3.2.).

Les grands ensembles géomorphologiques, combinés à des critères de distance aux passes, constituent des facteurs structurants des peuplements ichtyologiques récifaux dans la zone d'étude Les caractéristiques et la variabilité de ces peuplements dépend du biotope considéré. Ces différences suggèrent qu'il sera nécessaire d'étudier les trois types de biotopes dans le cadre du suivi proposé. Leur prise en compte est indispensable pour disposer d'une vision des modifications des écosystèmes coralliens sur l'ensemble de la zone, d'où l'intérêt de stratifier l'échantillonnage selon ces types de récifs. Cette stratification apparaît pertinente aussi bien dans le cadre d'un suivi de type inventaire (toutes espèces) que pour un suivi routinier utilisant des indicateurs par famille. Enfin, les récifs de pentes externes constituent un biotope distinct des trois autres (Williams & Hatcher 1983). Cette portion des récifs-barrières est actuellement soumise à une pression de pêche faible qui pourrait augmenter à l'avenir et il semble important de la prendre en compte dans le cadre d'un suivi des effets de la pêche.

Par ailleurs, nous avons vu que les caractéristiques de l'habitat à petite échelle (transect) sont des facteurs déterminant pour les peuplements ichtyologiques. La complexité de définir des classes homogènes au sein de ces caractéristiques, et la multitude de classes potentielles, les rend peu adaptées à une stratification du plan d'échantillonnage. Toutefois, il sera primordial de prendre en compte ces caractéristiques à petite échelle lors du positionnement des transects de comptage au sein de chacune des strates (cf. 5.3.4.).

5.3.2. Effectif d'échantillonnage

La meilleure taille pour un échantillon est toujours la plus grande, un échantillon de grande taille conduisant à des analyses statistiques plus robustes et plus puissantes (Green 1979). Le « théorème central limite » suggère que lorsque la taille d'un échantillon augmente, la distribution des estimations tend vers une loi normale, une des conditions d'application des analyses de variance utilisées pour la détection de changement dans des séries de données (Rosner 2000). Lors de la mise en place des suivis à long terme, l'un des principaux enjeux réside dans la recherche d'un compromis entre la taille minimale d'échantillon nécessaire à une puissance statistique satisfaisante et les contraintes financières, temporelles et humaines (Guillemot 2005). L'examen de ce compromis, i.e. du lien entre puissance statistique pour la détection de variations et nombre d'éléments échantillonnés, peut être abordé grâce à l'analyse de puissance.

La puissance statistique P d'une analyse de variance correspond à sa capacité à détecter une variation ; elle est inversement reliée à la probabilité β de faire une erreur de type II (P = 1- β). Le risque β correspond à la probabilité de ne pas détecter des variations existantes, en comparaison du risque α correspondant à la probabilité de détecter une variation alors qu'il n'y en a pas. Dans le cadre d'un suivi de peuplements biologiques vis-à-vis d'un impact, on conçoit qu'une erreur de type II (avec la probabilité β) est aussi lourde de conséquence qu'une erreur de type I (probabilité α). Ceci souligne l'importance de minimiser la probabilité β, i.e. de maximiser la puissance P, en regard du type de variation à détecter, ainsi que du contexte de l'étude (Sheppard, 1999). Certaines études d'écologie utilisent une valeur de puissance fixée à 0,8 (Cohen, 1988 ; Trenkel & Rochet, 2003), la plupart choisissent 0,9 (Maxwell & Jennings, 2005). Un effectif d'échantillonnage important permettra d'accéder à une puissance de détection élevée, d'où la nécessité d'un compromis entre les moyens qui contraignent l'effectif d'échantillonnage et la puissance statistique afin d'atteindre les objectifs de suivi.

Considérons une analyse de variance simple (un facteur), menée sur une série temporelle de x années, et visant à détecter un changement significatif d'un paramètre relevé pour chacune de ces x années. La puissance de cette analyse dépend des caractéristiques des peuplements échantillonnée et de l'échantillon (Dagnelie 1975, Keough & Quinn 1991) :

- du nombre d'années de suivi sur lesquelles des données sont disponibles. En effet, il sera nécessaire d'échantillonner davantage si l'on souhaite détecter des variations sur un faible nombre d'années de suivi. Pour un suivi à long terme, la puissance du test conditionne la durée minimale nécessaire pour commencer à détecter une variation significative.

- du nombre de transects échantillonnés chaque année (effectif d'échantillonnage).

- de la variabilité intrinsèque des peuplements échantillonnés. Plus la variabilité au sein des données est importante, plus la puissance de détection diminue. Cette variabilité dans les données peut correspondre à la variabilité au sein des peuplements, mais également à une variabilité d'estimation due à la méthode d'échantillonnage.

- de l'amplitude de variation que l'on souhaite pouvoir détecter : une variation de faible amplitude nécessitera une plus grande puissance statistique pour être détectée.

- du profil de la variation à détecter ; à amplitude de variation égale, une variation progressive sera moins bien détectée par une analyse de variance qu'une variation brutale.

Pour déterminer un effectif d'échantillonnage, on peut renverser cette fonction puissance et chercher à calculer un nombre de transects en fonction des autres paramètres. Le nombre d'années nécessaire, l'amplitude de la variation minimale à détecter et la puissance de détection représentent les objectifs de suivi, tandis que la variabilité dans les données et le profil de variation dépendent de la nature des peuplements et de la perturbation étudiée. Toutefois, il est rare que seuls les objectifs de sensibilité et de puissance du suivi conditionnent le nombre de transects. Dans le cas où ce nombre est

contraint par les moyens d'échantillonnage, on recherchera un compromis entre les paramètres en vue de maximiser la puissance du suivi.

Les calculs pour déterminer une taille d'échantillon en fonction des différents paramètres de l'analyse de puissance (ou le niveau de puissance statistique à effectif d'échantillonnage donné) sont fournis dans la littérature (Dagnelie 1975, Greenwood 1996, Lohr 1999, Bausell & Li 2002, Kapadia et al. 2005) ; ils ont été synthétisés pour le cas des peuplements ichtyologiques sur la zone VKP (Guillemot 2005). Ne disposant pas d'informations concernant les moyens disponibles et les objectifs de suivi, ce chapitre ne peut permettre de calculer un effectif d'échantillonnage, qui dépendra des variables retenues, des moyens disponibles, des échéances attendues, etc.

En résumé, la réduction du nombre de transect correspond à une diminution de la puissance de détection (en termes d'amplitude ou de délai). Le choix du nombre de transects dépendra des moyens de suivi mais devra assurer une sensibilité suffisante pour détecter les effets à surveiller. Deux enjeux principaux interviennent : pouvoir suivre l'évolution des ressources au sein des différents biotopes et produire un échantillonnage raisonnable en termes de moyens à mettre en œuvre. Un compromis devra donc être trouvé entre précision du suivi et faisabilité.

L'utilisation d'une liste restreinte d'espèces constitue une forme d'optimisation à part entière. Des indicateurs simplifiés permettent de diminuer le temps d'échantillonnage d'un transect (> 1 heure dans le cas de comptages « toutes espèces ») et autorisent un effectif d'échantillonnage supérieur, à coût similaire. En permettant d'augmenter le nombre de transects échantillonnés, l'utilisation d'indicateurs simplifiés (ex. Acanthuridae) permet d'accéder à une meilleure puissance statistique et/ou une meilleure réactivité dans la détection de variations. De plus, l'utilisation d'une liste restreinte de comptage est vectrice d'une meilleure qualité des données collectées, limitant la variabilité liée à l'estimation et améliorant la capacité du suivi à détecter des variations (Thresher & Gunn 1986, Lincoln Smith 1988, Samoilys & Carlos 2000).

5.3.3. Pas de temps du suivi

Afin de pouvoir détecter les variations d'une moyenne soumise à une variabilité temporelle importante, il sera nécessaire de conduire un échantillonnage sur le long terme. Des estimations effectuées sur une courte période, ou provenant d'une collecte irrégulière, sont susceptibles d'indiquer des variations qui ne sont que des fluctuations autour d'un état stable (Underwood 1991). C'est la raison pour laquelle il a été adopté une approche spatiale dans les chapitres précédents, compte tenu de la courte série temporelle disponible. Il est également important que les échantillonnages soient suffisamment espacés dans le temps afin d'éviter une auto-corrélation temporelle, en particulier lorsque le plan de suivi consiste à revisiter les mêmes sites (McArdle et al. 1990). Les sources de variabilité nycthémérale, journalière, mensuelle ou annuelle des peuplements ichtyologiques résultent

de processus différents. Il est nécessaire de réaliser les analyses sur une échelle spatiale pertinente en regard des phénomènes que l'on observe (Stewart-Oaten et al. 1995). Dans le cas du suivi à long terme des peuplements ichtyologiques récifaux, l'année semble être l'unité temporelle pertinente, l'apparition d'une nouvelle génération et la reproduction des espèces de poissons récifaux étant généralement des phénomènes annuels (Connell & Sousa 1983, McArdle et al. 1990, Thompson & Mapstone 2002). Toutefois, il apparait important que la variabilité correspondant aux autres échelles de temps soit minimisée. Pour un point d'observation donné, dans un objectif d'analyse de tendance, il sera nécessaire que les échantillonnages successifs soient effectués à une même saison, un même mois et si possible à des heures similaires du jour pour minimiser les biais d'échantillonnage (Harmelin-Vivien et al. 1985). Si le pas de temps le plus adapté semble être l'année, il convient donc de minimiser les autres sources de variabilité temporelle.

Dans les deux types de suivi évoqués précédemment (routinier et inventaire), l'échelle temporelle pourra être l'année. Comme évoqué auparavant, il pourrait être envisageable de considérer un échantillonnage tous les ans dans le cas d'un suivi routinier, et tous les deux ans ou plus dans le cas d'un inventaire exhaustif.

5.3.4. Positionnement spatial des transects et répliquats

Critères de positionnement des transects

Une fois définie la stratification et l'effectif d'échantillonnage, il convient de positionner les transects. Il est possible d'envisager leur positionnement aléatoire au sein de la strate et de les réallouer d'une année sur l'autre. Ce type d'échantillonnage présente certains avantages (bonne représentativité statistique sur le long terme, pas d'influence d'un échantillonnage répété sur les caractéristiques du site observé ; Thompson & Mapstone 2002, Nowlis & Friedlander 2004), qui valent surtout dans le cas d'effectifs d'échantillonnage importants. L'hétérogénéité des habitats à petite échelle dans la zone d'étude et la nécessité de limiter l'effectif d'échantillonnage rendent préférable l'utilisation de transects revisités à chaque campagne. Des transects permanents permettent d'exclure la variabilité liée à un échantillonnage différent à chaque campagne (Greenwood 1996, Thompson & Mapstone 2002) augmentant ainsi la puissance statistique (Vos et al. 2000). Le positionnement des transects d'observation fixes au sein des strates sur un critère d'habitat à petite échelle semble adapté aux objectifs de suivi.

L'utilisation de classes d'habitat fondées sur la nature du substrat devrait fournir des critères de positionnement des transects. Ces classes peuvent être définies à partir des niveaux de couverture en éléments clés du substrat : coraux vivants et substrat à dominante meuble/dur notamment (article 4), dont la proportion est déterminante pour les peuplements ichtyologiques (Syms & Jones 2000, Brock

et al. 2004). Lors de l'élaboration d'un plan d'échantillonnage, il s'agira de répartir les transects entre ces différentes classes d'habitat de manière à échantillonner un panel représentatif des habitats à petite échelle. Il est suggéré d'effectuer une allocation uniforme du nombre de transects disponibles entre ces différentes classes, au sein d'une strate donnée.

Il est difficile de déterminer à l'avance la position de transects correspondant à telle ou telle classe d'habitat. Pour les transects d'observation repris à partir des campagnes antérieures, il sera possible de s'appuyer sur les données existantes. Pour la création de nouveaux points, une phase de reconnaissance de terrain pourrait s'avérer nécessaire en vue de choisir l'emplacement de nouveau transects.

Représentativité des habitats échantillonnés

La composition spécifique et les caractéristiques d'un peuplement ichtyologique sont liées aux conditions du milieu, notamment à la nature du substrat et aux facteurs hydrologiques en milieu corallien (Sale & Steel 1989), d'où une indépendance spatiale entre peuplements, même entre des sites proches (Kulbicki 2006). De ce fait, la distance entre deux transects d'observation n'aurait pas d'effet sensible sur le nombre d'espèces co-occurrentes et leur abondance (Kulbicki 2006) ; les variations de peuplements à petite échelle peuvent être fortes. A l'inverse, les variations à grande échelle seraient faibles dans les zones strictement coralliennes au sein d'une même unité géomorphologique, à la différence de ce qui est observé sur les fonds lagonaires meubles (Thollot 1992, Wantiez et al. 1996, Kulbicki 2006). L'échantillonnage étant ici axé sur les milieux coralliens, il n'est donc pas nécessaire d'échantillonner l'ensemble de la strate pour un type de récif donné, à partir du moment où les habitats représentatifs sont échantillonnés. Ceci représente un gain sensible de coût d'échantillonnage.

L'ensemble de ces remarques apparaît valable quelque soit le type de suivi envisagé (liste restreinte pour un suivi routinier ou inventaire complet). En terme d'échantillonnage mais également de comparaison des données entre ces deux suivis, il apparait souhaitable que la position des transects soient identiques pour ces deux suivis.

Répliquats

L'utilisation de répliquats accroit la pertinence des estimations en réduisant la variabilité liée à l'instantanéité d'une observation (Andrew & Mapstone 1987, McClanahan et al. 2007). Elle fournit un terme d'erreur permettant de caractériser cette variabilité et de déterminer la significativité des différences observées entre deux points d'observation (Hurlbert 1984). Toutefois, le coût d'échantillonnage de répliquats est important, résultant en un doublement (ou plus) du nombre d'observations effectuées. De plus, en milieu corallien, la mise en place de répliquats est rendue difficile par l'hétérogénéité des habitats (difficulté de trouver un transect proche qui correspondent à

des conditions identiques). Dans le cadre de suivis à long terme, où le gain d'une réplication des points d'observation justifie difficilement le coût d'échantillonnage qui y est associé, il est plus intéressant de définir un plan expérimental qui présente d'office la puissance statistique et la sensibilité de détection suffisante selon les objectifs de suivi sans avoir recours à la réplication des points d'observation (Hurlbert 1984).

5.3.5. Standardisation du protocole par UVC

Les parties précédentes ont détaillé les points clé pour définir un plan d'échantillonnage pour le suivi des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques dans la zone VKP. La qualité des données collectées est également liée au protocole adopté pour la réalisation des UVC sur chacun des transects. L'objectif n'est pas de détailler la mise en œuvre *in situ* de comptages visuels en plongée, dont les modalités sont disponibles dans la littérature (English et al. 1994, Crosby & Reese 1996, Reese & Crosby 1998, Johannes et al. 2000, Hill & Wilkinson 2004), mais de souligner certains points importants de cette mise en œuvre vis-à-vis des réflexions sur l'échantillonnage menées précédemment, et notamment de la variabilité d'estimation :

Constance des plongeurs – Parmi les biais liés aux UVC, ceux liés à l'identité du plongeur et à la subjectivité de ses observations peuvent être significatifs (English et al. 1994, Fairweather 1991). Il est possible de minimiser ce biais lors de la collecte de séries temporelles de données en conservant un même plongeur lors des échantillonnages successifs d'un transect donné. Lorsque plusieurs plongeurs sont impliqués, on peut recommander que les comptages soient effectués par les mêmes équipes d'une année sur l'autre. Ceci est d'autant plus important pour les cas de comptages toutes espèces, pour lesquels le biais propre au plongeur est susceptible d'être accentué par le grand nombre et la diversité des individus à échantillonner.

Matérialisation de transects permanents – L'hétérogénéité à petite échelle du substrat corallien rend la nature des données collectées très sensibles à la position du transect, à quelques mètres près. D'une campagne à l'autre, l'utilisation des coordonnées GPS n'est pas suffisante pour standardiser l'échantillonnage. Il apparaît donc indispensable de matérialiser les transects par des marques permanentes afin de s'assurer que la zone échantillonnée est similaire lors de chaque campagne. Cet aspect est primordial en vue de pouvoir mener des comparaisons entre les années.

Positionnement du transect – La nature du substrat en milieu corallien est hétérogène à petite échelle alors que les estimations des peuplements ichtyologiques sont moyennées à l'échelle du transect. Il s'avère donc nécessaire que la pose d'un transect soit effectuée dans une zone où l'habitat

est homogène. L'échantillonnage des différents types d'habitat devra passer par une répartition équilibrée des transects entre habitats (cf. 5.3.4.) et non par la pose de transects traversant des habitats hétérogènes.

Standardisation des conditions environnementales – La prise en compte exhaustive des facteurs environnementaux influençant la détectabilité des poissons est difficile lors de l'échantillonnage (conditions météo, marée, heure de la journée, etc.) mais il convient de minimiser le biais qu'ils induisent (Harmelin-Vivien et al. 1985). Les transects devront donc être échantillonnées à des saisons identiques et au même moment de la journée (entre 9 et 15 heures, lorsque le peuplement diurne est bien établi). La prise en compte des marées s'avère également importante.

Longueur du transect – Bien que plusieurs longueurs de transects soient possibles, les transects de 50 m apparaissent comme les plus communs concernant le comptage de poissons de récif (Samoilys 1997, Barrett & Buxton 2002). Dans un souci de continuité vis à vis des données déjà disponibles sur cette zone, il conviendrait de poursuivre ce protocole.

Collecte de données d'habitat – Les caractéristiques détaillées des éléments de substrat qui composent les habitats coralliens à l'échelle d'un transect sont susceptibles d'évoluer avec le temps (cf. article 3). Une description de l'habitat sur le transect en parallèle des observations des peuplements ichtyologiques est nécessaire afin de pouvoir prendre en compte leur co-évolution. La méthode MSA est la plus adaptée en vue d'une mise en relation entre l'habitat décrit et les peuplements ichtyologiques (Clua et al. 2006). Elle présente l'avantage d'être simple à mettre en œuvre (expertise modérée) et rapide.

5.3.6. Bilan

Les réflexions concernant l'optimisation de l'échantillonnage pour l'acquisition de données de long terme sur les peuplements ichtyologiques récifaux sont rarement publiées et spécifiques aux différents cas d'études. De plus, des contraintes logistiques locales guident généralement la mise au point des plans d'échantillonnage. Dans un contexte de compromis entre contraintes logistiques, coûts et puissance statistique, il est nécessaire de pouvoir optimiser l'échantillonnage et la qualité des données. Sur la base des chapitres précédents et d'une synthèse sur la mise en œuvre des UVC, il a été possible de formuler un certain nombre de points clé pour un suivi à long terme des peuplements ichtyologiques soumis à une pression de pêche croissante dans la zone VKP :

1. Dans une optique de continuité, l'unité d'observation reste un transect de comptage de 50 m non répliqué, sur lequel sont recensés les peuplements ichtyologiques selon la méthode du « distance

sampling » (Buckland et al. 2001), couplée à un relevé d'habitat selon la méthode MSA (Clua et al. 2006). Ce transect devra être le plus homogène possible en termes de substrat, il sera matérialisé au fond pour assurer sa réplicabilité temporelle.

2. Le plan d'échantillonnage sera stratifié selon deux degrés :

- zone témoin / zone pêchée, dans une perspective d'augmentation de la pêche,
- types de récifs échantillonnés : récifs intermédiaires, récifs-barrières éloignés des passes, récifs-barrières proches des passes, pente externe des récifs-barrières ;

3. La zone témoin ne peut pas être dans la zone d'étude, à moins d'être mise en réserve, elle devra se situer à l'extérieur ;

4. Un effectif d'échantillonnage doit résulter d'un compromis entre puissance statistique et moyens disponibles. L'utilisation d'une analyse de puissance permettra de calculer un effectif optimisé en fonction des objectifs de suivi ;

5. L'allocation des éléments d'observation aux différentes strates sera structurée selon les caractéristiques de l'habitat à petite échelle (allocation égale entre les différentes classes d'habitat) en choisissant des transects les plus homogènes possibles sur ce critère ;

6. La position des observations devra assurer la continuité avec les transects pour lesquels des données sont déjà disponibles, dans la mesure du possible, compte tenu des contraintes d'optimisation présentées ici ;

7. Les suivis seront effectués sur une base annuelle et l'échantillonnage sur un transect donné devra se faire à la même saison, aux mêmes tranches horaires et si possible durant des marées équivalentes, en essayant de maintenir des plongeurs identiques (ou de niveau d'expérience similaire) ;

8. Le suivi routinier utilisant une liste restreinte de comptage pourra être incrémenté tous les ans, tandis qu'un suivi de type inventaire (comptages toutes espèces) pourra être effectué sur une base biannuelle voire supérieure ;

9. Les deux types de suivi pourront comporter un nombre différent de transect d'observation, mais un maximum de transects devront être communs ;

10. Concernant la durée du suivi sur le long terme, aucune limite temporelle n'a été discutée.

5.4. Outils complémentaires d'observation des peuplements ichtyologiques *in situ*

5.4.1. Contexte

Cette partie examine l'intérêt potentiel de trois techniques d'observation vidéo en tant que méthodes d'observation complémentaires aux UVC dans le cadre d'un suivi des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques. Les résultats présentés proviennent d'études qui se sont déroulées en Nouvelle-Calédonie, impliquant l'IFREMER (D. Pelletier, K. Leleu), l'IRD (P. Chabanet, G. Mou-Tham et moi-même) et l'Université de Leigh, Nouvelle-Zélande (Tim Langlois). Il ne s'agit pas une présentation exhaustive de ces travaux, qui font l'objet de valorisations dédiées (Langlois et al. 2006, Pelletier & Leleu 2008, article 6), mais d'une synthèse des méthodes et de leurs résultats préliminaires, lorsque ceux-ci sont en lien avec les problématiques de suivi. L'objectif est d'identifier les techniques appropriées dans le cadre d'un suivi des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques de la zone VKP. Au préalable, un bref rappel des limites et des biais propres aux UVC permettra d'appréhender les avantages de ces méthodes complémentaires.

5.4.2. Les observations visuelles en plongée (UVC)

Les UVC, dont la première utilisation remonte à 1954 (Brock 1954), constituent la méthode la plus couramment utilisée pour l'évaluation *in situ* des peuplements ichtyologiques en milieu marin. Elle est adaptée à l'étude des milieux coralliens en zones peu profondes (0-20 m), dans des eaux claires permettant l'utilisation de méthodes d'estimation visuelle des peuplements. Les UVC possèdent une efficacité supérieure aux techniques d'échantillonnage par prélèvement telles que les pêches expérimentales ou les pièges (Cappo & Brown 1996) et présentent l'avantage d'estimer les peuplements sans dégrader le milieu (Harmelin-Vivien et al. 1985). Toutefois, cette méthode présente un certain nombre de limites reconnues. L'objectif n'est pas d'en effectuer une revue (voir pour cela Harmelin-Vivien et al. 1985, John et al. 1990, Jennings & Polunin 1995, Samoilys 1997, Kulbicki 1998, Willis 2001), mais de souligner les biais et limites susceptibles de poser un problème dans le cadre d'un suivi des impacts de la pêche :

Présence du plongeur - La présence de plongeurs perturbe le comportement des poissons et leur détectabilité. Cette perturbation du comportement peut varier selon les individus (taille) et les espèces (comportements), allant de l'attraction à la fuite, ce qui peut biaiser les estimations. Ce biais varie selon des facteurs météorologiques ou naturels (couverture nuageuse, marée, saison, etc.), les régions, ou le degré de perturbation anthropique des peuplements (notamment la pression de pêche, surtout dans les zones où la pêche au fusil sous-marin est pratiquée). La complexité et la multitude de ces

biais rendent leur prise en compte difficile (Kulbicki 1998). Par ailleurs, la différence d'expertise ou de perception à expertise égale (subjectivité) rendent les données dépendantes de l'observateur, ce qui pose des problèmes de comparaison entre des transects échantillonnés par des plongeurs différents (Wiliams et al. 2006).

Biotopes accessibles - Les UVC sont limités aux biotopes où la clarté de l'eau est suffisante pour des observations visuelles. Sur la zone VKP, l'ensemble des récifs frangeants côtiers, sujets à des apports terrigènes importants (nombreux cours d'eau), ne sont pas échantillonnables *via* cette méthode en raison d'une visibilité trop faible. D'autre part, le domaine d'utilisation des UVC est limité en profondeur pour des raisons de sécurité.

Coûts de l'échantillonnage - Le nombre de transects échantillonnables par UVC en une journée est tributaire des limites de sécurité imposées par la plongée sous-marine, avec en général un maximum possible de 3 transects par jour par équipe (souvent moins, en fonction de la profondeur et de la durée des plongées). Le temps nécessaire à la collecte des données est très variable selon les caractéristiques des peuplements (niveau d'abondance et de richesse spécifique) et peut limiter le nombre de transects. Enfin, le niveau d'expertise nécessaire à la collecte des données est élevé pour des comptages « toutes espèces », d'où une contrainte de coût et de disponibilité de ces experts.

Post-vérification et archivage des données - Il n'est pas possible de vérifier *a posteriori* la qualité des données acquises sur le terrain par UVC. L'instantanéité des observations est une contrainte car le plongeur doit prendre une décision immédiate pour identifier les espèces observées puis estimer l'abondance et la taille des individus. Les UVC ne permettent donc pas de bancarisation des observations.

Du fait de ces limites, certaines espèces ciblées par la pêche sont difficilement quantifiables par UVC. Les UVC sont inadaptés aux biotopes de prédilection de certaines espèces cibles : c'est le cas par exemple les Mugilidae (mulets) majoritairement présents dans les zones turbides et détritiques proches du littoral. Certaines espèces cibles fuient les plongeurs, empêchant des estimations quantitatives: c'est notamment le cas des Lethrinidae, très craintifs. Ainsi, dans la zone VKP, les Mugilidae et les Lethrinidae sont rares dans les données de comptage en regard des autres familles cibles (Acanthuridae, Scaridae, Serranidae, Siganidae), alors qu'elles représentent deux des trois familles les plus pêchées (avec les Acanthuridae ; Guillemot et al. 2009). Parmi les familles échantillonnées de manière satisfaisante par UVC et ciblées par la pêche, les analyses précédentes ont montré que certaines répondent à la pêche et peuvent être utilisées en tant qu'indicateurs de ces effets (Acanthuridae et Scaridae notamment, cf. 5.2.). Elles ne représentent néanmoins qu'une fraction des espèces exploitées, et l'accès à des données sur les espèces mal échantillonnées par UVC (Lethrinidae notamment) par une autre méthode d'observation permettrait de disposer d'informations supplémentaires sur les effets de la pêche.

Ces limites (détectabilité des espèces, logistique, archivage) peuvent être partiellement compensées par l'utilisation de méthodes d'observation vidéo (Pelletier et al. 2008). Dans ce contexte, trois types d'expérimentations de systèmes vidéo sont abordé. Leur mise en œuvre et leurs résultats respectifs sont brièvement décrits et la complémentarité entre UVC et vidéo est discutée dans le cadre du suivi des effets de la pêche.

5.4.3. Les transects vidéo

L'article 6 (Pelletier et al., soumis, Annexe E) présente une comparaison entre des observations effectuées sur des transects par UVC et par vidéo haute-définition.

Des transects, d'une surface fixe de 50 × 4 m, ont été matérialisés dans trois sites du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. Chaque transects a été échantillonné par UVC et par deux types d'enregistrements vidéo : parcours rectiligne et parcours naviguant. Des indices d'abondance et de diversité des peuplements ichtyologiques ont été estimés à partir de ces trois types de donnée, puis comparés. Les moyens requis en termes de temps, de personnel et de coûts ont également été discutés.

Les résultats ont montré que les UVC fournissent systématiquement une estimation plus complète des peuplements ichtyologiques présents, en détectant davantage d'espèces et d'individus. Toutefois les transects vidéo de type naviguant ont permis d'échantillonner 77% des espèces et 85 % des individus observés par UVC. Le temps nécessaire à la collecte et à la saisie des données (incluant l'analyse d'image *a posteriori* dans le cas de la vidéo) est similaire entre les deux méthodes. L'avantage des transects vidéo réside dans le faible degré d'expertise nécessaire sur le terrain (seule une prise d'image rigoureuse est requise), la rapidité d'exécution d'un transect (donc le moindre coût de terrain engendré) et la possibilité d'archivage des données (avec possibilité de contre-analyse ou de vérification *a posteriori*). En revanche, cette méthode ne permet pas de s'affranchir des biais liés à la présence d'un plongeur. Si elle a montré de bons résultats en regard des UVC et certains intérêts logistiques (article 6), cette méthode ne représente pas de complémentarité dans une optique de suivi des peuplements ichtyologiques impactés par la pêche.

5.4.4. Les systèmes de vidéo appâtés

Le dispositif correspond à une caméra montée horizontalement et comportant une perche munie d'un appât (Figure 5.7). Ce type de dispositif (Pitcher et al. 2002, Willis et al. 2000 & 2003, Cappo et al. 2004) est largué depuis la surface et déposé au fond. La présence d'un appât opère une attraction sélective et attire les poissons piscivores et carnivores, souvent mal observés par UVC. Cette méthode a été utilisée pour étudier les populations de poissons récifaux des côtes ouest tropicales et tempérées

de l'Australie (Pitcher et al. 2002, Cappo et al. 2004) ainsi qu'en Nouvelle-Zélande, notamment dans la Réserve de Leigh (Willis et al. 2000 & 2003).

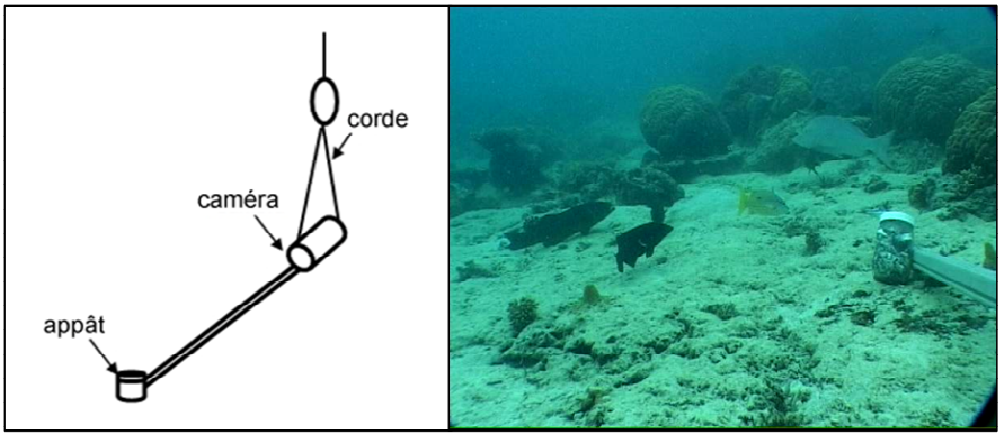


Figure 5.7 : Dispositif de vidéo appâtée et capture d'écran d'une vidéo en cours d'échantillonnage (Photo : Tim Langlois).

Ce dispositif (Figure 5.7) a été testé dans le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie en mai 2006 (Langlois et al. 2006), sur 3 sites proches de l'ilot Signal (Aire Marine Protégée, AMP) et un site proche du récif Larégnère (non protégé), correspondant à 8 observations (2 répliquats par site). Chaque observation vidéo a été couplée avec un transect UVC (2 répliquats) pour comparer les deux méthodes. Lors de l'analyse des images vidéo, afin d'éviter le comptage répété d'un même poisson attiré par l'appât, seule la présence des espèces et le nombre maximum d'individus observés simultanément ont pu être pris en compte, donnant ainsi une estimation de la densité relative pour chaque espèce (Willis et al. 2000).

Ces tests ont confirmé certains des avantages liés à l'utilisation de systèmes vidéo (archivage, rapidité d'exécution sur le terrain, profondeur des zones échantillonnées). En revanche, les estimations obtenues sont restées très inférieures à celles récoltées par UVC (Langlois et al. 2006). Pour l'ensemble des 4 sites échantillonnés, 14 espèces appartenant à 4 familles ont été recensées par vidéo appâtée (5 espèces de Serranidae, 4 espèces de Lethrinidae, 3 espèces d'Acanthuridae et 2 espèces de Carcharhinidae), tandis que les UVC ont recensé 132 espèces appartenant à 16 familles. Par ailleurs, les niveaux d'abondance relative obtenus par la vidéo appâtée sont très largement inférieurs à ceux des UVC (Figure 5.8).

Une seconde série de tests de ce dispositif a été effectuée en novembre 2006 dans le lagon de la zone VKP, afin d'évaluer son utilité pour l'échantillonnage des fonds lagonaires profonds (30 m), non échantillonnés par UVC et comportant des espèces cibles importantes telles que les Lethrinidae. Les 21 points d'observations n'ont permis d'observer que 22 espèces au total (pour 40 minutes d'immersion du système par point d'observation), ce qui reste très inférieur à la richesse spécifique

observée par UVC dans cette zone (article 2). Compte tenu de la différence de biotope, une comparaison semble toutefois difficile. Les tests effectués sur VKP ont permis d'accéder à des biotopes et des espèces peu accessibles aux UVC (fonds lagonaires et Lethrinidae) mais le rendement du dispositif n'apparaît pas intéressant en vue d'une utilisation en routine.

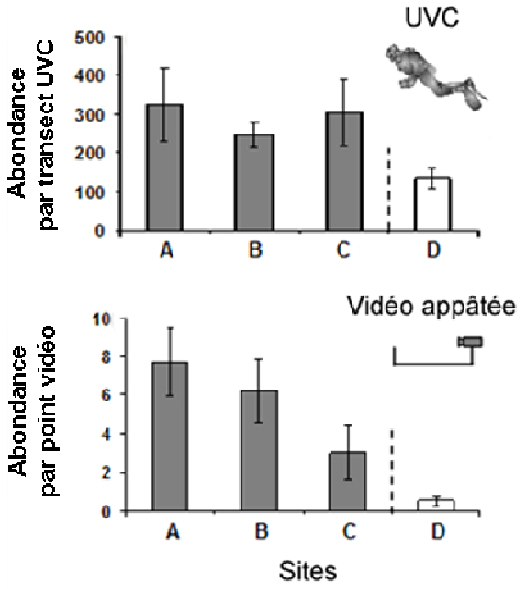


Figure 5.8 (adaptée de Langlois et al. 2006) : Comparaison des abondances observées par UVC et par vidéo appâtée, respectivement pour un transect de 50m et un point vidéo (2 répliquats dans chaque cas). Sites A, B, C : aire marine protégée ; site D : site non-protégé.

La qualité des estimateurs extraits de données de vidéo appâtée est apparue moins satisfaisante que les estimations issues des UVC (Langlois et al. 2006). Le principal inconvénient des systèmes appâtés est l'impossibilité de déterminer le rayon d'attraction qu'exerce l'appât sur les individus aux alentours. Ce rayon d'attraction (lié au panache olfactif diffusé par l'appât) est très dépendant des conditions hydrodynamiques environnant le système. L'hétérogénéité de ces conditions selon les zones échantillonnées rend la standardisation de cette méthode difficile pour la mise en œuvre d'estimateurs quantitatifs des peuplements. Harvey et al. (2007) avancent qu'il est possible de prendre en compte le rayon d'action lors de l'analyse des données de systèmes de vidéo appâtée. Toutefois cette prise en compte reste complexe et ne se justifie probablement pas dans le cas de la zone VKP compte tenu de l'apport limité d'information par rapport aux UVC.

En définitive, si cette technique d'observation vidéo semble efficace sur des biotopes où la richesse spécifique globale est moindre qu'en milieu corallien (Cappo et al. 2004, Watson et al. 2005), elle ne paraît pas en mesure d'apporter des informations intéressantes dans le cadre d'un suivi sur le long terme des peuplements ichtyologiques dans la zone VKP.

5.4.5. Les systèmes vidéo fixes rotatifs

Description

Des tests ont débuté en 2007 et sont encore en cours en Nouvelle-Calédonie (Pelletier & Leleu 2008). Mon implication dans ces travaux a consisté en une participation aux campagnes d'échantillonnage ainsi qu'une aide à l'analyse des données et à l'évaluation de paramètres d'habitats *via* cette méthode. Cette partie synthétise et discute les apports possibles de cette méthode vis-à-vis des UVC en vue d'un suivi des peuplements ichtyologiques exploités dans la zone VKP.

Le système est constitué d'une caméra haute définition montée sur un trépied lesté, filmant de manière autonome en décrivant plusieurs rotations de 360° par pas de 60°, à raison d'une rotation toutes les 3 minutes (Figure 5.9a). Le système est immergé depuis la surface et déposé sur le fond, le bateau s'éloignant le temps de l'observation qui dure de 12 à 15 minutes (i.e. 3 rotations complètes analysables) (Figure 5.9b & 5.9c). Ce protocole permet de s'affranchir de la présence d'un plongeur.

Des tests ont été effectués sur deux sites : le lagon sud-ouest (zone en AMP : ilot Signal et ilot Larégnère, et zone non-protégée : récif Larégnère et récif Senez ; Figure 5.10) et la zone VKP (Figure 5.11). 317 points d'observation ont été échantillonnés dans le lagon sud-ouest, et 187 dans la zone VKP. L'analyse des images a été effectuée par un expert en identification des poissons coralliens et a porté sur une liste restreinte d'espèces (correspondant à différentes familles à potentiel commercial, auxquelles s'ajoutent les Chaetodontidae). Ces analyses ont permis d'obtenir des estimations de richesse spécifique et d'abondance par point d'observation. Les protocoles pour l'analyse des images et les formules de calcul sont donnés dans Pelletier & Leleu (2008).

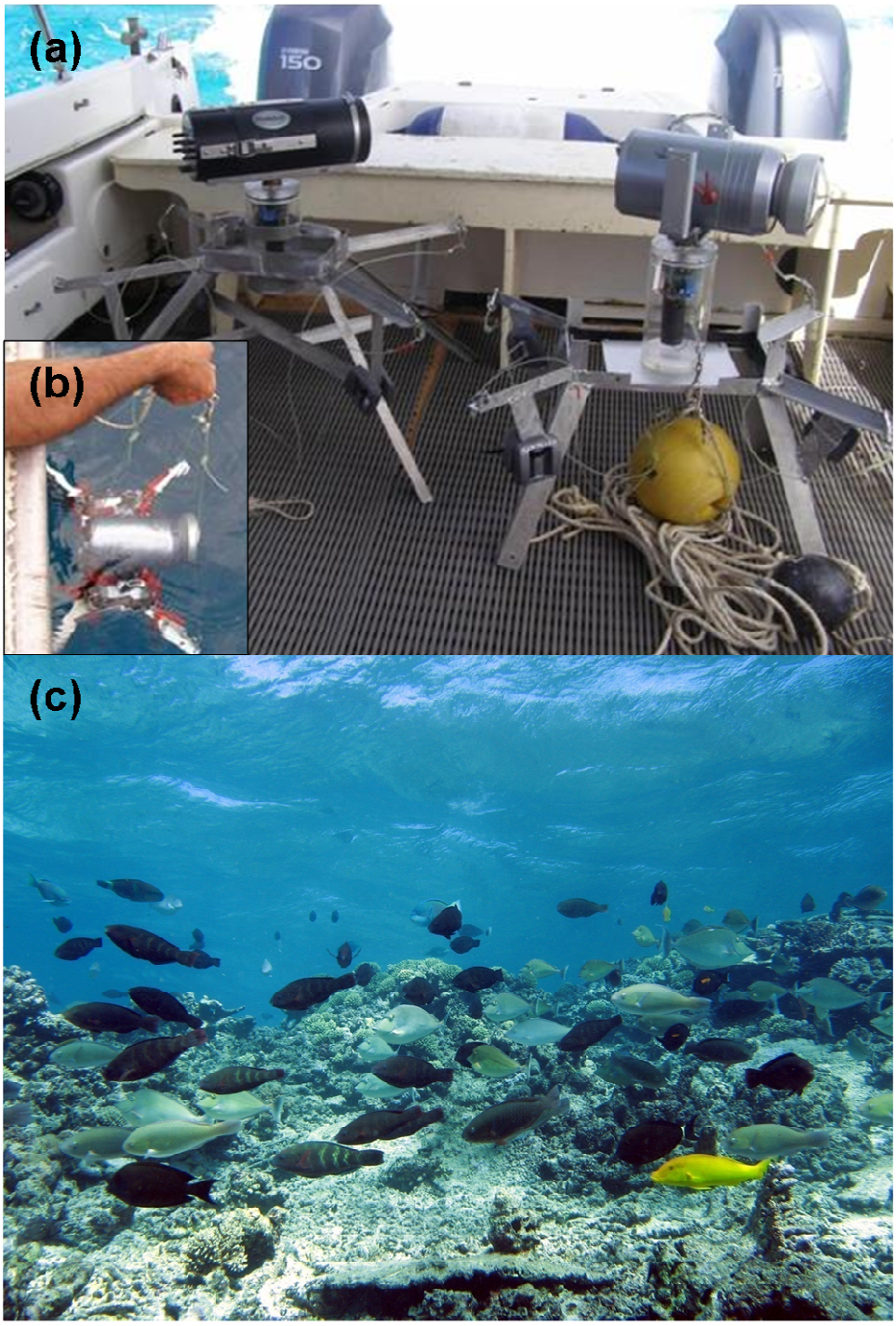


Figure 5.9 : (a) Systèmes vidéo rotatifs utilisés lors de l'échantillonnage des zones lagon sud-ouest et VKP ; (b) mise à l'eau d'un système ; (c) capture d'écran d'une séquence vidéo lors d'un échantillonnage (Photos : Kevin Leleu, Dominique Pelletier).

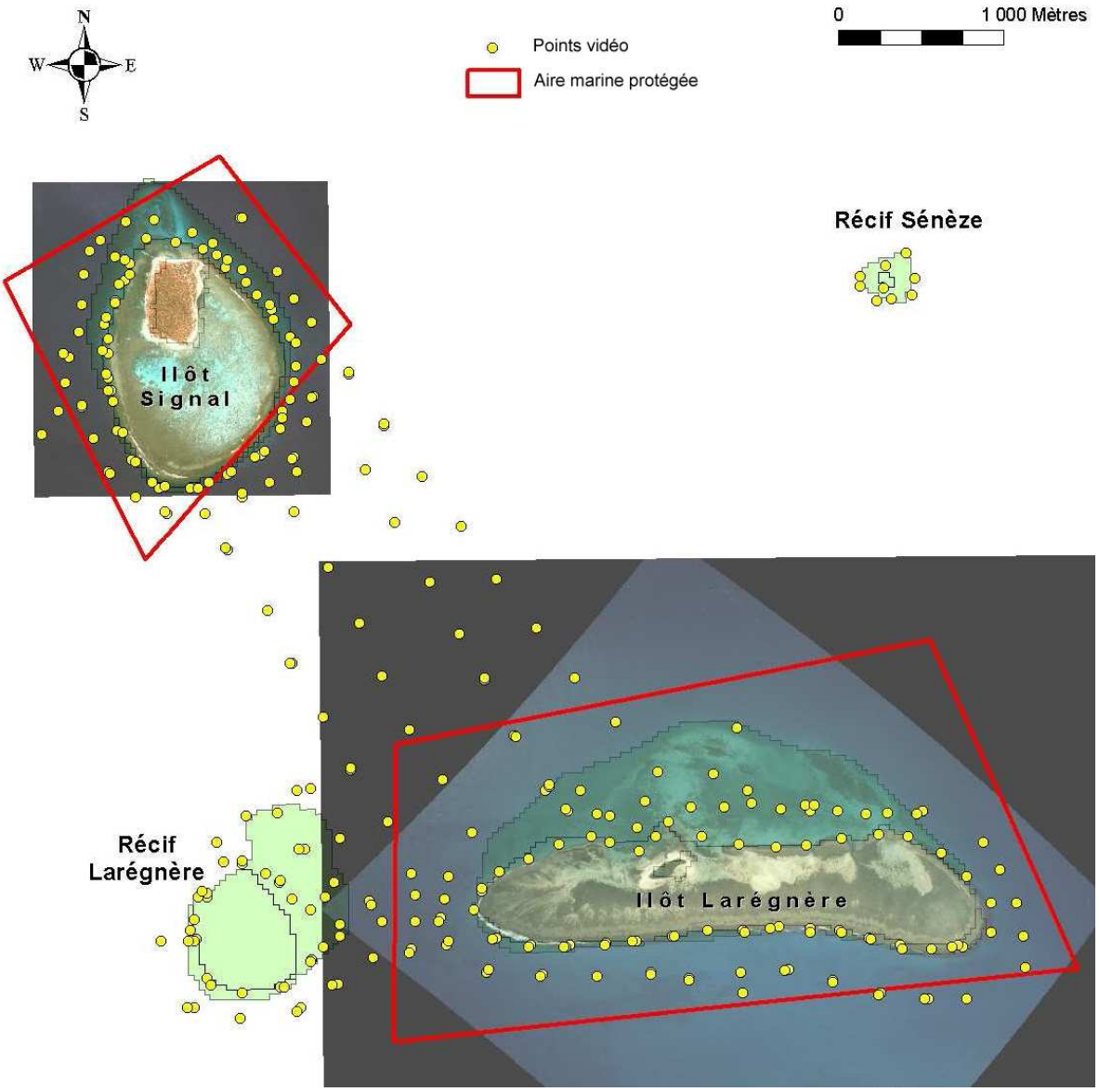


Figure 5.10 (adaptée de Pelletier & Leleu 2008) : Plan d'échantillonnage par station vidéo rotative pour la zone du lagon sud-ouest (ilots Signal et Larégnère), en juin-juillet 2007.

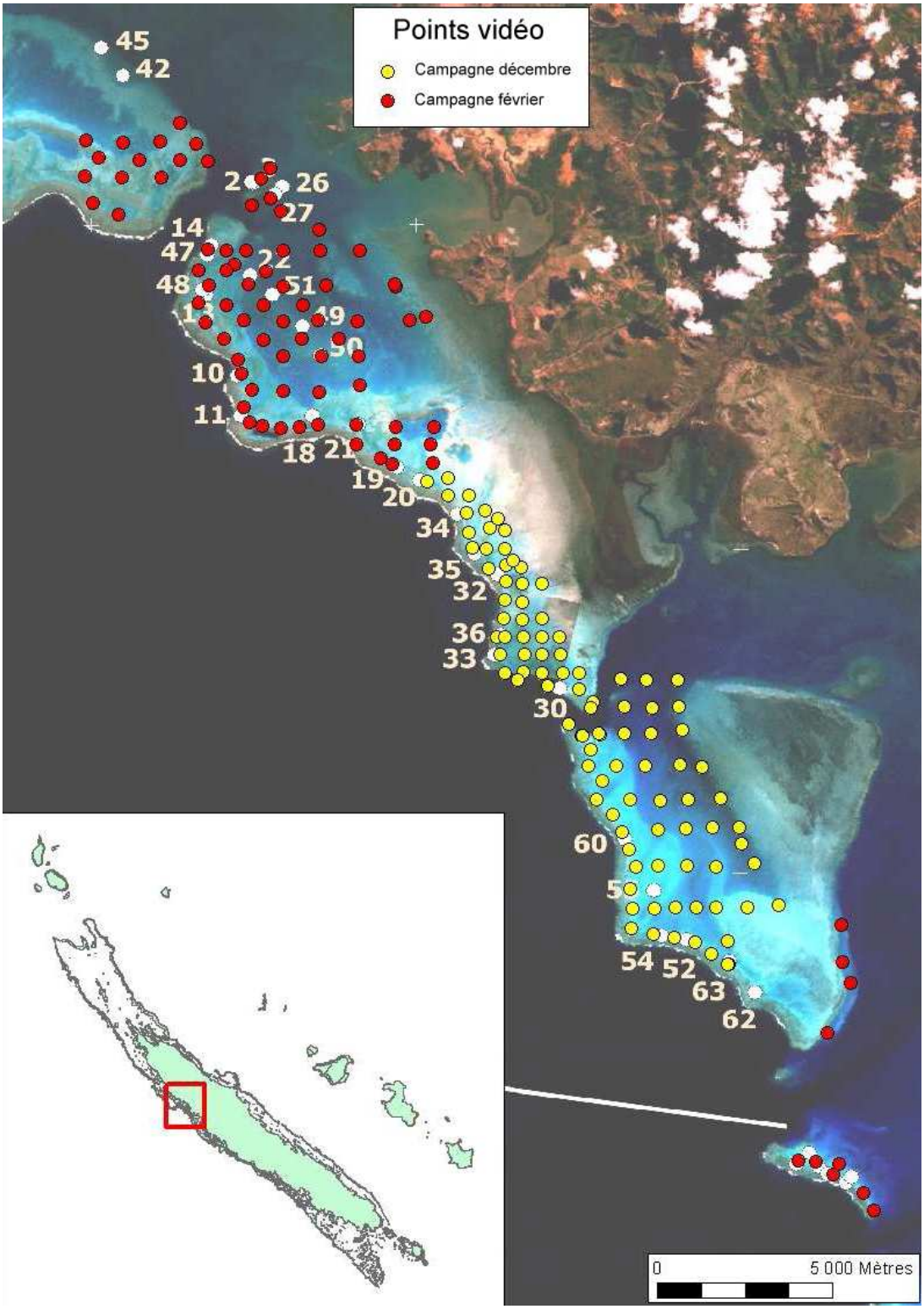


Figure 5.11 (adaptée de Pelletier & Leleu 2008): Plan d'échantillonnage par station vidéo rotative pour la zone VKP, en décembre 2007 et février 2008.

Observation des peuplements ichtyologiques

La figure 5.12 présente les estimations d'abondance et de richesse spécifique obtenues lors de la campagne effectuée sur la zone VKP en décembre 2007. Les points vidéo ont permis de détecter des abondances allant de 0 à 61 individus par station, et des niveaux de richesse spécifique allant de 0 à 17 espèces par station. En comparaison, les transects échantillonnés par UVC pour cette même zone lors de la campagne annuelle de 2007 (qui a eu lieu en novembre-décembre également) ont estimés des abondances de 30 à 497 individus, pour 10 à 25 espèces par transect, en considérant la même liste d'espèce restreinte que celle utilisée pour les analyses vidéo. La gamme d'abondance détectée par UVC est sensiblement plus large (avec notamment des maxima beaucoup plus élevés) que *via* les dispositifs vidéo. Malgré des maxima supérieurs dans le cas des UVC, les gammes de richesse spécifique correspondant aux deux méthodes sont en revanche proches. De plus, les familles qui n'ont pas été observées *via* les systèmes vidéo correspondent à des observations rares et peu fiables par UVC (Albulidae, Atherinidae, Gerreidae, Hemiramphidae, Leiognathidae, Scorpaenidae et Sphyraenidae).

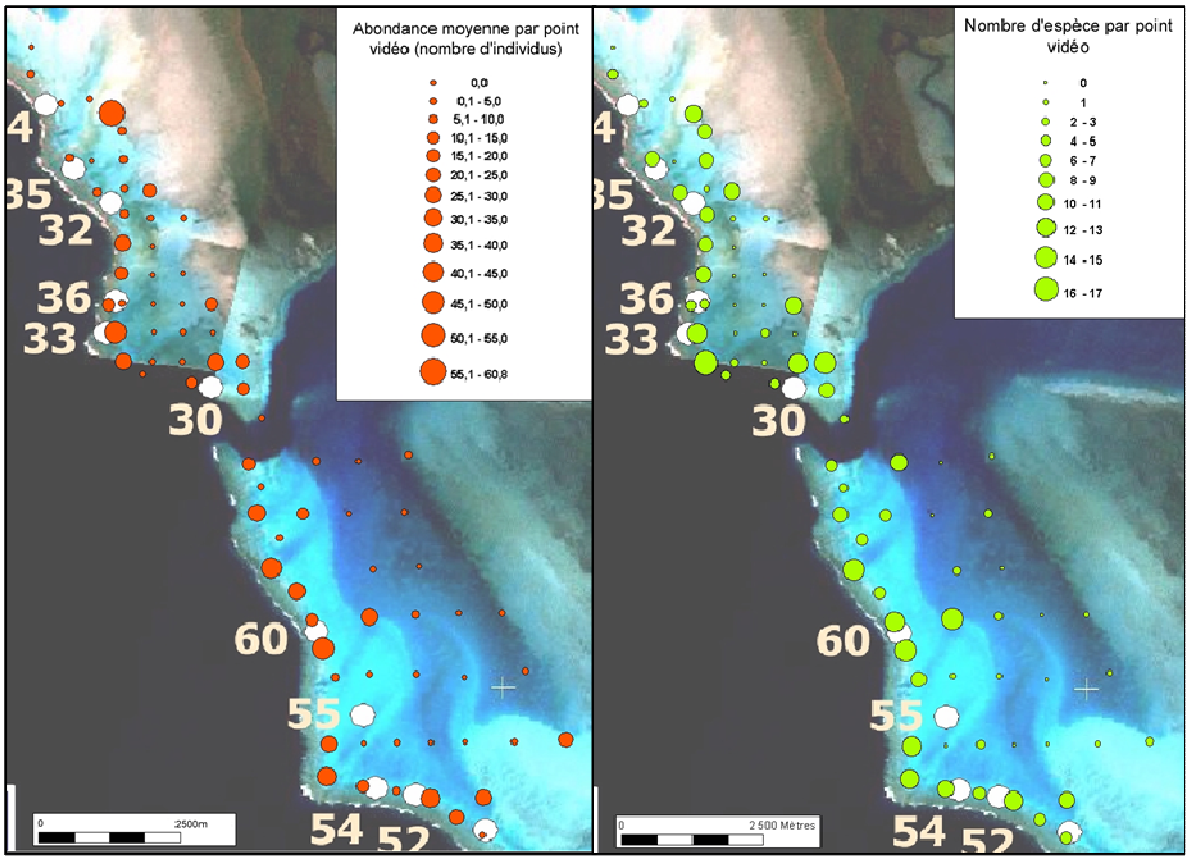


Figure 5.12 (adaptée de Pelletier & Leleu 2008) : Estimation d'abondance et de richesse spécifique pour les points vidéo effectués dans la zone lagon VKP en décembre 2007.

Le tableau 5.5 présente l'ensemble des familles observées sur le site du lagon sud-ouest, ainsi que le nombre d'espèces par famille. Parmi les familles cibles dont l'observation est rare ou biaisée *via* les UVC, on constate que les Lethrinidae, les Lutjanidae et les Carangidae ont été bien échantillonnés par vidéo, avec un grand nombre d'espèces détectées durant cette campagne. De plus, les résultats montrent des niveaux d'abondance significatifs pour ces familles dans les biotopes accessibles aux UVC, i.e. sans prendre en compte les stations de fonds meubles (Pelletier & Leleu 2008).

Globalement, en évitant le biais dû à la présence d'un plongeur, les stations vidéo rotatives semblent susceptibles de fournir des informations complémentaires à celles des UVC pour les espèces pêchées (Lethrinidae et Carangidae notamment).

Tableau 5.5 (adapté de Langlois et al. 2006) : Familles et nombre d'espèces par famille observées lors de la campagne d'échantillonnage par système vidéo rotatif dans le lagon sud-ouest.

Famille	Nombre d'espèces
Chaetodontidae	22
Acanthuridae	19
Serranidae	16
Scaridae	15
Lethrinidae	14
Mullidae	14
Lutjanidae	13
Labridae	12
Carangidae	10
Balistidae	8
Siganidae	6
Haemulidae	5
Carcharhinidae	3
Dasyatidae	3
Cheloniidae	3
Scombridae	3
Kyphosidae	2
Chanidae	1
Cheilodactylidae	1
Ephippidae	1
Holocentridae	1
Myliobatidae	1
Priacanthidae	1
Zanclidae	1

Intérêts logistiques

La mise en œuvre des systèmes vidéo rotatifs est peu exigeante en conditions météorologiques. La profondeur minimale d'utilisation est de 1,4 m (hauteur du dispositif) et, lors de cette phase de test, la profondeur maximale échantillonnée était de 20 m. Cette dernière peut toutefois être supérieure selon les spécifications du caisson utilisé. En deux semaines de terrain, l'utilisation des systèmes vidéo (3 personnes : 1 pilote, 2 opérateurs) a permis l'échantillonnage de 187 points d'observation, tandis

que l'utilisation d'UVC (6 personnes : 1 pilote, 5 plongeurs) a permis de réaliser 40 transects. En rapport coût/effectif d'échantillonnage, l'utilisation des systèmes vidéo apparaît donc intéressante. Par ailleurs, en comparaison des transects réalisés par vidéo, l'analyse des images des vidéos rotatives s'est avérée plus aisée en termes d'identification et de comptage, car il s'agit d'une succession de plans fixes ; elle permet d'obtenir des estimateurs fiables d'abondance et de richesse spécifique (Pelletier & Leleu 2008). Toutefois, des difficultés ont été rencontrées concernant la visibilité et l'estimation de la distance des poissons à la caméra, nécessaire à des estimations par unité de surface. Récemment, ces systèmes ont été équipés d'un double pointeur laser (faisceaux parallèles), qui devrait permettre de diminuer l'incertitude sur les distances d'observation, et donnera accès à des estimations de taille.

Si la qualité des données obtenues par les vidéos fixes rotatives reste inférieure à celles des UVC, elles constituent une approche satisfaisante en vue d'obtenir des données complémentaires sur les peuplements ichtyologiques, notamment en accédant à des profondeurs plus importantes, en permettant une couverture spatiale plus large à temps d'échantillonnage égal et en facilitant l'observation d'espèces cible de la pêche présentant un comportement biaisé vis-à-vis des plongeurs. Moyennant certaines améliorations quant à la standardisation du système et l'analyse des images, cette méthode apparaît pertinente pour une utilisation lors de suivi régulier.

5.4.6. Perspectives pour un suivi des effets de la pêche dans la zone VKP

Avantages des systèmes vidéo

Les méthodes vidéo ont fourni des données moins complètes sur les peuplements ichtyologiques que celles des UVC. Elles ont toutefois permis d'écarter certains des biais propres aux UVC. En particulier, les méthodes utilisant des systèmes opérés à distance donnent accès à l'observation d'une fraction des peuplements biaisée par la présence de plongeurs. La méthode des points fixes rotatifs a fourni des données plus complètes et mieux interprétables que les systèmes de vidéo appâtés. Parmi les trois méthodes considérées dans l'optique d'un suivi des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques dans la zone VKP, ces systèmes rotatifs semblent les plus intéressants en termes de logistique et de données collectées. En particulier, une meilleure observation des Lethrinidae (seconde famille la plus pêchée sur VKP, article 1) constitue un point intéressant.

Dans le cadre de suivis routiniers, leur rapport coût/effectif d'échantillonnage et le faible niveau d'expertise nécessaire sur le terrain font des systèmes vidéo rotatifs une méthode attractive. Ils devraient également permettre d'échantillonner des profondeurs inaccessibles aux comptages visuels. Les coûts du matériel vidéo ont largement diminué avec l'essor récent de ces techniques ; ils rivalisent

désormais avec ceux d'une campagne de plongée. En regard du nombre de points d'observation qu'il est possible d'effectuer, cette de méthode n'engendre donc plus les coûts financiers démesurés qui constituaient leur principale limite. Par ailleurs, si l'analyse d'image nécessite un expert en identification de poisson, il n'est pas nécessaire de le mobiliser sur le terrain, ce qui génère des contraintes financières et temporelles fortes dans le cas de suivis en plongée. Enfin, l'archivage des données, propre aux méthodes d'observation vidéo, est un avantage important autorisant un réexamen des observations ou leur utilisation future à d'autres fins.

Moyennant les améliorations discutées ci-après, les systèmes vidéo rotatifs sont susceptibles de constituer une méthode d'observation complémentaire des UVC. Pour un suivi à long terme des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques de la zone VKP, il pourrait être judicieux de coupler l'échantillonnage par UVC avec cette méthode. Toutefois, compte-tenu de la mise au point et de l'adaptation en cours de cette méthode à des milieux coralliens riches, il n'est pas encore possible de l'intégrer à un plan de suivi.

Limites et améliorations souhaitables

Malgré les avantages exprimés ci-dessus, les systèmes vidéo partagent certaines limites d'observation avec les UVC. En particulier, la détection d'espèces cryptiques, qui est un problème dans les UVC, s'avère encore plus problématique dans le cas de systèmes vidéo fixes qui ne permettent pas d'observer les individus de manière rapprochée au niveau du substrat. De même, les individus de petite taille, ou les espèces dont le mode de vie est très inféodé au substrat sans être cryptiques sont difficilement observables par vidéo. Toutefois cette considération n'est pas primordiale dans une optique de suivi des espèces ciblées par la pêche : la vidéo est en revanche bien adaptée à l'observation d'espèces mobiles ou vivant dans la colonne d'eau, dont certaines sont fuyantes vis-à-vis du plongeur en UVC. Enfin, on peut noter que l'utilisation de systèmes vidéo n'est pas davantage efficace que les UVC pour l'observation dans les zones turbides ou à faible visibilité.

Les dispositifs fixes rotatifs nécessitent encore un certain nombre d'améliorations afin d'être mise en œuvre pour un suivi opérationnel. Un des principaux inconvénients de ces systèmes provient de l'impossibilité d'obtenir des mesures de taille, ce qui ne permet pas d'estimer des biomasses ou des tailles moyennes. Plusieurs études ont montré que l'utilisation de stéréo-vidéo (deux caméras filmant le même objet selon un angle différent) ou l'utilisation de pointeurs lasers (fournissant une « règle » de mesure) permettent d'évaluer la taille des individus (Harvey & Shortis 1996, Pitcher et al. 2002, Cappo et al. 2004, Watson et al. 2005). Harvey et al 2001, 2004). Ces études ont également montré que l'estimation des tailles est meilleure lors de l'utilisation de systèmes stéréo-vidéo que par un plongeur en UVC : 0,6 cm d'erreur moyenne contre 2,1 cm pour des plongeurs experts. De plus, la qualité des estimations de taille est assez insensible à l'expérience de l'opérateur dans le cas des observations vidéo, l'erreur de mesure étant déterminée par la capacité de l'opérateur à pointer les

limites de l'objet à l'écran (Harvey et al. 2001). L'utilisation de ce type de dispositif, en permettant une mesure de la taille des individus et des distances d'observations, devrait permettre une meilleure standardisation des données.

En vue de l'utilisation de ce type de méthode pour des suivis routiniers, la mise en œuvre de dispositif vidéo et l'analyse des images correspondantes devront faire l'objet d'un protocole standardisé pouvant être mis en œuvre par un large panel d'opérateurs (scientifiques, gestionnaire ou acteurs locaux), au même titre que les UVC. Enfin, il convient de noter que l'étude des peuplements sous-marins ne saurait s'affranchir totalement de la présence d'expert sur le terrain. L'appréhension des processus écologiques et biologiques régissant les peuplements étudiés nécessite en effet une observation *in situ* et le « ressenti » sur le terrain d'un observateur scientifique.

Autres méthodes pour un suivi des peuplements ichtyologiques exploités

Il convient de mentionner la possibilité d'utiliser d'autres méthodes d'échantillonnage afin d'obtenir des données complémentaires sur les peuplements ichtyologiques exploités. A ce titre, les pêches expérimentales sont fréquemment utilisées (Haggarty & King 2006). Elles présentent l'inconvénient d'être extractives (donc potentiellement destructrice), inapplicables dans les AMP, et de nécessiter un effort d'échantillonnage important afin d'obtenir des résultats exploitables (Kulbicki 1997). Il s'agit de méthodes très sélectives, ce qui peut être problématique pour des peuplements diversifiés dont la capture nécessite l'utilisation de plusieurs engins dont les protocoles de capture sont difficiles à standardiser (Kulbicki 1997). Les captures sont très dépendantes des conditions expérimentales et du savoir faire des personnes qui échantillonnent. Toutefois, cette approche présente l'intérêt de donner accès à la plupart des biotopes inaccessibles aux UVC et à des informations supplémentaires sur les peuplements ichtyologiques (Hickford & Schiel 1995, Connell et al. 1998, Haggarty & King 2006). Elle constitue notamment l'un des seuls moyens d'échantillonnage des zones littorales turbides. Compte tenu de ces éléments, leur utilisation pourrait s'avérer intéressante dans des cas particuliers, en ciblant une espèce (ou un groupe d'espèces proches) et une zone données. Ces méthodes semblent en revanche peu adaptées pour un suivi à long terme à large couverture spatiale, sans des avancées considérables dans la mise au point des protocoles (Kulbicki 2006).

5.5. Synthèse

La connaissance des caractéristiques des peuplements *in situ* et de leur exploitation par la pêche a permis de formuler un certain nombre de recommandations concernant un suivi à long terme des ressources ichtyologiques exploitées en zone VKP.

Il apparaît tout d'abord qu'un suivi *in situ* des peuplements ichtyologiques est nécessaire mais non suffisant pour une gestion appropriée des ressources ichtyologiques de la zone VKP. Ce suivi doit s'accompagner d'évaluations régulières des activités et de la pression de pêche. Ce double suivi est en effet essentiel en vue de prendre des décisions de gestion pertinentes, tant d'un point de vue écologique pour la conservation des ressources que socio-économique pour les activités locales. La disponibilité de données de pression de pêche apparaît par ailleurs indispensable en vue d'interpréter les évolutions des peuplements vis-à-vis de cette perturbation.

La mise en relation des données de pression de pêche et des métriques décrivant la densité, la biomasse, la diversité et la structure en taille des peuplements ichtyologiques a permis de mettre en évidence, par une approche spatiale, des indicateurs de l'effet de la pêche. L'utilisation de ces indicateurs devrait désormais permettre un suivi à long terme de l'évolution de l'état de ces peuplements en relation avec l'augmentation attendue de la pression d'exploitation. La synthèse réalisée dans ce chapitre a permis de mettre en évidence les critères à prendre en compte pour assurer la fiabilité de ces suivis, en standardisant notamment le protocole spatio-temporel de collecte des données (type de récif, substrat local, réplicabilité, saison, heure, niveau de marée) tout en tenant compte des coûts d'échantillonnage. Il en résulte que l'utilisation chaque année d'indicateurs simplifiés, nécessitant un niveau d'expertise modéré et un temps d'échantillonnage limité, peut s'avérer suffisante en vue de détecter des changements significatifs au sein des peuplements. S'ils ne présentent pas la pertinence écologique d'indicateurs plus complexes, ils sont susceptibles de détecter des perturbations, à moindre coût. Cet avantage peut être vecteur de réactivité dans le cadre d'un suivi des effets de la pêche à des fins de gestion, en permettant une détection précoce de ces effets sur les peuplements. Toutefois, la complexité et la diversité propres aux écosystèmes récifaux doivent être prises en compte, ce qui implique une analyse complète de ces peuplements. Des indicateurs simplifiés ne sauraient suffire à analyser et comprendre les effets de la pêche. Ainsi les relevés complets de type inventaire (comptages « toutes espèces ») devront rester un élément indispensable du suivi des peuplements ichtyologiques exploités. Ces relevés pourront être réalisés avec un pas de temps plus grand (deux années ou plus). Les tendances suggérées par des suivis routiniers utilisant des indicateurs simplifiés pourront être analysées de façon approfondie à l'issue de ces inventaires complets.

En parallèle, il apparaît souhaitable de mettre en place des méthodes d'observation complémentaires des UVC, afin de fournir des informations supplémentaires sur les espèces ciblées par la pêche. En permettant l'accès à des espèces sous-estimées par les UVC, certaines méthodes vidéo, notamment les stations fixes rotatives, pourront être utiles. Pour être pleinement

opérationnelles, de telles méthodes doivent encore être ajustées, mais leur utilisation en complément d'un échantillonnage par UVC permettrait d'améliorer le suivi des effets de la pêche sur les écosystèmes récifaux de la zone VKP.

La possibilité d'un plan de surveillance alliant suivis routiniers et inventaires complets souligne la nécessité et l'intérêt d'une action commune et complémentaire entre scientifiques et gestionnaires. Dès 2002, l'échantillonnage utilisé dans ce travail a été le fruit d'une collaboration entre organismes scientifiques (IRD, CPS), gestionnaires (Province Nord) et acteurs locaux (KNS). Compte tenu des enjeux locaux et des intérêts multiples d'un suivi concerté des ressources marines, on se doit de recommander qu'une telle dynamique reste associée à la mise en place d'un suivi sur le long terme des peuplements ichtyologiques sur la zone VKP.

CHAPITRE 6

CHAPITRE 6
Discussion générale et perspectives de travail

La zone VKP, actuellement rurale, s'apprête à faire face à des changements socio-économiques de grande ampleur, certaines des conséquences attendues se reportant sur les écosystèmes récifo-lagonaires locaux *via* une modification des pratiques de pêche et une intensification de la pression exercée sur les ressources locales. La gestion, la conservation et le suivi des ressources halieutiques locales vis-à-vis des perturbations à venir représentent donc un enjeu crucial. Dans un tel contexte, l'absence de connaissances sur les peuplements ichtyologiques et leur exploitation dans cette zone constituait encore récemment un obstacle majeur. En réponse à cette situation, des inventaires des peuplements et des enquêtes sur les pratiques de pêche ont été réalisés ces dernières années. Les résultats exposés dans les chapitres 2 et 3 de ce document se basent sur ces travaux de terrain pour contribuer à une meilleure compréhension de la structure spatio-temporelle des peuplements ichtyologiques récifaux et de leur exploitation par la pêche dans cette zone. Le chapitre 2 a permis d'analyser les activités de pêche et la pression qu'elles exercent sur les ressources récifo-lagonaires locales. Le chapitre 3 est axé sur les caractéristiques des peuplements récifaux de la zone VKP en se focalisant sur leur variabilité spatio-temporelle. Le travail s'est poursuivi au chapitre 4, dans une optique de recherche d'indicateurs des effets de la pêche et de mise en place de leur suivi à long terme. En intégrant les résultats des deux précédents chapitres, ce chapitre a examiné les réponses de plusieurs variables décrivant les peuplements ichtyologiques à la pression de pêche. Enfin, le chapitre 5 a permis de mettre à profit l'ensemble de ces résultats pour proposer des recommandations opérationnelles locales pour un suivi à long terme des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques récifaux, en traitant successivement du suivi de l'exploitation des ressources, de la mise en œuvre d'indicateurs des effets de la pêche, de l'optimisation d'un échantillonnage par UVC pour un suivi à long terme, et de l'utilisation potentielle de méthodes d'observation complémentaires.

Ce sixième et dernier chapitre discute les principaux éléments de résultats obtenus en évoquant leur portée, leurs limites et les perspectives de travail qui y sont liées.

6.1. Activités de pêche et pression de pêche spatialisée sur la zone VKP

La campagne d'enquête de pêche réalisée fin 2007 a permis d'évaluer la pression de pêche exercée sur les ressources ichtyologiques de la zone VKP, par le biais d'estimations spatialisées de la production annuelle par type d'engin, par espèce, ou encore par famille taxonomique. Cette pression

de pêche s'est avérée globalement modérée en regard des autres pêcheries récifales du Pacifique Sud (article 1, Dalzell et al. 1996, Léopold et al. 2004, Labrosse et al. 2006, Kronen & Bender 2007) mais la forte hétérogénéité de sa distribution spatiale a permis d'identifier des zones proches des niveaux de surexploitation habituellement considérés (Newton et al. 2007). Cette distribution de pêche par poches localisées a déjà été constatée dans d'autres pêcheries récifales (Cinner & McClanahan 2006) et peut être reliée à l'hétérogénéité des habitats récifo-lagonaires ainsi qu'à la grande diversité des pratiques de pêche (article 1).

Cette phase de travail a également permis de valider une méthodologie pertinente pour la caractérisation spatialisée des pêcheries récifales dans une zone rurale, multiculturelle et où la pêche informelle occupe une place prépondérante, ce qui est le cas de nombreuses pêcheries dans le Pacifique Sud (Adams 1998, Hunt 1999, Johannes 2002, Hunt 2003, Cinner 2007). Une telle approche spatiale apparaît nécessaire en milieu corallien en raison de l'hétérogénéité à petite échelle de la pression de pêche. Elle s'avère par ailleurs indispensable à l'étude des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques en l'absence de données temporelles suffisantes. Dans ce contexte, ce travail a montré qu'il est possible d'obtenir de bonnes mesures et une spatialisation fine de la pression de pêche sur les ressources ichtyologiques, moyennant un effort et des coûts d'échantillonnage raisonnables (cf. 5.1.). La caractérisation détaillée des activités et de la pression de pêche sur la zone VKP a donc permis de répondre à des attentes locales de gestion, mais également à une volonté de disposer de données suffisamment précises pour étudier les effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques locaux. Il convient toutefois de noter que l'effort d'échantillonnage déployé pour cette étude est lié à l'aspect local de l'étude et à l'étendue limitée de la zone considérée (9 localités, ~80 km de long). Cette échelle a en effet permis d'échantillonner une proportion importante de bateaux et d'identifier de manière précise les zones de pêche. Cette méthode apparaît appropriée dans le cas de diagnostics locaux, en présentant un rapport « coût/qualité des résultats » intéressant, mais pourrait ne pas être adaptée à des études à grande échelle, pour lesquelles l'effort d'échantillonnage deviendrait très important. Ce type de démarche devrait toutefois être transférable, notamment dans d'autres zones de Nouvelle-Calédonie, en vue de combler les lacunes en termes de caractérisation de la pression de pêche.

Le manque de données de pêche représente un problème majeur des pêcheries récifales, notamment dans les pays insulaires du Pacifique (Dalzell et al. 1996, Polunin et al. 1996, Ruddle 1998, Preston 2005). Il en résulte que les études nécessitant ce type de mesure utilisent des données générales pour évaluer les niveaux de perturbation, ou s'appuient sur la présence de réserves ou d'AMP afin de disposer d'un contraste de pêche significatif (Hogdson 1999, Sumaila et al. 2000, Ashworth & Ormond 2005, Floeter et al. 2006). Ceci peut apparaître problématique dans des situations de pression de pêche faiblement contrastée, en l'absence de réserve ou d'AMP, ou encore dans le cas d'études localisées pour lesquelles une caractérisation générale de la pression de pêche s'avère insuffisante. En comblant le manque de données de pêche dans le cas particulier de la zone

VKP, le chapitre 2 initie une série temporelle qu'il sera primordial de poursuivre, afin d'étudier avec un recul suffisant les modifications à venir de ce socio-écosystème.

Sur la base des résultats de l'article 1 et de la cartographie de la pression de pêche sur la zone VKP (Annexe B), la partie 5.1 a proposé des perspectives de suivi des activités de pêche dans cette zone. Cette partie a souligné l'intérêt d'un suivi des débarquements en complément de campagnes d'enquêtes fondées sur les habitudes de pêches. Elle a également suggéré l'extension de ce type d'étude aux activités de pêche non-embarquée, et notamment la pêche à pied, dans une optique de gestion des usages liés aux ressources marines sur la zone VKP, dans la perspective d'études ciblées sur les écosystèmes intertidaux et les mangroves. L'incertitude liée aux pratiques de pêche illégales et ses conséquences sur les estimations réalisées a aussi été soulignée.

6.2. Analyses des peuplements ichtyologiques en milieu corallien

6.2.1. Analyse spatiale des effets de la pêche en l'absence de données historiques

En vue d'étudier les effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques, il est souhaitable de disposer d'une série chronologique de données sur le long terme. L'étude de séries temporelles représente en effet l'approche la plus rigoureuse, en fournissant un suivi des peuplements et des impacts qu'ils subissent durant les phases d'évolution d'une perturbation : le suivi d'un objet donné au fur et à mesure de son évolution est ainsi plus informatif que la comparaison de deux objets différents à des stades d'évolution distincts (Underwood 1991, Scheiner & Gurevitch 2001). Une telle approche permet d'analyser des tendances sans avoir recours à des modèles et des prédictions (Rochet et al. 2005). En l'absence de série temporelle suffisante, une démarche alternative consiste à privilégier une approche comparative pour étudier l'évolution potentielle des peuplements le long d'un gradient spatial de pression de pêche. Ce type d'approche est courant dans la littérature en vue d'étudier les impacts anthropiques sur les écosystèmes marins, et a parfois été utilisé dans le cas des effets de la pêche en milieu corallien (Pet-Soede et al. 2001, Friedlander & DeMartini 2002, Babcock et al. 2005, Campbell & Pardede 2006). Sa principale difficulté réside dans la prise en compte de l'hétérogénéité spatiale qui se surimpose aux gradients de pêche et influence les niveaux des variables dont on souhaite tester les réponses (Kulbicki et al. 2007). Une caractérisation de l'effet de ces facteurs forçants sur les variables à tester est indispensable (Courrat et al. 2009). A ce titre, les articles 2 et 3 ont permis d'évaluer la variabilité spatiale des peuplements ichtyologiques et d'identifier les principaux facteurs à prendre en compte pour intégrer cette variabilité naturelle. L'article 2 a souligné la structuration des peuplements ichtyologiques de la zone VKP selon une typologie des récifs couplant distance aux passes et géomorphologie récifale. L'article 3 met en relation les modifications

des habitats coralliens à l'échelle des transects et les variations des paramètres quantitatifs des peuplements ichtyologiques *via* l'étude des effets du cyclone Erica. Cette approche, s'appuyant sur l'analyse de travaux antérieurs (Chabanet et al. 1997, Öhman & Rajasuriya 1998, Grober-Dunsmore et al. 2007 & 2008, Wilson et al. 2008b), a justifié la prise en compte du rôle de l'habitat à petite échelle dans la structuration des peuplements ichtyologiques au sein des modèles. Cette intégration s'est concrétisée par l'utilisation d'une variable composite associant la nature générale du substrat (meuble/dur/mixte) et la couverture en coraux vivants, deux éléments essentiels pour les peuplements ichtyologiques récifaux.

Par ailleurs, l'utilisation d'un jeu de données pluriannuel a nécessité la prise en compte de la variabilité temporelle des peuplements considérés. Cette variabilité s'est avérée importante en raison de l'épisode cyclonique survenu en 2003 et ayant engendré des variations conséquentes des peuplements ichtyologiques (article 2) et des habitats coralliens (article 3). La variabilité temporelle est problématique à caractériser en raison de son caractère partiellement stochastique en regard de la structuration spatiale des peuplements qui répond à des critères plus stables (Thompson & Mapstone 2002, Kritzer & Davies 2005). Toutefois, les variations temporelles sont apparues cohérentes entre les différents biotopes, limitant ainsi les risques d'interaction entre variables spatiales et temporelles et facilitant des comparaisons relatives entre observations. De plus, les tests effectués dans la partie 5.2.1 (sélection des années les moins variables entre elles) ont souligné que l'intégration de plusieurs années représente un gain intéressant en vue d'étudier les effets de la pêche sur les peuplements, notamment en multipliant le nombre d'observations prises en compte. Ceci montre que l'utilisation de plusieurs années de données dans le cadre d'une approche utilisant un gradient spatial de perturbation est susceptible de fournir de bons résultats, sous réserve que la variabilité interannuelle soit prise en compte.

De manière générale, l'approche spatiale proposée s'est avérée concluante en permettant d'examiner la réponse de variables décrivant les peuplements ichtyologiques à un gradient de pression de pêche. La prise en compte des facteurs naturels a permis de dissocier les effets de la pêche de la distribution des peuplements. Il pourrait être envisageable de considérer d'autres facteurs naturels forçant potentiellement les variables décrivant les peuplements ichtyologiques, tel que l'hydrodynamisme, les vents dominants, la houle ou la distance à la côte (i.e. d'influence terrigène) (Kulbicki 1997, Grimaud & Kulbicki 1998) afin d'affiner les modèles. On constate toutefois que ce type de paramètre est partiellement inclus dans le descripteur des types de récifs utilisé dans ce travail : la notion de distance aux passes inclut des facteurs d'hydrodynamisme et d'exposition à la houle et aux vents, et la distinction entre récifs intermédiaires et récifs barrières intègre la distance à la côte (article 3) et le degré d'influence océanique/terrigène. Par ailleurs, dans l'éventualité de transects d'observations échantillonnés à des profondeurs variées, la profondeur serait un paramètre important à prendre en compte en tant qu'élément structurant des peuplements observés (Travers et al. 2006).

Si les facteurs à intégrer dans ce type de modèle « pression-ressource » doivent être déterminés selon les caractéristiques des peuplements d'une zone d'étude donnée (Courrat et al. 2009), la démarche proposée apparaît transférable à d'autre cas d'étude.

6.2.2. Conséquences de l'effet de la pêche sur les peuplements ichtyologiques

La sélection des variables examinées en regard de la pression de pêche s'est fondée sur la littérature et l'état des connaissances concernant les pêcheries tempérées où ce type d'approche est développé (Rochet & Trenkel 2003, Ault et al. 2005 , Rice & Rochet 2005, Shin et al. 2005, Sosa-Lopez et al. 2005), et sur la pertinence de ces variables en milieu corallien (Clua et al. 2005). La réponse de certaines de ces variables avait déjà été testée en milieu corallien (McClanahan et al. 1999, Pet-Soede et al. 2001, Friedlander & DeMartini 2002, Miller & Gerstner 2002, Amand et al. 2004), mais ces travaux portaient sur des comparaisons entre zones protégés et non protégées ou des contrastes de pêche importants. En effet, le manque de données de pression de pêche oblige généralement à se baser sur ce type de contraste marqué. La démarche proposée ici présente l'intérêt d'être applicable sur des zones dépourvues de réserves ou de cantonnement, présentant une gamme de pression de pêche faible à moyenne. L'utilisation d'une pression de pêche spatialisée à petite échelle autorise l'étude des effets de la pêche au sein d'une zone restreinte, en parallèle d'une intégration des caractéristiques fine de l'habitat.

La diminution des variables testées en réponse à une pression de pêche croissante est connue (Rochet & Trenkel 2003). Les modèles développés ont permis 1) de valider cette réponse pour la zone VKP en vue de leur utilisation pour un suivi des effets de la pêche 2) de proposer une méthode permettant une bonne détection de ces réponses en milieu corallien pour des niveaux d'exploitation modérés 3) d'étudier les effets de la pêche à petite échelle et non *via* une comparaison entre sites distincts. Ces résultats ont montré que des effets de la pêche sur les variables examinées (densité, biomasse, richesse spécifique, taille moyenne) sont détectables dès de faibles niveaux de pression de pêche, moyennant l'utilisation de modèles intégrant la variabilité naturelle des peuplements. Cette identification de variables répondant de façon précoce à la pêche s'avère intéressante en vue de mettre en place une démarche préventive de surveillance des effets de la pêche, en amont de perturbations à venir.

Par ailleurs, les effets de la pêche ont essentiellement été considérés sous l'angle de paramètres généraux des peuplements et selon les espèces ou familles cibles. Dans un cas de pression de pêche croissante, il est logique d'envisager que les premières espèces à être significativement impactées sont les espèces directement ciblées par la pêche. La perturbation significative d'espèces non ciblées est susceptible d'intervenir dans un second temps pour des niveaux de pêche plus importants, et de manière indirecte *via* des processus écologiques liés à la compétition entre espèces ou à des

phénomènes de cascades trophiques (Jennings & Polunin 1997, Pinnegar et al. 2000, Kaiser & Jennings 2001, Dulvy et al. 2004a, Watson et al. 2009). Pour les niveaux de pêche actuels sur la zone VKP, examiner des variables des peuplements dans leur ensemble, par espèces ou familles cibles, en tant qu'indicateurs de la pression de pêche apparaît pertinent. Pour la gamme de pression de pêche considérée, il semble peu probable que les modifications affectant la portion non-ciblée des peuplements fournissent de meilleurs indicateurs. Dans la zone VKP, les résultats des modèles et les tendances observées ne suggèrent d'ailleurs pas d'effets particuliers de la pression de pêche sur la portion des peuplements non-ciblés (i.e. cohérence entre les tendances des portions cibles et totales des peuplements ichtyologiques). La réponse des Chaetodontidae, connus pour être particulièrement sensibles à une perturbation du milieu (Bouchon-Navaro et al. 1985, Kulbicki et al. 2005c), suggère toutefois l'existence d'impacts sur certaines fractions des peuplements non-cibles. A plus long terme, si la pression de pêche augmente significativement, il pourrait devenir indispensable d'examiner spécifiquement les effets de la pêche sur les populations non ciblées. Ceci permettrait de comprendre les processus écologiques affectés par la pêche et de fournir de nouvelles informations sur l'état de santé des peuplements (McClanahan & Graham 2005, Watson et al. 2009).

6.3. Indicateurs des effets de la pêche sur les peuplements ichtyologiques récifaux

6.3.1. Analyses de tendances indicatrices et points de référence

L'approche spatiale a permis de proposer des variables présentant un potentiel indicateur local en raison 1) d'une réponse significative à un niveau de pression de pêche croissant et 2) d'une capacité de détection de cette réponse adaptée à la gamme de pression de pêche existante. Dans le cadre d'un suivi de l'augmentation de la pression de pêche et de ces effets sur les peuplements ichtyologiques, les tendances suivies par ces variables constitueront autant d'indicateurs de perturbation des peuplements ichtyologiques (cf. 5.2.1.). Toutefois, l'identification de tendances ne permet pas de différencier une situation « satisfaisante » d'une situation « critique » concernant l'état des ressources impactées. Il serait pour cela nécessaire de déterminer des seuils et des valeurs de référence susceptibles d'indiquer les limites entre des états différents. En l'absence de données historiques, la détermination de points de référence peut s'effectuer *via* l'utilisation de modèles et de prédictions, permettant de fixer des seuils propres à un biotope donné. Ce type de démarche par points de référence renforce l'intérêt de l'utilisation d'indicateurs pour la surveillance des effets des perturbations anthropiques et peut permettre l'harmonisation, autour d'une norme commune, entre programmes de suivi ou zones géographiques (*via* une utilisation standardisée des indicateurs et des seuils de référence établis). De telles études ont été réalisées en milieu tempéré (Jennings & Dulvy 2005, Link 2005) en réponse à des

projets de suivi des milieux marins sous influence anthropiques, notamment en Europe *via* la Directive Cadre sur l'Eau (Roset et al. 2007, Coates et al. 2007, Courrat et al. 2009). La détermination de points de référence constitue une démarche complexe et difficile, et les études ayant abouti à des points de référence pertinents sur les effets de la pêche correspondent essentiellement à des approches monospécifique (Hilborn et al. 2002, Piet & Rice 2004). En revanche, il n'existe pas d'indicateurs normés génériques qui soient adaptés à une approche écosystèmique des pêches. À notre connaissance, aucune étude publiée n'a proposé une approche d'indicateurs normés utilisant des points de référence en milieu corallien, excepté Ault et al. 2008 qui abordent cette possibilité concernant les Serranidae à Porto-Rico. Ceci peut être relié à la complexité de ces peuplements, qui rend insatisfaisante toute approche monospécifique, mais également au manque de données sur le long terme et de recul sur les réponses possibles de peuplements ichtyologique à la pêche en milieu corallien (Newton et al. 2007). Dans le cas de la zone VKP, la variabilité interannuelle forte et le manque de séries temporelles longues constituent des obstacles qui ne permettent pas de normer les indicateurs et de fournir des valeurs de référence. La fixation de normes par an n'étant pas satisfaisante, il s'agirait d'écarter le facteur interannuel des modèles puis de valider des normes pour chacune des années de données afin de démontrer leur validité. Cet aspect représente un travail à part entière et comporte le risque que la variabilité interannuelle des variables retenues masque tout diagnostic sur l'effet de la pêche. Ce travail pourrait constituer une perspective importante aux travaux présentés ici, afin d'améliorer les indicateurs potentiels mis en évidence et de standardiser leur utilisation dans le cadre de suivis à long terme. Même si elle pourrait faire l'objet d'améliorations et d'une approche normative dans le futur, l'approche d'analyse des tendances (Rochet et al. 2005) proposée à l'issue de ce travail apparait donc comme appropriée et optimale en l'état actuel des connaissances.

6.3.2. Qualité des indicateurs de tendance et évolution du système suivi

Les sources de perturbation anthropiques autres que la pêche sont généralement faibles dans les régions rurales peu peuplées (Jackson et al. 2001, Pandolfi et al. 2003) telles que la zone VKP. La pêche y constitue la perturbation anthropique majeure des écosystèmes récifaux. La mise en évidence des effets de la pêche vis-à-vis de la structuration des peuplements ichtyologiques a donc été réalisée en tenant compte des seuls facteurs naturels de variabilité spatio-temporelle. Les modèles développés ont permis de dégager des réponses significatives des peuplements à la pêche *via* l'intégration de ces facteurs naturels. Ce contexte pourrait être amené à changer avec le développement de la zone et le renforcement (ou l'apparition) d'autres impacts anthropiques (Martone & Wasson 2008). Ceci pourrait notamment avoir deux conséquences. D'une part, il pourrait s'avérer nécessaire d'intégrer des facteurs supplémentaires de structuration des peuplements ichtyologiques afin d'isoler les effets de la pêche que l'on souhaite suivre, i.e. des facteurs correspondant à l'existence d'un gradient de pression

anthropique autre que la pêche pourraient intervenir au même titre que les facteurs naturels considérés ici. D'autre part, en perturbant les peuplements ichtyologiques, ces nouveaux impacts pourraient altérer leur réponse à la pression de pêche, remettant donc en question la pertinence du système de suivi des effets de cette pression. De manière similaire, l'augmentation à long terme de la pression de pêche sur les ressources et ses conséquences sur l'écosystème pourrait impacter les peuplements étudiés au point que les variables identifiées comme indicateurs deviennent caduques en raison d'un état différent de cette écosystème. La pertinence de certains indicateurs pour une gamme de pression de pêche donnée n'est en effet pas forcément valable pour une pression radicalement différente (Pet-Soede et al. 2001).

De manière similaire, certains phénomènes naturels de grande ampleur (notamment climatiques telles que les phénomènes ENSO, ou météorologiques tels que les cyclones) perturbent les peuplements ichtyologiques récifaux (Chabanet 2002, Halford et al. 2004, Garpe et al. 2006, Graham et al. 2008, article 3). Ces perturbations sont susceptibles d'altérer la réponse des peuplements aux perturbations anthropiques, dont la pêche, faussant ainsi les conclusions quant à leur impact (Nyström et al. 2000, Nyström & Folke 2001). L'occurrence d'un cyclone au cours de la série de donnée existante est apparue comme un inconvénient pour l'analyse des effets de la pêche, en accentuant la variabilité naturelle des peuplements mais il est probable que d'autres phénomènes climatiques de cette importance affectent les peuplements ichtyologiques de la zone d'étude dans les années à venir. L'intégration des conséquences du cyclone et l'amplitude des variations qui en ont résulté ont donc fournit des informations précieuses. Elles ont permis d'appréhender une variabilité naturelle « maximale » pouvant survenir au sein des peuplements ichtyologiques locaux dans l'état actuel du système. Cette variabilité engendre des contraintes fortes en termes d'échantillonnage et de puissance statistique en regard d'une situation "normale" (i.e. hors perturbation majeure), mais elle présente l'avantage de définir un suivi et un plan expérimental adaptés à des événements exceptionnels. En d'autres termes, cette variabilité interannuelle valide l'approche pour une large gamme de perturbations naturelles. Cependant, les effets du cyclone Erica sur les peuplements ichtyologiques et les variations en ayant résulté ont été pris en compte pour un état donné de ces peuplements (i.e. leur état actuel). Les conséquences d'une perturbation naturelle de cette ampleur sur des écosystèmes dégradés pourraient être différentes (Elmqvist et al. 2003, Halford et al 2004, Mumby & Steneck 2008). Ceci rejoint le premier point concernant la validité des résultats présentés ici dans le cas d'un changement important de la structuration des peuplements et d'une altération de la résilience du système (Richmond 1993, Nyström et al. 2000, McClanahan et al. 2002).

En résumé, la pertinence des indicateurs utilisés pourrait être altérée par 1) l'occurrence de nouveaux types d'impacts anthropiques susceptibles de modifier la structure spatiale et/ou temporelle des peuplements suivis ; 2) l'évolution de la nature de l'impact étudié (nouvelle gamme de pression de pêche) ; ou 3) une modification significative des caractéristiques des peuplements ichtyologiques et de leurs réponses à la perturbation dont on souhaite suivre les effets. Ceci souligne que les résultats

présents et les indicateurs qui en ont été proposés correspondent à un état donné de l'écosystème. Il convient d'être conscient que les pistes de suivi proposées sont valables en l'état mais qu'il pourra apparaitre nécessaire de les remettre en cause à long terme. Dans une telle optique, ce type d'étude (incluant caractérisation et étude des réponses) devra être reconduit afin de réévaluer les indicateurs, l'échantillonnage et les fondements du suivi proposé. Cela passerait par une nouvelle validation du potentiel d'indicateur des variables des peuplements disponibles, dans le cas où des modifications structurelles seraient constatées.

Etant donné que l'ampleur des perturbations à venir ne peut être prédite, il est difficile de déterminer quelle sera le pas de temps nécessaire avant de devoir reconduire ce type d'étude. Il faudra suivre l'évolution des perturbations étudiées, de leur impact sur les ressources, et de l'état de l'écosystème récifal pour déterminer la nécessité d'un recalibrage.

L'analyse réalisée constitue un état de référence précieux pour l'étude des conséquences du développement de la zone VKP sur les écosystèmes récifo-lagonaires locaux, en permettant l'établissement d'un « point zéro » des peuplements ichtyologiques, non pas avant un impact par la pêche mais avant des changements radicaux de cet impact. L'utilisation de ce point zéro afin de produire un premier jeu d'indicateurs et de suivis en amont des perturbations attendues apparait justifiée, dans le sens où il fournit des informations et une démarche susceptibles d'améliorer la détection précoce d'un effet de la pêche. En d'autres termes, il apparait préférable de détenir des outils de suivi en amont d'une perturbation (quitte à devoir les réactualiser par la suite) que de les établir une fois les effets de cette perturbation établis en en étudiant les conséquences *a posteriori*.

6.4. Vers un suivi à long terme des peuplements ichtyologiques sous impact de la pêche

6.4.1. Recommandations pour des suivis par UVC

Le suivi à long terme des peuplements récifo-lagonaires sous impact anthropique apparait essentiel à l'amélioration de nos connaissances sur leur fonctionnement et leur dynamique spatio-temporelle. Un tel suivi présente le double intérêt d'analyser la réponse de ces peuplements à un impact donné (ainsi que les processus écologiques sous-jacents) et d'aider à gérer les ressources et leurs usages en alertant sur les perturbations subies par le système (Kremen et al. 1994). Le chapitre 5 a permis d'aboutir à des recommandations concernant la mise en place d'un suivi des peuplements ichtyologiques sur la zone VKP. L'échantillonnage et les indicateurs qu'il conviendra d'utiliser dépendent des objectifs de suivi et des moyens disponibles. Dans le cas de suivis routiniers effectués par des acteurs locaux ou des gestionnaires, l'utilisation d'indicateurs simplifiés fondés sur les familles

de poissons présente un intérêt certain en termes d'effectif d'échantillonnage et d'expertise. Cette simplicité permettra une incrémentation du suivi selon un faible pas de temps et une bonne réactivité vis-à-vis de changements en cours. En revanche, en ne donnant pas d'informations approfondies sur les peuplements impactés, ce type de suivi n'engendre pas un grand pouvoir d'analyse des processus qui sous-tendent ces changements. Il devra donc être accompagné de campagnes scientifiques de type inventaire, visant à caractériser les peuplements de manière détaillée, fournissant des indicateurs complexes des effets de la pression de pêche. Ce type de suivi plut coûteux pourra être incrémenté selon un pas de temps plus espacé. La complémentarité de ces deux approches devrait permettre de disposer d'informations pertinentes en vue prendre des décisions de gestion des ressources ichtyologiques soumises à une exploitation croissante. Une telle démarche permettrait également d'encourager la collaboration entre organismes scientifiques et acteurs locaux en vue de partager les informations et les réflexions nécessaires à la gestion des ressources locales aussi bien qu'à l'étude des processus en cours au sein de l'écosystème récifo-lagonaire. Ce type de rapprochement et d'implication conjointe des différents acteurs de la zone VKP constitue un pré-requis important en vue d'une co-gestion des ressources locales (Kaplan & McCay 2004, Carlsson & Berkes. 2005, Chuenpagdee & Jentoft 2007). De manière opérationnelle, concernant les deux types de suivis, les niveaux de variabilité constatés pour les peuplements ichtyologiques conditionneront les effectifs d'échantillonnage. La stratification de l'échantillonnage selon les types de récifs identifiés et la prise en compte de l'hétérogénéité de l'habitat corallien à petite échelle dans le positionnement des transects permettra de définir un suivi fiable. La définition détaillée de suivis futurs sur la zone VKP dépendra des moyens et des objectifs définis par les acteurs qui en ont la charge. Les propositions formulées dans ce document doivent donc être considérées comme des éléments de base sur lesquels les modalités de suivi pourront être construites.

6.4.2. Méthodes d'observation des peuplements ichtyologiques *in situ*

La variété des biotopes récifo-lagonaires sur la zone VKP et leurs caractéristiques physiques diverses (turbidité, profondeur, accessibilité, influence terrigène/océanique) rendent complexe l'étude des ressources qu'ils abritent (Connell et al. 1998). Dans le cadre de l'étude et du suivi des effets de la pêche, la diversité des espèces cibles des biotopes exploités (mangroves, fonds de lagon, récifs barrière, récifs intermédiaires, récifs frangeants) complexifient également les enjeux d'observation pour un suivi complet et représentatif des peuplements exploités. Cette diversité nécessite d'adapter les méthodologies et les techniques d'observations aux caractéristiques des milieux étudiés. En ce sens, l'utilisation d'une unique méthode d'observation (UVC) pose un problème dans la perspective d'un suivi à long terme sur lequel s'appuiera la gestion des ressources locales. Comme l'a souligné la partie 5.4, les UVC ne fournissent qu'une vision partielle des peuplements ichtyologiques sur la zone

VKP en raison d'une accessibilité sélective aux biotopes présents et de biais inhérents à leur mise en œuvre. Plusieurs études ont évoqué ces problèmes dans le cas de l'étude des effets de la pêche (St John et al. 1990, Jennings & Polunin 1995, Pet-Soede et al. 2001), tout en admettant qu'ils constituent malgré tout l'une des meilleures méthodes pour l'observation et l'échantillonnage de peuplements ichtyologiques en milieu corallien. Les programmes de suivi visent à détecter des différences entre sites ou entre périodes ; elles peuvent s'observer à partir de comparaisons ou de tendances, sans forcément réaliser des mesures absolues des peuplements (Williams et al. 2006). Ceci souligne l'intérêt d'une approche par UVC dans laquelle les sources de variabilité entre les zones échantillonnées et les périodes de suivi sont standardisées *via* une définition stricte du protocole, des points d'observation et des opérateurs effectuant le suivi.

Il peut être utile d'envisager des approches complémentaires d'échantillonnage des peuplements ichtyologiques, en vue d'accéder à des informations supplémentaires à celles fournies par les UVC. Connell et al. (1998) soulignent la nécessité d'adopter une approche multi-protocole pour le suivi des peuplements ichtyologiques sous impact anthropique. Concernant les biotopes accessibles aux observations visuelles, l'utilisation de dispositifs vidéo permet de compenser certains biais des UVC et d'accéder à une portion complémentaire des peuplements (cf. 5.4.). C'est le cas notamment pour certaines espèces/familles cibles dont le comportement est altéré par la présence de plongeurs (ex. Lethrinidae). D'un coût d'échantillonnage (financier, humain et temporel) inférieur aux UVC pour une unité d'observation, les dispositifs vidéo offrent une possibilité d'échantillonnage accrue qui peut s'avérer intéressante dans le cas de suivis routiniers à large couverture spatiale. En termes de biotopes, les dispositifs vidéo permettent d'accéder à des zones plus profondes que les UVC mais se heurtent aux mêmes limites d'observations, liées aux problèmes de visibilité et de turbidité de l'eau. Ainsi, la plupart des biotopes côtiers sous fortes influence terrigène leur restent également inaccessibles (fonds de baies, bordures de mangrove, récifs frangeants). Ces biotopes revêtent pourtant une importance écologique fondamentale au sein des peuplements ichtyologiques récifaux (Thollot 1992, Thollot et al. 1999, Nagelkerken et al. 2002, Mumby et al. 2004) et sont significativement impactés par la pêche dans la zone VKP, notamment du fait d'un usage fréquent de filets (ciblant notamment les Mugilidae). En utilisant exclusivement des données d'UVC, le présent travail s'est penché sur les peuplements récifaux au sens strict afin d'étudier les effets de la pêche sur cette partie des peuplements récifo-lagonaires. Il pourrait être envisagé de tester l'utilisation d'autres méthodes d'évaluation des peuplements ichtyologiques, ciblés sur les autres biotopes lagonaires, telles que les pêches expérimentales ou le suivi des rendements des pêcheurs professionnels et plaisanciers.

6.5. Mise en perspective

Le présent travail a porté sur les peuplements ichtyologiques récifaux de la zone VKP, les effets de la pêche sur ces peuplements et leurs implications en termes de suivi et de gestion. Il répond ainsi au besoin de définir de nouvelles approches d'étude et de suivi des écosystèmes récifaux afin de mieux appréhender l'impact des perturbations naturelles et anthropiques sur ces systèmes (Carpentera & Folke 2006, Mumby & Steneck 2008). La poursuite de l'acquisition de données sur les peuplements ichtyologiques et sur les activités de pêche devra permettre de prolonger ce travail et de contribuer à la gestion des ressources halieutiques.

Plus généralement, les peuplements ichtyologiques ne représentent qu'un compartiment de l'écosystème récifo-lagonaire de la zone VKP. Ce compartiment interagit de manière complexe avec les autres entités biologiques qui composent cet écosystème (zoo- et phytoplancton, invertébrés, peuplements algaux, oiseaux marins, herbiers, mangroves, etc.…) et son évolution face à des perturbations anthropiques ou naturelles sera tributaire des changements qui pourraient survenir à tous les niveaux de l'écosystème (Botsford et al. 1997, Hatcher 1997, Pinnegar et al. 2000). La variété des problématiques et des méthodes d'étude propres aux différents peuplements biologiques nécessite des études dédiées. Néanmoins, dans une optique d'analyse et de gestion des impacts anthropiques sur l'ensemble des ressources marines de la zone VKP, la prise en compte de l'interrelation entre ces différents éléments d'un même écosystème sera indispensable. Ceci souligne la nécessité d'une multidisciplinarité des approches pour l'étude des ressources marine dans cette zone (Lesser 2004, Carpentera & Folke 2006). Dans cet optique, il serait intéressant de pouvoir tester des modèles écosystèmiques (type ECOPATH ; Pauly et al. 2000) afin d'appréhender les conséquences écologiques éventuelles des perturbations à venir sur les ressources halieutiques. Des études complémentaires seront nécessaires pour documenter les différents compartiments de l'écosystème local, mais ce type de travail constituerait une avancée majeure.

Parallèlement, la modification des pratiques de pêche ne sera pas le seul impact anthropique à résulter du développement de la zone VKP et de l'installation du pôle minier. D'autres types d'impact sont attendus, en lien avec la mine (apports terrigènes accrus et conséquences en termes de turbidité, de sédimentation ou d'apports en métaux lourds), l'usine côtière, les infrastructures portuaires et le chenal associés (ruissellement, trafic maritime, entretien du chenal) ou encore l'urbanisation (rejets domestiques, lessivages des sols, etc.). Ces impacts potentiels correspondent à des dimensions spatiales et temporelles variées et à des problématiques différentes. Ils devront faire l'objet d'études et de suivis spécifiques, adaptés à la nature des perturbations et à leur emprise spatio-temporelle, mais leur prise en compte sera nécessaire en vue de décisions pertinentes pour la gestion des ressources locales. En ce sens, la complexité de l'écosystème récifo-lagonaire et la multiplicité des impacts potentiels nécessitent une approche globale du problème, dont le présent travail ne représente qu'un élément.

Enfin, le transfert des résultats scientifiques vers des acteurs non-scientifiques ainsi que la collaboration entre les différents acteurs du socio-écosystème étudié constituent une condition *sine qua non* pour une gestion adaptée et une conservation efficace des écosystèmes (Hughes et al. 2005, Arkema et al. 2006, Ruckelshaus et al. 2008). À son échelle, le présent travail a montré qu'il est possible de concrétiser ce type de dynamique, *via* une collaboration entre scientifiques (IRD, Agrocampus Ouest, CPS), gestionnaires (Province Nord), acteurs locaux (KNS) et usagers. La zone VKP concrétise à la fois un défi de gestion des ressources marines et un cas d'étude exceptionnel pour analyser les effets de changements rapides sur les écosystèmes récifo-lagonaires. Apparemment disjoints, ces deux aspects se rejoignent : l'étude et le suivi de cet écosystème, en permettant une meilleure compréhension des mécanismes impliqués dans son évolution, peuvent fournir des informations importantes pour la pérennisation des biens et des services qu'il fournit aux populations locales.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

A

Adams SM, Greeley MS (2000). Ecotoxicological indicators of water quality: using multi-response indicators to assess the health of aquatic ecosystems. Water, Air, and Soil Pollution 123: 103-115.

Adams SM (2002). Biological indicators of aquatic ecosystem stress: introduction and overview. In: Adams SM (éd) Biological indicators of aquatic ecosystem stress. American Fisheries Society. Bethesda.

Adams T (1998). The interface between traditional and modern methods of fishery management in the Pacific Islands. Ocean Coastal Management 40: 127-142.

Adjeroud M, Letourneur Y, Porcher M., Salvat B (1998). Factors influencing spatial distribution of fish communities on a fringing reef at Mauritius, S.W. Indian Ocean. Environmental Biology of Fishes 53: 169-182.

Adjeroud M, Augustin D, Galzin R, Salvat B (2002). Natural disturbances and inter annual variability of coral reef communities on the outer slope of Tiahura (Moorea, French Polynesia): 1991 to 1997. Marine Ecology Progress Series 237: 121-131.

Ainsworth CH, Pitcher TJ (2005). Estimating illegal, unreported and unregulated catch in British Columbia's marine fisheries. Fisheries Research 75: 40-55.

Amand M, Pelletier D, Ferraris J, Kulbicki M (2004). A step forward the definition of ecological indicators of the impact of fishing on the fish assemblages of the Aboré reef reserve (New Caledonia). Aquatic Living Resources 17: 139-149.

Amesbury SS (1981). Effects of turbidity on shallow water reef fish assemblages in Truk, Eastern Caroline Islands. Proceedings of the 4th International Coral Reef Symposium 6: 491-496.

Andréfouët S, Torres-Pulliza D (2004). Atlas des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie, IFRECOR Nouvelle-Calédonie.

Andrew NL, Mapstone BD (1987). Sampling and the description of spatial pattern in marine ecology. Annual Review of Oceanographical Marine Biology 25: 39-90.

Andrews C (2006). The ornamental fish trade and fish conservation 2006. Journal of Fish Biology 37: 53-59.

Arfi R, Guiral D, Bouvy M (1993). Wind Induced Resuspension in a Shallow Tropical Lagoon. Estuarine, Coastal and Shelf Science 36: 587-604.

Arkema KK, Abramson SC, Dewsbury BM (2006). Marine ecosystem-based management: from characterization to implementation. Frontiers in Ecology and the Environment 4(10): 525-532.

Ashworth JS, Ormond RFG (2005). Effects of fishing pressure and trophic group on abundance and spillover across boundaries of a no-take zone. Biology and Conservation 121: 333–344.

Aswani S (1999). Common property models of sea tenure: a case study from the Roviana and Vonavona Lagoons, New Georgia, Solomon Islands. Human Ecology. 27: 417-453.

Aswani S (2002). Assessing the effects of changing demographics and consumption patterns on sea tenure regimes in the Roviana Lagoon, Solomon Islands. Ambio 31: 272-284.

Aswani S (2005). Customary sea tenure in Oceania as a case of right-based fishery management: Does it work? Reviews in Fish Biology and Fisheries 15: 285-307.

Aswani S, Albert S, Sabetian A, Furusawa T (2007). Customary management as precautionary and adaptive principles for protecting coral reefs in Oceania. Coral Reefs 26: 1009-1021.

Augustin D, Galzin R, Legendre P, Salvat B (1997). Variation interannuelle des peuplements récifaux du récif-barrière de Tiahura (Ile de Moorea, Polynésie Française). Oceanologica acta 20: 743-756.

Ault JS, Johnson CR (1998). Spatially and temporally predictable fish communities on coral reefs. Ecological Monographs 68(1): 25-50.

Ault JS, Smith SG, Bohnsack JA (2005). Evaluation of average length as an estimator of exploitation status for the Florida coral-reef fish community. ICES Journal of Marine Science 62: 417-423.

Ault JS, Smith SG, Luo J, Monaco ME, Appeldoorn RS (2008). Length-based assessment of sustainability benchmarks for coral reef fishes in Puerto Rico. Environmental Conservation 35 (3): 221-231.

B

Babcock EA, Pikitch EK, McAllister MK, Apostolaki P, Santora C (2005). A perspective on the use of spatialized indicators for ecosystem-based fishery management through spatial zoning. ICES Journal of Marine Science 62: 469-476.

Backhurst MK, Cole RG (2000). Biological impacts of boating at Kawau Island, northeastern New Zealand. Journal of Environemenyal Managment 60: 239-251.

Barrett N, Buxton CD (2002). Examining underwater visual census techniques for the assessment of population structure and biodiversity in temperate coastal marine protected areas. Tasmanian Aquaculture and Fisheries Institute: Technical Report Series 11: 1-114.

Basset A, Abbiati M (2004). Challenges to transitional water monitoring: ecological descriptors and scales. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 14: S1–S3.

Bausell R, Li Y (2002). Power analysis for experimental research: A practical guide for the biological, medical and social sciences. Cambridge University Press, Cambridge.

Begg GA, Hare JA, Sheehan DD (1999). The role of life history parameters as indicators of stock structure. Fisheries Research 43: 141-163.

Begg GA, Marteinsdottir G (2003). Spatial partitioning of relative fishing mortality and spawning stock biomass of Icelandic cod. Fisheries Research 59: 343-362.

Bell JD, Craik GJS, Pollard DA, Russell BC (1985). Estimating length frequency distributions of large reef fish underwater. Coral Reefs 4: 41-44.

Bellwood DR, Hughes TP, Folke C, Nyström M (2004). Confronting the coral reef crisis. Nature 429: 827-833.

Bellwood DR, Hughes TP (2001). Regional-scale assembly rules and biodiversity of coral reefs. Science 292: 1532-1534.

Bengtsson J (1998). Which species? What kind of diversity? Which ecosystem function? Some problems in studies of relations between biodiversity and ecosystem function. Applied Soil Ecology 10: 191-199.

Bennett E, Neiland A, Anang E, Bannerman P, Rahman AA, Huq S, Bhuiya S, Dayd M, Fulford-Gardiner M, Clerveaux W (2001). Towards a better understanding of conflict management in tropical fisheries: evidence from Ghana, Bangladesh and the Caribbean. Marine Policy 25: 365-376.

Bianchi G, Gislason H, Graham K, Hill L, Jin X, Koranteng K, Manickchand-Heileman S, Payá I, Sainsbury K, Sanchez F, Zwanenburg K (2000). Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities ICES Journal of Marine Science 57(3): 558-571.

Birkeland C (1996). Live and death of coral reefs. Chapman and Hall Editions, London.

Blaber SJM, Brewer DT, Milton DA, Merta GS, Efizon D, Fry G, van der Velde, T (1999). The Life History of the Protandrous Tropical Shad Tenualosa macrura (Alosinae, Clupeidae): Fishery Implications. Estuarine, Coastal and Shelf Science 49: 689-701.

Borja A, Franco J, Valencia V, Bald J, Muxika I, Belzunce MJ, Solaun O (2004). Implementation of the European Water Framework Directive from the Basque country (Northern Spain): a methodological approach. Marine Pollution Bulletin 48: 209-218.

Borja A, Galparsoro I, Solaun O, Muxika I, Tello EM, Uriarte A, Valencia V (2006). The European water framework directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve a good ecological status. Estuarine, coastal and shelf science 66: 84-96.

Botsford LW, Castilla JC, Peterson CH (1997). The management of Fisheries and Marine Ecosystems. Science 227(5325): 509-515.

Bouchet P, Lozouet P, Maestrati P, Heros V (2002). Assessing the magnitude of species richness in tropical marine environments: exceptionally high numbers of molluscs at a New Caledonia site. Biological Journal of the Linnean Society 75: 421-436.

Bouchon-Navaro Y, Bouchon C, Harmelin-Vivien M (1985). Impact of coral degradation on chaetodontid fish assemblage (Moorea, French Polynesia). Proceedings of the 5th International Coral Reef Symposium 5: 427-32.

Bozec YM, Ferraris J, Gascuel D, Kulbicki M (2003). The trophic structure of coral reef fish assemblages : "trophic spectra" as indicators of human disturbances. Journal de la Recherche Océanographique 28: 15-20.

Bozec YM, Doledec S, Kulbicki M (2005a). An analysis of fish-habitat associations on disturbed coral reefs: chaetodontid fishes in New Caledonia. Journal of Fish Biology 66: 966-982.

Bozec YM, Kulbicki M, Chassot E, Gascuel D (2005b). Trophic signature of coral reef fish assemblages: towards a potential indicator of ecosystem disturbance. Aquat. Living Resource 18: 103-109.

Breau L (2003). Etude de la bioaccumulation des métaux dans quelques espèces marines tropicales: recherche de bioindicateurs de contamination et application à la surveillance de l'environnement côtier dans le lagon sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie. Thèse de doctorat, Université de La Rochelle.

Breine JJ, Maes J, Quataert P, Van den Bergh E, Simoens I, Van Thuyne G, Belpaire C (2007). A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium). Hydrobiologia 575: 141–159.

Brewer TD, Cinner JE, Green A, Pandolfi JM (2009). Thresholds and multiple scale interaction of environment, resource use, and market proximity on reef fishery resources in the Solomon Islands. Biological Conservation 142(8): 1797-1807.

Brock JC, Wright CW, Clayton TD, Nayegandhi A (2004). LIDAR optical rugosity of coral reefs in Biscayne National Park, Florida. Coral Reefs 23(1): 48-59.

Brock VE (1954). A preliminary report on a method of estimating reef fish populations, Journal of Wildlife Management 18: 297-308.
Brown BE, Dunne RP (1988). The environmental impact of coral mining on coral reefs in the Maldives. Environmental Conservation 15(22): 159-165.
Brown SM (1992). Cognitive mapping and repertory grids for qualitative survey. Research: some comparative observations. Journal of Management Studies, 29 (3): 287-307.
Bruno JF, Selig ER, Casey KS, Page CA, Willis BL, Harvell CD, Sweatman H, Melendy AM (2007). Thermal Stress and Coral Cover as Drivers of Coral Disease Outbreaks. PLoS Biology 5(6): e124.
Bruno JF, Sweatman H, Precht WF, Selig ER, Schutte VGW (2009). Assessing evidence of phase shifts from coral to macroalgal dominance on coral reefs. Ecology 90(6): 1478-1484.
Bryant EC, Hartley HO, Jessen RJ (1960). Design and estimation in two-way stratification. Journal of the American Statistical Association 55(289): 105-124.
Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers DL, Thomas L (2001). Introduction to distance sampling. Estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford.
Buxton CD (1993). Life-history changes in exploited reef fishes on the east coast of South Africa. Environmental Biology of Fishes 36: 47-63.
Buxton CD, Smale MJ (1989). Abundance and distribution patterns of three temperate marine reef fish (Teleostei: Sparidae) in exploited and unexploited areas off the southern Cape coast. Journal of Applied Ecology 26: 441-451.

C

Caddy JF, Griffiths CR (1995). Living marine resources and their sustainable development: some environmental and institutional perspectives. FAO Fisheries Technical Paper 353.
Caley MJ, Carr MH, Hixon MA, Hughes TP, Jones GP, Menge BA (1997). Recruitment and the local dynamics of open marine populations. Annual Review of Ecology and Systematics 27: 447-500.
Campbell SJ, Pardede ST (2006). Reef fish structure and cascading effects in response to artisanal fishing pressure. Fisheries Research 79: 75–83.
Cappo M, Brown IW (1996). Evaluation of Sampling Methods for Reef Fish Populations of Commercial and Recreational Interest. CRC Reef Research Centre, Townsville, Queensland, Australia.
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-reef areas of the Great Barrier Reef Marine Park. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 302: 123–152.
Carlsson L, F Berkes (2005). Co-management: Concepts and methodological implications. Journal of Environmental Management 75: 65–76.
Carpentera SR, Folke C (2006). Ecology for transformation. Trends in Ecology & Evolution 21(6): 309-315.
Castro-Ortiz JL, Lluch-Belda D (2007). Low frequency variability of fishing resources, climate, and ocean. Fisheries Research 85: 186-196.
Chabanet P (2002). Coral reef fish communities of Mayotte (western Indian Ocean) two years after the impact of the 1998 bleaching event. Marine and Freshwater Research 53: 107-113.
Chabanet P, Ralambondrainy H, Amanieu M, Faure G, Galzin R (1997). Relationship between coral reef substrata and fish. Coral Reefs 16 : 93-102.
Chabanet P, Guillemot N, Kulbicki M, Vigliola L, Sarramégna S (2009). Baseline study of the spatio-temporal patterns of reef fish communities prior to a major mining project in New Caledonia (South Pacific). Marine Pollution Bulletin 'in press'.
Chateau O, Wantiez L (2005). Comparison of coral reef fish communities between two fished and one protected reefs in New Caledonia South Lagoon Marine Park. Cybium 29(2), 159-174.
Cheal AJ, Coleman G, Delean S, Miller I, Osborne K, Sweatman H (2002). Responses of coral and fish assemblages to a severe but short-lived tropical cyclone on the Great Barrier Reef, Australia. Coral Reefs 21: 131-142.
Chessel D, Dufour AB, Thioulouse J. (2004). The ade4 package-I- One-table methods. R News 4: 5-10.
Chuenpagdee R, Jentoft S (2007). Step zero for fisheries co-management: What precedes implementation. Marine Policy 31(6): 657-668.
Cinner JE (2005). Socioeconomic factors influencing customary marine tenure in the Indo-Pacific. Ecology and Society 10(36) [online].
Cinner JE (2007). Designing marine reserves to reflect local socioeconomic conditions: lessons from long-enduring customary management systems. Coral Reefs 26: 1035-1045.
Cinner JE, McClanahan TR (2006). Socioeconomic factors that lead to overfishing in small-scale coral reef fisheries of Papua New Guinea. Environmental Conservation 33(1): 73-80.
Cinner JE, Marnane MJ, McClanahan TR, Almany GR (2006). Periodic closures as adaptative coral reef management in the Indo-Pacific. Ecology and Society 11(1) [online].

Cinner JE, Sutton SG, Bond TG (2007). Socioeconomic thresholds that affect use of customary fisheries management tools. Conservation Biology 21(6): 1603-1611.
Cinner JE, McClanahan TR, Daw TM, Graham NAJ, Maina J, Wilson SK, Hughes TP (2009). Linking Social and Ecological Systems to Sustain Coral Reef Fisheries. Current Biology 19: 206-212.
Clua E, Beliae B, Chauvet C, David G, Ferraris J, Kronen M, Kulbicki M, Labrosse P, Letourneur Y, Pelletier D, Thébaud O, Léopold M (2005). Towards multidisciplinary indicator dashboards for coral reef fisheries management. Aquatic Living Resources 18: 199-213.
Clua E, Legendre P, Vigliola L, Magron F, Kulbicki M, Sarramégna S, Labrosse P, Galzin R (2006). Medium scale approach (MSA) for improved assessment of coral reef fish habitat. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 333: 219-230.
Coates S, Waugh A, Anwar A, Robson M (2007). Efficacy of a multi-metric fish index as an analysis tool for the transitional fish component of the Water Framework Directive, Marine Pollution Bulletin 55: 25–240.
Cohen J (1988). Statistical power analysis for the behavioral sciences (2nd edition). Hillsdale, NJ: Lawrence Earlbaum Associates.
Coles SL, Eldredge LG (2002). Non-indigenous Species Introductions on Coral Reefs: A Need for Information. Pacific Science 56(2): 191-209.
Conand C (1987). Exploitation des holothuries : historique en Nouvelle-Calédonie et marché mondial. Bulletin de la Société de Sciences Naturelle de l'Ouest de la France Hors-Série : 169-173.
Connell JH (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science 199: 1302-1310.
Connell JH (1997). Disturbance and recovery of coral assemblages. Coral Reefs 16(Suppl.): S101-S113.
Connell JH, Sousa WP (1983). On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. American Naturalist 121(6): 789-824.
Connell JH, Hughes TP, Wallace CC (1997). A 30-year study of coral abundance, recruitement, and disturbance at several scales in space and time. Ecological Monographs 67: 461-488.
Connell SD, Kingsford MJ (1998). Spatial, temporal and habitat-related variation inthe abundance of large predatory fish at One Tree Reef, Australia. Coral Reefs 17: 49-57.
Connell SD, Samoilys MA, Lincoln Smith MR, Leqata J (1998). Comparisons of abundance of coral-reef fish: Catch and effort surveys *vs.* visual census. Australian Journal of Ecology 23: 579-586.
Cooke SJ, Cowx IG (2004). The role of recreational fishing in the global fish crises. BioScience 54: 857-859.
Costa MJ, Elliott M (1991). Fish usage and feeding in two industrialised estuaries - the Tagus, Portugal, and the Forth, Scotland. In: Elliott M, Ducrotoy JP (eds) Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons. Olsen & Olsen, Fredensborg.
Courrat A, Lobry J, Nicolas D, Laffargue P, Amara R, Lepage M, Girardin M, Le Pape O (2009). Anthropogenic disturbance on nursery function of estuarine areas for marine species. Estuarine, Coastal and Shelf Science 81: 179–190.
Craig P, Green A, Tuilagi F (2008). Subsistence harvest of coral reef resources in the outer islands of American Samoa: modern, historic and prehistoric catches. Fisheries Resource 89: 230-240.
Crosby MP, Reese ES (1996). A Manual for Monitoring Coral Reefs with Indicator Species: Butterfly fishes as Indicators of Change on Indo-Pacific Reefs. Office of Ocean and Coastal Resource Management, NOAA, Silver Spring.
Cury PM, Christensen V (2005). Quantitative ecosystem indicators for fisheries management: introduction. ICES Journal of Marine Science 62: 307-310.
Cury PM, Shannon LJ, Roux JP, Daskalov GM, Jarre A, Moloney CL, Pauly D (2005). Trophodynamic indicators for an ecosystem approach to fisheries. ICES Journal of Marine Science 62 : 430-442.

D

Dagnelie P (1975). Théorie et méthodes statistiques vol. 2. Les Presses Agronomiques de Gambloux (éd.), France.
Dale VH, Beyeler SC (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators. Ecological Indicators 1: 3-10.
Dalzell P (1996). Catch rates, selectivity and yields of reef fishing. In: Polunin NVC, Roberts CM (eds). Reef Fisheries. Chapman & Hall, London.
Dalzell P, Adams T (1996). Sustainability and management of reef fisheries in the Pacific islands. Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium 2: 2027–2032.
Dalzell P, Adams TJH, Polunin NVC (1996). Coastal fisheries in the Pacific Islands. Oceanography and Marine Biology An Annual Review 34: 395-531.
Danielsen F, Burgess ND, Balmford A (2005). Monitoring matters: examining the potential of locally based approaches. Biodiversity Conservation 14: 2507-2542.

Danielsen F, Mendoza MM, Tagtag A, Alviola PA, Balete DS, Jensen AE, Enghoff M, Poulsen MK (2007). Increasing Conservation Management Action by Involving Local People in Natural Resource Monitoring. AMBIO 36(7): 566-570.
Darwall WRT, Dulvy NK (1996). An evaluation of the suitability of non-specialist volunteer researchers for coral reef fish surveys. Mafia Island, Tanzania – A case study. Biological Conservation 78: 223-231.
Dayton PK, Thrush SF, Agardy MT, Hofman RJ (2006). Environmental effects of marine fishing. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 5(3): 205-232.
Degnbol P (2005). Indicators as a means of communicating knowledge. ICES Journal of Marine Science 62: 605-611.
Dixon JA, Fallon Scura L, Van't Hof T (1995). Ecology and microeconomics as "joint products": the Bonaire Marine Park in the Caribbean. In: Biodiversity Conservation, Perrings CA (éd.), Amsterdam, Netherlands.
Doherty P (1991). Spatial and temporal patterns in recruitment. In: Sale PF (éd) The ecology of fishes on coral reefs. Academic Press Inc., New York.
Doherty PJ, Fowler AJ (1994). Demographic consequences of variable recruitment to coral reef fish populations: a congeneric comparison of two damselfishes. Bulletin of Marine Science 54: 297-313.
Dollar SJ (1982). Wave stress and coral community structure in Hawaii. Coral Reefs 1:71–81.
Dollar SJ, Tribble GW (1993). Recurrent storm disturbance and recovery: a long-term study of coral communities in Hawaii. Coral Reefs 12(3-4): 223-233.
Done TJ (1999). Coral Community Adaptability to Environmental Change at the Scales of Regions, Reefs and Reef Zones. American Zoologist 39(1): 66-79.
Done TJ (2004). Phase shifts in coral reef communities and their ecological significance. Hydrobiologia 247(1-3): 121-132.
Done TJ, Ogden JC, Wiebe WJ, Rosen RB (1996). Biodiversity and ecosystem function of coral reefs. In: Mooney HA, Cusman JH, Medina E, Sala OE, Schulze ED (eds) Functional roles of biodiversity: global perspectives. Wiley & Sons Ltd, London.
Douillet P (1998). Tidal dynamics of the south-west lagoon of New Caledonia: observations and 2D numerical modelling. Oceanologica Acta 21: 69–79.
Dray S, Dufour AB (2007). The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. Journal of Statistical Software 22(4): 1-20.
Dubinsky Z, Stambler N (2006). Marine pollution and coral reefs. Global Change Biology 2(6): 511-526.
Dulvy NK, Freckleton RP, Polunin NVC (2004a). Coral reef cascades and the indirect effects of predator removal by exploitation. Ecology Letters 7: 410–416.
Dulvy NK, Ellis JR, Goodwin NB, Grant A, Reynolds JD, Jennings S (2004b). Methods of assessing extinction risk in marine fishes. Fish and Fisheries 5: 255-276.
Dulvy NK, Sadovy Y, Reynolds JD (2003). Extinction vulnerability in marine populations. Fish and Fisheries 4: 25-64.
Dulvy NK, Freckleton RP, Polunin NVC (2004). Coral reef cascades and the indirect effects of predator removal by exploitation. Ecological Letters 7: 410-416.
Dumas P, Léopold M (2009). Ecologie et exploitation du crabe de palétuvier en Nouvelle-Calédonie. Rapport d'opération ZONECO 2007.

E

Eden C (1980). Modelling cognition in complex decision problems. Journal of interdisciplinary Modelling and Simulation, 3 (2): 119-144.
Elmqvist T, Folke C, Nyström M, Peterson G, Bengtsson J, Walker B, Norberg J (2003). Response diversity, ecosystem change, and resilience. Frontier in Ecology and Environment 1: 488-494.
Emslie MJ, Cheal AJ, Sweatman H, Delean S (2008). Recovery from disturbance of coral and reef fish communities on the Great Barrier Reef, Australia. Marine Ecology Progress Series 371: 177-190.
English S, Wilkinson C, Baker V (1994). Survey Manual for Tropical Marine Resources. ASEAN-Australia Marine Science Project, Living Coastal Resources Project.
Escofier B, Pagès J (1998). Analyses Factorielles Simples et Multiples. Dunod, Paris.

F

Fabricius KE (2004). Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. Marine Polltion Bulletin 50(2): 125-146.

Fabricius KE (2005). Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. Marine Pollution Bulletin 50(2): 125-146.
Fabricius KE, Dommisse M (2000). Depletion of suspended particulate matter over coastal reef communities dominated by zooxanthellate soft corals. Marine Ecology Progress Series 196: 157–167.
Fairweather PG (1991). Statistical Power and Design Requirements for Environmental Monitoring. Australian Journal of Marine Freshwater Research 42: 555-567.
FAO (1999). Indicators for sustainable development of marine capture fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries 8, Rome.
FAO (2003). Fisheries management 2. The ecosystem approach to fisheries, Rome.
FAO (2006). The state of world fisheries and aquaculture. Food and Agriculture Organization, Rome.
Feary DA, Almany GR, McCormick MI, Jones GP (2007). Habitat choice, recruitment and the response of coral reef fishes to coral degradation. Oecologia 153: 727-737.
Fenner DP (1991). Effects of Hurricane Gilbert on coral reefs, fishes and sponges at Cozumel, Mexico. Bulletin of Marine Sciences 48(3): 719-730.
Floeter SR, Halpern BS, Ferreira CEL (2006). Effects of fishing and protection on Brazilian reef fishes. Biological conservation 128: 391-402.
Fong P, Lirman D (1995). Hurricanes cause population expansion of the branching coral Acropora palmata (Scleractinia): wound healing and growth patterns of asexual recruits. Marine Ecology 16:317-335.
Fonseca CR, Ganade G (2001). Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. Journal of Ecology 89: 118-125.
Fricke R, Kulbicki M (2007). Checklist of the shore fishes of New Caledonia. In: IRD (éd.), Compendium of marine species from New Caledonia. Documents Scientifiques et Techniques II(7): 313-357.
Frid CLJ, Harwood KG, Hall SJ, Hall JA (2000). Long-term changes in the benthic communities on North Sea fishing grounds. ICES Journal of Marine Science 57: 1303-1309.
Friedlander AM, Parrish JD (1998). Habitat characteristics affecting fish assemblages on a Hawaiian coral reef. Journal of Experimental Biology and Ecology 222(1): 1-30.
Friedlander AM, DeMartini EE (2002). Contrasts in density, size, and biomass of reef fishes between the northwestern and the main Hawaiian islands: the effects of fishing down apex predators. Marine Ecology Progress Series 230: 253-264.
Friedlander AM, Brown EK, Jokiel PL, Smith WR, Rodgers KS (2004). Effects of habitat, wave exposure, and marine protected area status on coral reef fish assemblages in the Hawaiian archipelago. Coral Reefs 22(3): 291-305.
Froese R, Pauly D (1997). FishBase 97: concepts, design and data sources. ICLARM (éd.), Manila.
Fromentin JM, Fonteneau A (2001). Fishing effects and life history traits: a case study comparing tropical versus temperate tunas. Fisheries Research 53: 133-150.
Fuiman LA, Werner RG (eds) (2002). Fishery Science: the Unique Contribution of Early Life Stages. Blackwell Publishing, Oxford.
Fulton EA, Smith ADM, Punt AE (2005). Which ecological indicators can robustly detect effects of fishing? ICES Journal of Marine Science 62: 540-551.

G

Galzin R (1987a). Structure of fish communities of French Polynesian coral reefs. I. Spatial scales. Marine Ecology Progress Series 41: 129-136.
Galzin R (1987b). Structure of fish communities of French Polynesian coral reefs. II. Temporal scales. Marine Ecology Progress Series 41: 137-145.
Garcia SM, Cochrane KL (2005). Ecosystem approach to fisheries: a review of implementation guidelines. ICES Journal of Marine Science 62: 311-318.
Gardner TA, Côté IM, Gill JA, Grant A, Watkinson AR (2003). Long-term region-wide declines in Caribbean corals. Science 301: 258-260.
Garpe KC, Yahya SAS, Lindahl U, Öhman MC (2006). Long-term effects of the 1998 coral bleaching event on reef fish assemblages. Marine Ecology Progress Series 315: 237-247.
Gascuel D, Bozec YM, Chassot E, Colomb A, Laurans M (2005). The trophic spectrum: theory and application as an ecosystem indicator. ICES Journal of Marine Science 62: 443-452.
Gerritsen HD, Amstrong MJ, Allen M, McCurdy WJ, Peel JAD (2003). Variability in maturity and growth in a heavily exploited stock: whiting (Merlangius merlangus L.) in the Irish Sea. Journal of Sea Research 49: 69-82.
Gislason H, Rice J (1998). Modelling the response of size and diversity spectra of fish assemblages to changes in exploitation. ICES Journal of Marine Science 55: 362-370.
Glynn PW (2004). Coral reef bleaching: ecological perspectives. Coral Reefs 12(1): 1-17.

Glynn PW, Lirman D, Baker AC (1998). First documented hurricane strikes on eastern Pacific coral reefs reveal only slight damage. Coral Reefs 17: 361.
Goodsell PJ, Underwood AJ, Chapman MG (2009). Evidence necessary for taxa to be reliable indicators of environmental conditions or impacts. Marine Pollution Bulletin 58(3): 323-331.
Graham NAJ, Dulvy NK, Jennings S, Polunin NVC (2005). Size-spectra as indicators of the effects of fishing on coral reef fish assemblages. Coral Reefs 24: 118-124.
Graham NAJ, Wilson SK, Jennings S, Polunin NVC, Bijoux JP, Robinson J (2006). Dynamic fragility of oceanic coral reef ecosystems. Proceedings of the National Academy of Sciences USA 103(22): 8425-8429.
Graham N, McClanahan T, Mc Neil A, Wilson SK, Polunin N, Jennings S, Chabanet P, Clark S, Spalding M, Letourneur Y, Bigot L, Galzin R, Öhman M, Garpe K, Edwards AJ, Sheppard CRC (2008). Climate warning and the ocean-scale integrity of coral reef ecosystem. PLoS One Journal 3(8) e3039: 1-9.
Gratwicke B, Speight MR (2005). The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. Journal of Fish Biology 66: 650-667.
Green RH (1979). Sampling design and statistical methods for environmental biologists. Wiley-Interscience, Toronto.
Greenstreet SPR, Spence FB, Shanks AM, McMillan JA (1999). Fishing effects in northeast Atlantic shelf seas : patterns in fishing effort, diversity and community structure. V. Changes in structure of the North Sea groundfish species assemblage between 1925 and 1996. Fisheries Research 40: 153-183.
Greenwood JJC (1996). Chapter 2: Basic techniques. In: Sutherland WJ (ed) Ecological census techniques: A handbook. Cambridge University Press, Cambridge.
Grigg RW, Dollar SJ (1998). Natural and anthropogenic disturbance on coral reefs. In: Dubinsky Z (ed) Coral Reefs. Elsevier, Amsterdam.
Grigg RW (1994). Effects of sewage discharge, fishing pressure and habitat complexity on coral ecosystems and reef fishes in Hawaii. Marine Ecology Progress Series 103: 25-34.
Grimaud J, Kulbicki M (1998). Influence de la distance à l'océan sur les peuplements ichtyologiques des récifs frangeants de Nouvelle-Calédonie. Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series III - Sciences de la Vie 321(11): 923-931.
Grober-Dunsmore R, Frazer TK, Lindberg WJ, Beets J (2007). Reef fish habitat relationships in a Caribbean seascape: the importance of reef context. Coral Reefs 26 : 201–216.
Grober-Dunsmore R, Frazer TK, Beets J Lindberg WJ, Zwick P, Funicelli NA (2008). Influence of landscape structure on reef fish assemblages. Landscape Ecology 23: 37-53.
Guillemot N (2005). Analyse des peuplements de poissons récifaux dans la zone de Koné (Nouvelle Calédonie) et optimisation du plan d'échantillonnage pour le suivi d'un impact anthropique sur les ressources halieutiques. DAA Halieutique, Agrocampus Rennes.
Guillemot N, Leopold M, Cuif M, Chabanet P (2009). Characterization and management of informal fisheries confronted with socio-economic changes in New Caledonia (South Pacific). Fisheries Research 98(1-3): 51-61.

H

Haggarty DR, King JR (2006). CPUE as an index of relative abundance for nearshore reef fishes. Fisheries Research 81: 89-93.
Halford A, Cheal AJ, Ryan D, Williams DMcB (2004). Resilience to large-scale disturbance in coral and fish assemblages on the Great Barrier Reef. Ecology 85: 1892-1905.
Hall SJ, Mainprize B (2004). Towards ecosystem-based fisheries management. Fish and Fisheries 5: 1–20.
Hannesson R (2007). Geographical distribution of fish catches and temperature variations in the northeast Atlantic since 1945. Marine Policy 31: 32-39.
Harmelin-Vivien ML, (1992). Impact des activités humaines sur les peuplements ichtyologiques des récifs coralliens de Polynésie française. Cybium 16 : 279-289.
Harmelin-Vivien ML (1994). The effects of storms and cyclones on coral reefs: a review. Journal of Coastal Research (Special Issue) 12: 211-231.
Harmelin-Vivien ML, Bouchon-Navaro Y (1983). Feeding diets and significance of coral feeding among Chaetodontid fishes in Moorea (French Polynesia). Coral reefs 2: 119-127.
Harmelin-Vivien ML, Harmelin JG, Chauvet C, Duval C, Galzin R, Lejeune P, Barnabé G, Blanc F, Chevalier R, Duclerc J, Lasserre G (1985). Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons : méthodes et problèmes. Revue Ecologie Terre Vie 40: 467-539.
Harriott VJ (2002). Marine tourism impacts and their management on the Great Barrier Reef. CRC Reef Research Centre Technical Report No 46. CRC Reef Research Centre, Townsville.

Harriot VJ, Davis D, Banks SA (1997). Recreational diving and its impact in marine protected areas in eastern Australia. Ambio 26: 173-179.
Harvey ES, Shortis MR (1996). A system for stereo-video measurement of subtidal organisms. Marine Technology Society Journal 29: 10–22.
Harvey E, Fletcher D, Shortis M (2001). A comparison of the precision and accuracy of estimates of reef-fish lengths determined visually by divers with estimates produced by stereo-video system. Fishery Bulletin 99: 63-71.
Harvey ES, Fletcher D, Shortis MR, Kendrick GA (2004). A comparison of underwater visual distance estimates made by SCUBA divers and a stereo-video system: implications for underwater visual census of reef fish abundance. Marine Freshwater Research 55: 573–580.
Harvey ES, Cappo M, Butler J, Hall N, Kendrick GA (2007). Bait attraction affects the performance of remote underwater video stations in assessment of demersal fish community structure Marine Ecology Progress Series 350: 245-254.
Hatcher BG (1988). Coral reef primary productivity: A beggar's banquet. Trends in Ecology & Evolution 3(5): 106-111.
Hatcher BG (1990). Coral reef primary productivity: A hierarchy of pattern and process. Trends in Ecology & Evolution 5(5): 149-155.
Hatcher BG (1997). Coral reef ecosystems: how much greater is the whole than the sum of the parts? Coral Reefs 16 : 77–91.
Hauge KH, Olsen E, Heldal HE, Skjoldal HR (2005). A framework for making qualities of indicators transparent. ICES Journal of Marine Science 62: 552-557.
Hawkins JP, Roberts CM (1994). The Growth of Coastal Tourism in the Red Sea: Present and Future Effects on Coral Reefs. Ambio 23(8): 503-508.
Hédouin L, Metian M, Teyssié J-L, Fowler SW, Fichez R, Warnau M (2006). Allometric relationships in the bioconcentration of heavy metals by the edible tropical clam Gafrarium tumidum. Science of the Total Environment 366: 154-163.
Hédouin L, Pringault O, Metian M, Bustamante P, Warnau M (2007). Nickel bioaccumulation in bivalves from the New Caledonia lagoon: Seawater and food exposure. Chemosphere 66(9): 1449-1457.
Heupela MR, Williams AJ, Welch DJ, Ballagh A, Mapstone BD, Carlos G, Davies C, Simpfendorfer CA (2009). Effects of fishing on tropical reef associated shark populations on the Great Barrier Reef. Fisheries Research 95(2-3): 350-361.
Hickford MJH, Schiel DR (1995). Catch vs. count: Effects of gill-netting on reef fish populations in southern New Zealand. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 188: 215-232.
Hilborn R, Parma A, Maunder M (2002). Exploitation Rate Reference Points for West Coast Rockfish: Are They Robust and Are There Better Alternatives? North American Journal of Fisheries Management 22: 365-375.
Hill J, Wilkinson C (2004). Methods for ecological monitoring of coral reefs. A resource for managers. Version 1, Townsville.
Hjort J (1914). Fluctuations in the great fisheries of northern Europe viewed in the light of biological research. Rapport et Procès-Verbaux des Réunions Conseil International pour l'Exploration de la Mer 20 : 1-228.
Hodgson G (1999). A Global Assessment of Human Effects on Coral Reefs. Marine Pollution Bulletin 38(5):345-355.
Hoegh-Guldberg O, Mumby PJ, Hooten AJ, Steneck RS, Greenfield P, Gomez E, Harvell CD, Sale PF, Edwards AJ, Caldeira K, Knowlton N, Eakin CM, Iglesias-Prieto R, Muthiga N, Bradbury RH, Dubi A, Hatziolos ME (2007). Coral Reefs Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification. Science 318(5857): 1737 – 1742.
Hoggarth DD, Abeyasekera S, Arthur RI, Beddington JR, Burn RW, Halls AS, Kirkwood GP, Mcallister M, Medley P, Mees CC, Parkes GB, Pilling GM, Wakeford RC, Welcomme RL (2006). Stock assessment for fishery management – A framework guide to the stock assessment tools of the Fisheries Science Management Programme (FMSP). FAO Fisheries Technical Paper 487.
Hooper DU, Solan M, Symstad A, Diaz S, Gessner MO, Buchmann N, Degrange V, Grime P, Hulot F, Mermillod-Blondin F, Roy J, Spehn E, van Peer L (2002). Species diversity, functional diversity and ecosystem functioning. In: Biodiversity and ecosystem functionning. Synthesis and perspectives. Oxford University Press.
Houde ED (1987). Fish early life dynamics and recruitment variability. American Fisheries Society Symposium 2: 17-29.
Hourrigan T, Tricas T, Reese E (1988). Coral reef fishes as indicators of environmental stress in coral reefs. In: Soule D, Kleppel G (eds) Marine organisms as indicators 6:107-35.
Hughes TP (1989). Community structure and diversity of coral reefs: the role of history. Ecology 70(1): 275-279.

Hughes TP (1994). Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. Science 265: 1547-1551.
Hughes TP, Baird AH, Bellwood DR, Card M, Connolly SR, Folke C, Grosberg R, Hoegh-Guldberg O, Jackson JBC, Kleypas J, Lough JM, Marshall P, Nyström M, Palumbi SR, Pandolfi JM, Rosen B, Roughgarden J (2003). Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. Science 301: 929-933.
Hugues TP, Bellwood DR, Folke C, Steneck RS, Wilson J (2005). New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. Trends in ecology and evolution 20: 380-386.
Hunt C (1999). Fiji's fisheries: their contribution to development and their future. Marine Policy 23(6): 571-585.
Hunt C (2003). Economic globalisation impacts on Pacific marine resources. Marine Policy 27: 79-85.
Hurlbert SH (1984). Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. Ecological Monographs 54(2): 187-211.
Hutchings JA (2000). Collapse and recovery of marine fishes. Nature 406: 882-885.
Hutchings PA, Hilliard RW, Coles SL (2002). Species Introductions and Potential for Marine Pest Invasions into Tropical Marine Communities, with Special Reference to the Indo-Pacific. Pacific Science 56(2): 223-233.
Hutchings JA, Reynolds JD (2004). Marine Fish Population Collapses: Consequences for Recovery and Extinction Risk. Bioscience 54(4): 297-309.
Hutchings JA, Baum JK (2005). Measuring marine fish biodiversity : temporal changes in abundance, life history and demography. Philosophical Transactions of Royal Society Biology Sciences 360: 315-338.
Hviding E (1998). Contextual flexibility: present status and future of customary marine tenure in the Solomon Islands. Ocean Coastal Management 40: 253-269.

I

ISEE-ITSEE , Institut de la statistique et des études économiques (2004). Recensement général de la population en Nouvelle-Calédonie.

J

Jackson JBC (1991). Adaptation and Diversity of Reef Corals. BioScience 41(7): 475-482.
Jackson JBC, Kirby MX, Berger WH, Bjorndal KA, Botsford LW, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke R, Erlandson J, Estes JA, Hughes TP, Kidwell S, Lange CB, Lenihan HS, Pandolfi JM, Peterson CH, Steneck RS, Tegner MJ, Warner RR (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. Science 293: 629-637.
Jennings S (2005). Indicators to support an ecosystem approach to fisheries. Fish and Fisheries 6: 212-232.
Jennings S, Polunin NVC (1995). Biased underwater visual census biomass estimates for target species in tropical reef fisheries. Journal of Fish Biology 47: 733-736.
Jennings S, Polunin NVC (1996a). Impacts of Fishing on Tropical Reef Ecosystems. Ambio 25(1): 44-49.
Jennings S, Polunin NVC (1996b). Effects of Fishing Effort and Catch Rate Upon the Structure and Biomass of Fijian Reef Fish Communities. Journal of Applied Ecology 33: 400-412.
Jennings S, Polunin NVC (1997). Impacts of predator depletion by fishing on the biomass and diversity of non-target reef fish communities. Coral Reefs 16: 71-82.
Jennings S, Kaiser MJ (1998). The effects of fishing on marine ecosystems. Advances in Marine Biology 34: 201-352.
Jennings S, Dulvy NK (2005). Reference points and reference directions for size-based indicators of community structure. ICES Journal of Marine Science, 62: 397-404.
Jennings S, Grandcourt EM, Polunin NVC (1995). The effects of fishing on the diversity, biomass and trophic structure of Seychelles' reef fish communities. Coral Reefs 14(4): 225-235.
Jennings S, Reynolds JD, Mills SC (1998). Life history correlates of responses to fisheries exploitation. Proceedings of Royal Society Biology Sciences 265: 333-339.
Jennings S, Reynolds JD, Polunin NVC (1999). Predicting the vulnerability of tropical reef fishes to exploitation with phylogenies and life histories. Conservation Biology 13: 1466-1475.
Jennings S, Greenstreet SPR, Hill L, Piet GJ, Pinnegar JK, Warr KJ (2002). Long-term trends in the trophic structure of the North Sea fish community: evidence from stable-isotope analysis, size-spectra and community metrics. Marine Biology 141: 1085-1097.
Johannes B, Green A, Adams T (2000). Coral reefs in the Pacific: status and monitoring, resources and management. In: Documents Scientifiques et Techniques II(5), IRD (éd) Coral Reefs in the pacific : status and monitoring, resources and management. IRD, Nouméa.
Johannes RE (2002). The renaissance of community-based marine resources management in Oceania. Annual Revue of Ecological Systematics 33: 317-340.

John JS, Russ GR, Gladstone W (1990). Accuracy and bias of visual estimates of numbers, size structure and biomass of a coral reef fish. Marine Ecology Progress Series 64: 253-262.
Johnson DW (2007). Habitat complexity modifies post-settlement mortality and recruitment dynamics of a marine fish. Ecology 88(7): 1716-1725.
Jokiel PL, Rodgers KS, Kuffner IB, Andersson AJ, Cox EF, Mackenzie FT (2008). Ocean acidification and calcifying reef organisms: a mesocosm investigation Coral Reefs 27: 473–483.
Jollit I, Guillemot N, Léopold M, David G, Chabanet P, Lebigre J-M, Ferraris J. (in press). The spatial structure of informal coastal fisheries in New Caledonia. Marine Pollution Bulletin.
Jompa J, McCook LJ (2003). Coral–algal competition: macroalgae with different properties have different effects on corals. Marine Ecology Progress Series 258: 87–95.
Jones GP (1990). The importance of recruitment to the dynamics of a coral reef fish population. Ecology 71: 1691-1698.
Jones GP (1991). Post-recruitment processes in the ecology of coral reef fish populations: a multi-factorial perspective. In: Sale PF (éd.) The ecology of fishes on coral reefs. Academic Press, San Diego.
Jones GP, McCormick MI, Srinivasan M, Eagle JV (2004). Coral decline threatens fish biodiversity in marine reserves. Proceedings of the National Academy of Sciences USA 101: 8251-8253.
Jouon A, Douillet P, Ouillon S, Fraunié P (2006). Calculations of hydrodynamic time parameters in a semi-opened coastal zone using a 3D hydrodynamic model. Continental Shelf Research 26: 1395–1415.
Jouon A, Lefebvre JP, Douillet P, Ouillon S, Schmied L (2009). Wind wave measurements and modelling in a fetch-limited semi-enclosed lagoon. Coastal Engineering 56: 599–608.

K

Kaandorp JA (1999). Morphological analysis of growth forms of branching marine sessile organisms along environmental gradients. Marine Biology 134(2): 295-306.
Kaandorp JA, Sloot PMA (2001). Morphological Models of Radiate Accretive Growth and the Influence of Hydrodynamics. Journal of Theoretical Biology 209(3): 257-274.
Kaiser MJ, Jennings S (2001). An ecosystem perspective on conserving targeted and non-targeted species. In: Reynolds JD, Mace GM, Redford KH, Robinson JG (eds) Conservation of Exploited Species. Cambridge University Press, Cambridge.
Kaiser MJ, Clarke KR, Hinz H, Auste'n MCV, Somerfield PJ, Karakassis I (2006). Global analysis of response recovery of benthic biota to fishing. Marine Ecology Progress Series 311: 1-14.
Kapadia AS, Chan W, Moye L (2005). Mathematical statistics with Applications. CRC Press, Boca Raton.
Kaplan IM, McCay BJ (2004). Cooperative research, co-management and the social dimension of fisheries science and management. Marine Policy 28(3): 257-258
Kearney RE (2001). Fisheries property rights and recreational/commercial conflict: implications of policy developments in Australia and New Zealand. Marine Policy 25: 49-59.
Kearney RE (2002). Co-management: the resolution of conflict between commercial and recreational fishers in Victoria, Australia. Ocean Coastal Management 45: 201-204.
Keough MJ, Quinn GP (1991). Causality and the choice of measurements for detecting human impacts in marine environments. Australian Journal of Marine and Freshwater Research 42: 539-554.
Khalaf M, Crosby MP (2005). Assemblage structure of butterfly fishes and their use as indicators of Gulf of Aqaba benthic habitat in Jordan. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 15(S1): S27-S43.
Khlebovich VV (1997). Selection and criteria for biological indicator species for monitoring. Marine Pollution Bulletin 7(12): 381-383.
King C, Adeel Z (2002). Strategies for sustainable coastal management in Asia and the Pacific - perspectives from a regional initiative. Global Environmental Change 12: 139-142.
Knowlton N, Lang JC, Rooney MC, Clifford P (1981). Evidence for delayed mortality in hurricane damaged Jamaican stag horn corals. Nature 294: 251-252.
Kohn AJ, Helfrich P (1957). Primary Organic Productivity of a Hawaiian Coral Reef. Limnology and Oceanography 2(3): 241-251.
Kremen C, Merenlender AM, Murphy DD (1994). Ecological Monitoring: A Vital Need for Integrated Conservation and Development Programs in the Tropics. Conservation Biology 8(2): 388-397.
Kritzer JP, Davies CR (2005). Demographic variation within spatially structured reef fish populations: when are larger-bodied subpopulations more important? Ecological Modelling 182(1): 49-65.
Kronen M, Bender A (2007). Assessing marine resource exploitation in Lofanga, Tonga: one case study - two approaches. Human Ecology 35: 195-207.
Kronen M, Sauni S, Magron F, Fay-Sauni L (2006). Status of reef and lagoon resources in the South Pacific - the influence of socioeconomic factors. Proceedings of the 10th International Coral Reef Symposium.

Kulbicki M (1997). Bilan de 10 ans de recherche (1985-1995) par l'ORSTOM sur la structure des communautés des poissons lagonaires et récifaux en Nouvelle-Calédonie. Cybium 21(1) suppl. : 47-79.
Kulbicki M (1998). How the acquired behavior of commercial reef fishes may influence the results obtained from visual censuses? Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 222: 11-30.
Kulbicki M (2006). Ecologie des poissons lagonaires de Nouvelle-Calédonie. Thèse de doctorat, Laboratoire EPHE & IRD, Université de Perpignan.
Kulbicki M, Rivaton J (1997). Checklist and biogeography of lagoon and reef fishes from New Caledonia. Cybium 21: 81-98.
Kulbicki M, Sarramégna S (1999). Comparison of density estimates derived from strip transect and distance sampling for underwater visual census: a case study of Chaetodontidae and Pomacantidae. Aquatic Living Resources 12 : 315-325.
Kulbicki M, Bozec Y-M (2005). The use of butterflyfish (Chaetodontidae) species richness as a proxy of total species richness of reef fish assemblages in the Western and Central Pacific. Aquatic Conservation: Marine and Fresh Water Ecosystems 15: S127- S141.
Kulbicki M, Labrosse P, Letourneur Y (2000). Fish stock assessment of the northern New Caledonian lagoons: 2 - Stocks of lagoon bottom and reef-associated fishes. Aquatic Living Resources 13(2): 77-90.
Kulbicki M, Chabanet P, Guillemot N, Sarramégna S, Vigliola L, Labrosse P (2004). Les poissons de récifs dans la région de Koné. Premiers résultats comparatifs des évaluations en plongée menées par l'IRD, la CPS et Falconbridge entre 1996 et 2002. Rapport technique IRD.
Kulbicki M, Guillemot N, Amand M (2005a). A general approach to length-weight relationships for Pacific lagoon fishes. Cybium 29(3): 235-252.
Kulbicki M, Bozec Y-M, Labrosse P, Letourneur Y, Mou Tham G, Wantiez L (2005b). Diet composition of carnivorous fishes from coral reef lagoons of New Caledonia. Aquatic Living Ressources 18(3): 231-250.
Kulbicki M, Bozec Y-M, Green A (2005c). Implications of biogeography in the use of butterfly fishes (Chaetodontidae) as indicators for Western and Central Pacific areas. Aquatic Conservation: Marine and Fresh Water Ecosystems 15: S109-S126.
Kulbicki M, Sarramégna S, Letourneur Y, Wantiez L, Galzin R, Mou-Tham G, Chauvet C, Thollot P (2007). Opening of an MPA to fishing: Natural variations in the structure of a coral reef fish assemblage obscure changes due to fishing. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 353(2): 145-163.
Kuster C, Vuki VC, Zann LP (2005). Long-term trends in subsistence fishing patterns and coral reef fisheries yield from a remote Fijian island. Fisheries Research 76: 221-228.

L

Labrosse P, Letourneur Y, Kulbicki M, Magron F (1999). Fisheye: A new database on the biology and ecology of lagoon and reef fishes of the South Pacific. Example of its use on the ecology of commercial herbivorous fishes. Proceedings of the 5th Indo-Pacific Fish Conference 1: 657-672.
Labrosse P, Letourneur Y, Kulbicki M, Paddon JR (2000). Fish stock assessment of the northern New Caledonia lagoons: 3 - Fishing pressure, potential yields, and impact on management options. Aquatic Living Resources 13(2): 91-98.
Labrosse P, Ferraris J, Letourneur Y (2006). Assessing the sustainability of subsistence fisheries in the Pacific: the use of data on fish consumption. Ocean Coastal Management 49: 203-221.
Laë R (1995). Climatic and anthropogenic effects on fish diversity and fish yields in the Central Delta of the Niger River. Aquatic Living Resources 8: 43-58.
Laë R (1997). Does overfishing lead a decrease in catches and yields? An example of two West African coastal lagoons. Fisheries Management and Ecology 4: 149-164.
Laë R, Ecoutin J-M, Kantoussan J (2004). The use of biological indicators for monitoring fisheries exploitation: Application to man-made reservoirs in Mali. Aquatic Living Resources 17: 95-105.
Langlois TJ, Chabanet P, Pelletier D, Harvey ES (2006). Baited underwater video for assessing reef fish populations in marine reserves. SPC Fisheries Newsletter 118: 53-57.
Lassig BR (1983). The effect of a cyclonic storm on coral reef fish assemblages. Environmental Biology of Fishes 9: 55-63.
Laurans M, Gascuel D, Chassot E, Thiam D (2004). Changes in the trophic structure of fish demersal communities in West Africa in the three last decades. Aquatic Living Resources 17: 163-173.
Law R (2000). Fishing, selection, and phenotypic evolution. ICES Journal of Marine Science 57: 659-668.
Le Pape O, Chauvet F, Mahévas S, Lazure P, Guérault D, Désaunay Y (2003). Quantitative description of habitat suitability for the juvenile common sole (*Solea solea*, L.) in the Bay of Biscay (France) and the contribution of different habitats to the adult population. Journal of Sea Research 50: 139–149.
Leblic I (1999). Pêcheurs Kanaks et politiques de développement de la pêche en Nouvelle-Calédonie. In: Blanchet G (ed) Les Petites Activités de Pêche dans le Pacifique Sud. IRD, Nouméa.

Legendre P, Legendre L (1998). Numerical ecology. Second English edition. Elsevier, Amsterdam.
Léopold M, Ferraris J, Labrosse P (2004). Assessment of the reliability of fish consumption as an indicator of reef fish catch in small Pacific islands: the example of Ouvéa Island in New Caledonia. Aquatic Living Resources 17: 119-127.
Léopold M, Herrenschmidt JB, Thaman R (in press). The relevance of traditional ecological knowledge for modern management of coral reef fisheries in Melanesia. Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium, Miami.
Lesser MP (2004). Experimental biology of coral reef ecosystems. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 300(1-2): 217-252.
Letourneur Y (1996). Dynamics of fish communities on Réunion fringing reefs. I: Patterns of spatial distribution. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 195: 1-30.
Letourneur Y, Harmelin-Vivien M, Galzin R (1993). Impact of Hurricane Firinga on fish community structure on fringing reefs of Reunion Island, SW Indian Ocean. Environmental Biology of Fishes 37:109-120.
Letourneur Y, Kulbicki M, Galzin R, Harmelin-Vivien ML (1997). Comparaison des peuplements de poissons marins des récifs frangeants de trois îles océaniques de l'Indo-Pacifique (La Réunion, Moorea et la Nouvelle-Calédonie). Cybium 21(1) suppl.: 129-145.
Letourneur Y, Labrosse P, Kulbicki M (1999). Comparison of commercial fish assemblages of New Caledonian fringing reefs subjected to different levels of ground erosion. Oceanologica Acta 22 (6): 609-622.
Letourneur Y, Kulbicki M, Labrosse P (2000). Fish stock assessment of the northern New Caledonian lagoons: 1 - Structure and stocks of coral reef fish communities. Aquatic Living Resource 13: 65-73.
Letourneur Y, Gaertner J-C, Durbec J-P, Jessu ME (2008). Effects of geomorphological zones, reefs and seasons on coral reef fish communities of Reunion Island, Mascarene archipelago, SW Indian Ocean. Estuarine Coastal and Shelf Science 77(4): 697-709.
Lewin WC, Arlinhaus R, Mehner T (2006). Documented and potential impacts of recreational fishing: insights for management and conservation. Revue of Fisheries Science 14: 305-367.
Liddle MJ, Kay AM (1987). Resistance, survival and recovery of trampled corals on the Great Barrier Reef. Biological Conservation 42: 1-18.
Lincoln Smith MP (1988). Effects of observer swimming speed on sample counts of temperate rocky reef fish assemblages. Marine Ecology Progress Series 43: 223–231.
Lindman HR (1974). Analysis of variance in complex experimental designs. Freeman WH & Co., San Francisco.
Link JS (2005). Translating ecosystem indicators into decision criteria. ICES Journal of Marine Science 62: 569-576.
Linton DM, Warner GF (2003). Biological indicators in the Caribbean coastal zone and their role in integrated coastal management. Ocean and Coastal Management 46: 261-276.
Lohr SL (1999). Sampling: Design and Analysis. Brooks/Cole, Pacific Grove.
Lomnitz LA (1988). Informal exchange networks in formal systems: a theoretical model. American Anthropologist New Series 90(1): 42-55.
Lundberg J, Moberg F (2003). Mobile link organisms and ecosystem functioning: Implications for ecosystem resilience and management. Ecosystems 6(1): 87-98.
Lund-Hansen LC, Petersson M, Nurjaya W (1999). Vertical Sediment Fluxes and Wave-Induced Sediment Resuspension in a Shallow-water Coastal Lagoon. Estuaries 22(1): 39-46.
Lunn KE, Dearden P (2006). Monitoring small-scale marine fisheries: An example from Thailand's Ko Chang archipelago. Fisheries Research 77: 60-71.

M

Maida M, Sammarco PW, Coll J (1995). Effects of soft corals on scleractinian coral recruitment. I: Directional allelopathy and inhibition of settlement. Marine Ecology Progress Series 121: 191-202.
Mapstone BD, Campbell RA, Smith ADM (1996). Design of experimental investigations of the effects of line and spear fishing on the Great Barrier Reef. CRC Reef Research Centre Technical Report No. 7, Townsville.
Martone RG, Wasson K (2008). Impacts and interactions of multiple human perturbations in a California salt marsh. Oecologia 158(1): 151-163.
Maxwell D, Jennings S (2005). Power of monitoring programs to detect decline and recovery of rare and vulnerable fish. Journal of Applied Ecology (42): 25-37.
McArdle BH, Gaston KJ, Lawton JH (1990). Variation in the size of animal populations: patterns, problems and artefacts. Journal of Animal Ecology 59(2): 439-454.
McCann KS (2000). The stability-diversity debate. Nature 405: 228-233.
McClanahan TR (1995). A coral reef ecosystem-fisheries model: Impacts of fishing intensity and catch selection on reef structure and processes. Ecological Modeling 80: 1-19.

McClanahan TR, Graham NAJ (2005). Recovery trajectories of coral reef fish assemblages within Kenyan marine protected areas. Marine Ecology Progress Series 294: 241–248.
McClanahan TR, Muthiga NA, Kamukuru AT, Machano H, Kiambo RW (1999). The Effects of Marine Parks and Fishing on Coral Reefs of Northern Tanzania. Biological Conservation 89: 161-182.
McClanahan TR, Polunin NVC, Done T (2002). Ecological states and the resilience of coral reefs. Conservation Ecology 6(2): 18.
McClanahan TR, Mwaguni S, Muthiga NA (2005). Management of the Kenyan coast. Ocean Coastal Management 48(11): 901-931.
McClanahan TR, Marnane MJ, Cinner J, Kiene W (2006). A comparison of marine protected areas and alternative approaches to coral reef conservation. Current Biology 16: 1408-1413.
McClanahan TR, Graham NAJ, Maina J, Chabanet P, Bruggemann JH, Polunin NVC (2007). Influence of instantaneous variation on estimates of coral reef fish populations and communities. Marine Ecology Progress Series 340: 221-234.
McCook LJ (1999). Macroalgae, nutrients and phase shifts on coral reefs: scientific issues and management consequences for the Great Barrier Reef. Coral Reefs 18(4): 357-367.
McCook L, Jompa J, Diaz-Pulido G 2001. Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. Coral Reefs 19(4): 400-417.
McCormick MI, Kerrigan BA (1996). Predation and its influence on the condition of a newly settled tropical demersal fish. Marine and Freshwater Research 47: 551-562.
McGill BJ, Enquist BJ, Weiher E, Westoby M (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. Trends in Ecology and Evolution 21: 178-185.
McIntyre MA, Foale SJ (2007). Land and marine tenure, Ownership and new forms of entitlement on Lihir: changing notions of property in the context of a gold mining project. Human Organisation 66(1): 49-59.
McKenna SA, Allen GR (2005). A rapid marine biodiversity assessment of Northwest Madagascar. In: McKenna SA, Allen GR (eds) Bulletin of the Rapid Assessment Program 31. Conservation International, Washington.
McNeil BI, Matear RJ, Barnes DJ (2004). Coral reef calcification and climate change: The effect of ocean warming. Geophysical research letters 31(22): L22309.
Mellin C, Andréfouët A, Ponton D (2007). Spatial predictability of juvenile fish species richness and abundance in a coral reef environment. Coral Reefs 26: 895-907.
Meyer CG (2007). The impacts of spear and other recreational fishers on a small permanent marine protected area and adjacent pulse fished area. Fisheries Research 84: 301-307.
Meynecke JO, Lee SY, Duke NC, Warnken J (2006). Effect of rainfall as a component of climate change on estuarine fish production in Queensland, Australia. Estuarine, Coastal and Shelf Science 69: 491-504.
Micheli F, Halpern BS (2005). Low functional redundancy in coastal marine assemblages. Ecology Letters 8: 391-400.
Miller MW, C L Gerstner (2002). Reefs of an uninhabited Caribbean island: fishes, benthic habitat, and opportunities to discern reef fishery impact. Biological Conservation 106: 37-44.
Moberg F, Folke C (1999). Ecological goods and services of coral reef ecosystems. Ecological Economics 29: 215-233.
Monniot F, Martoja R, Monniot C (1994). Cellular sites of iron and nickel accumulation in ascidians related to the naturally and anthropic enriched New Caledonian environment. Annales de l'Institut Océanographique 70: 205–216.
Mora C, Andrèfouët S, Costello MJ, Kranenburg C, Rollo A, Veron J, Gaston KJ, Myers RA (2006). Coral Reefs and the Global Network of Marine Protected Areas. Science 312(5781): 1750-1751.
Moran MJ, Stephenson PC (2000). Effects of otter trawling on macrobenthos and management of demersal scalefish fisheries on the continental shelf of northwestern Australia. ICES Journal of Marine Science 57: 510-516.
Mouillot D, Culioli JM, Pelletier D, Tomasini JA (2009). Do we protect biological originality in protected areas? A new index and an application to the Bonifacio Strait Natural Reserve. Biological Conservation 'in press'.
Mullen K, Peters EC, Harvell CD (2004). Coral resistance to disease. In: Rosenberg E, Loya Y (eds) Coral Health and Disease. Springer-Verlag, Berlin.
Mumby PJ, Steneck S (2008). Coral reef management and conservation in light of rapidly evolving ecological paradigms.Trends in Ecology and Evolution 23(10): 555-563.
Mumby PJ, Edwards AJ, Arias-González JE, Lindeman KC, Blackwell PG, Gall A, Gorczynska MI, Harborne AR, Pescod CL, Renken H, Wabnitz C, Llewenyn G (2004). Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. Nature 427(6974): 533-536.

Mumby PJ, Dahlgren CP, Harbone AR, Kappel CV, Micheli F, Brumbaugh DR, Holmes KE, Mendes JM, Broad K,Sanchirico JN, Buch K, Box S,1 Stoffle RW, Gill AB (2006). Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. Science 311: 98-101.

Munro JL, Williams DM (1985). Assessment and management of coral reef fisheries: biological, environmental and socio-economic aspects. Proceedings of the 5th International Coral Reef Symposium 4: 545-581.

Murawski SA (2000). Definitions of overfishing from an ecosystem perspective. ICES Journal of Marine Science 57: 649-658.

Myers RA, Worm B (2003). Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. Nature 423: 280-283.

N

Nagelkerken I, Roberts CM, van der Velde G, Dorenbosch M, van Riel MC, Cocheret de la Morinière E, Nienhuis PH (2002). How important are mangroves and seagrass beds for coral-reef fish? The nursery hypothesis tested on an island scale. Marine Ecology Progress Series 244: 299-305.

Newton K, Côté IM, Pilling GM, Jennings S, Dulvy NK (2007). Current and future sustainability of island coral reef fisheries. Current Biology 17: 655-658.

Nicholson MD, Fryer R (2002), Developing effective environmental indicators - does a new dog need old tricks? Marine Pollution Bulletin 45: 53-61.

Nicholson MD, Jennings S (2004). Testing candidate indicators to support ecosystem-based management: the power of monitoring surveys to detect temporal trends in fish community metrics. ICES Journal of Marine Science 61: 35-42.

Nilsson GE, Crawley N, Lunde IG, Munday P (2009). Elevated temperature reduces the respiratory scope of coral reef fishes. Global Change Biology 15 (6): 1405-1412.

Nishihira M (1981). Interactions of Alcyonaria with hermatypic corals on an Okinawan reef flat. In: Gomez ED, Birkeland CE, Buddemeier RW, Johannes RE, Marsh JA Jr, Tsuda RT (eds) Conference 4. International Coral Reef Symposium, Manila.

Norse E, Watling L (1999). Impacts of mobile fishing gears : the biodiversity perspective. American Fisheries Society Symposium 22: 31-40.

Nowlis JS, Friedlander A (2004). Research priorities and techniques. In: Sobel J, Dahlgren C (eds) Marine reserves. A guide to science, design, and use. Island Press, Washington.

Nugues MM, Smith GW, van Hooidonk RJ, Seabra MI, Bak RPM (2004). Algal contact as a trigger for coral disease. Ecology Letters 7(10): 919-923.

Nyström M, Folke C, Moberg F (2000). Coral reef disturbance and resilience in a human-dominated environment. Tree 15: 413-417.

Nyström M, Folke C (2001). Spatial resilience of coral reefs. Ecosystems 4: 406-417.

O

Öhman MC, Rajasuriya A (1998). Relationships between habitat structure and fish communities on coral and sandstone reefs. Environmental Biology of Fishes 53: 19-31.

Olsen SB (2003). Frameworks and indicators for assessing progress in integrated coastal management initiatives. Ocean Coastal Management 46: 347-361.

Olsson P, Folke C, Berkes F (2004). Adaptative comanagement for building resilience in social-ecological systems. Environemental Management 34: 75-90.

Osenberg CW, Schmitt RJ, Holbrook SJ, Abu-Saba KE, Flegal AR (1994). Detection of Environmental Impacts: Natural Variability, Effect Size, and Power Analysis. Ecological Applications 4(1): 16-30.

Osenberg CW, Bolker BM, White JS, St Mary CM, Shima JS (2006). Statistical issues and study design in ecological restorations: lessons learned from marine reserves. In: Falk DA, Palmer MA, Zedler JB (eds) Foundations of restoration ecology. Society for ecological restoration. International Island Press, Washington.

P

Padilla DK, Williams SL (2004). Beyond ballast water: aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. Frontiers in Ecology and the Environment 2(3): 131-138.

Pandolfi JM, Bradbury RH, Sala E, Hughes TP, Bjorndal KA, Cooke RG , McArdle D, McClenachan L, Newman MJH, Paredes G, Warner RR, Jackson JBC (2003). Global Trajectories of the Long-Term Decline of Coral Reef Ecosystems. Science 301(5635): 955-958.

Pastorok RA, Bilyard GR (1985). Effects of sewage pollution on coral-reef Communities. Marine ecology Progress Series 21: 175-189.

Pauly D, Christensen V, Dalsgaard J, Froese R, Torres F Jr (1998). Fishing down marine food webs. Science 279(5352): 860-863.

Pauly D, Christensen V, Walters C (2000). Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. ICES Journal of Marine Science 57(3): 697-706.
Pauly D, Palomares ML, Froese R, Sa-a P, Vakily M, Preikshot D, Wallace S (2001). Fishing down Canadian aquatic food webs. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58: 51-62.
Pauly D, Christensen V, Guénette S, Pitcher TJ, Sumaila UR, Walters CJ, Watson R, Zeller D (2002). Towards sustainability in world fisheries. Nature 418: 689-695.
Pauly D, Alder J, Bennett E, Christensen V, Tyedmers P, Watson R (2003). The Future for Fisheries. Science 302(5649): 1359-1361.
Pauly D, Watson R, Alder J (2005). Global trends in world fisheries: impacts on marine ecosystems and food security. Philosophical Transactions of Royal Society Biology Sciences 360: 5-12.
Pears RJ, Choat JH, Mapstone BD, Begg GA (2006). Demography of a large grouper, Epinephelus fuscoguttatus, from Australia's Great Barrier Reef: implications for fishery management. Marine Ecology Progress Series 307: 259-272.
Pelletier D, Ferraris J (2000). A multivariate approach for defining fishing tactics from commercial catch and effort data. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 57: 1-15.
Pelletier D, Leleu K (2008). Utilisation de techniques vidéo pour l'observation et le suivi des ressources et des écosystèmes récifo-lagonaires. Rapport d'opération ZONECO, Nouméa.
Pelletier D, Claudet J, Ferraris J, Benedetti-Cecchi L, Garcia-Charton JA (2008). Models and indicators for assessing conservation and fisheries-related effects of marine protected areas. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 65: 765-779.
Pérez-Ruzafa A, Marcosa C, Pérez-Ruzafa IM, Barcala E, Hegazi MI, Quispea J (2007). Detecting changes resulting from human pressure in a naturally quick-changing and heterogeneous environment: Spatial and temporal scales of variability in coastal lagoons. Estuarine, Coastal and Shelf Science 75(1-2): 175-188.
Petchey OL, Gaston KJ (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. Ecology Letters 9: 741-758.
Petersen EH (2002). Economic policy, institutions and fisheries development in the Pacific. Marine Policy 26: 315-324.
Pet-Soede C, van Densen WLT, Pet JS, Machiels MAM (2001). Impact of Indonesian coral reef fisheries on fish community structure and the resultant catch composition. Fisheries research 51: 35-51.
Piet GJ, Rice JC (2004). Performance of precautionary reference points in providing management advice on North Sea fish stocks. ICES Journal of Marine Science 61(8): 1305-1312.
Pinnegar JK, Polunin NVC, Francour P, Badalamenti F, Chemello R, Harmelin-Vivien M, Hereu B, Milazzo M, Zabala M, D'Anna G, Pipitone C (2000). Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. Environmental Conservation 27:2:179-200.
Pinnegar JK, Jennings S, O'Brien CM, Polunin NVC (2002). Long-term changes in the trophic level of the Celtic Sea fish community and fish market price distribution. Journal of Applied Ecology 39(3): 377-390.
Pitcher JT, Hart PJB, Pauly D (1998). Reinventing fisheries management. Fish and Fisheries Series 23. Kluwer Academic Publishers, London.
Pitcher CR, Wassenberg TJ, Cappo M, Smith GP, Austin MP, Gordon SR, Bustamante RH, Moeseneder CH, Speare PJ, Kennedy JA, Doherty PJ, Hooper JNA (2002). Dynamics of large seabed sessile fauna, important for structural fisheries habitat and biodiversity of marine ecosystems - and use of these habitats by key finfish species. CSIRO Marine Research, Cleveland, Queensland.
Poignonec D (2006). Apport de la combinaison cartographie cognitive/ontologie dans la compréhension de la perception du fonctionnement d'un écosystème récifo-lagonaire de Nouvelle-Calédonie par les acteurs locaux. Thèse de doctorat, Agrocampus Rennes.
Pollock KH, Jones CM, Brown TL (1994). Angler Survey methods and their applications in fisheries management. American Fisheries Society Special Publications No 25. AFS, Bethesda, MD.
Polunin NVC, Roberts CM (1993). Greater biomass and value of target coral-reef fishes in two small Caribbean marine reserves. Marine Ecology Progress Series 100: 167-176.
Polunin NVC, Graham N (2003). Review of the impact of fishing on coral reef fish populations. Western Pacific Regional Fishery Management Council, Hawaii.
Polunin NVC, Roberts CM, Pauly D (1996). Developments in tropical reef fisheries science and management. In: Polunin NVC, Roberts CM (eds) Reef fisheries. Chapman and Hall, London.
Pomeroy R, Parks J, Pollnac R, Campson T, Genio E, Marlessy C, Holle E, Pido M, Nissapa A, Boromthanarat S, Thu Huej N (2007). Fish wars: conflict and collaboration in fisheries management in Southeast Asia. Marine Policy 31: 645-656.
Preston GL (2005). Review of fisheries management issues and regimes in the Pacific Islands Region. International Waters Project Pacific Technical Report no. 17, Apia.

Preuss B, Pelletier D, Wantiez L, Letourneur Y, Sarramégna S, Kulbicki M, Galzin R, Ferraris J (2009). Considering multiple species attributes to better understand the effects of successive changes in protection status on a coral reef fish assemblage. ICES Journal of Marine Science 66: 170-179.

Province Nord de Nouvelle-Calédonie, Schéma Directeur d'Aménagement et d'Urbanisme (SDAU) de Voh-Koné-Pouembout, 2007.

R

Reese ES (1981). Predation on corals by fishes of the family Chaetodontidae: implications for conservation and management of coral reef ecosystems. Bulletin of Marine Science 31: 594-604.

Reese ES, Crosby MP (1998). The use of indicator species for coral reef monitoring. In: Maragos JE, Grober-Dunsmore R, Hawaii coral reef monitoring workshop. Department of Land and Natural Resources, Honolulu.

Rice J (2003). Environmental health indicators. Ocean and Coastal Management 46: 235-259.

Rice J, Gislason H (1996). Patterns of change in the size spectra of numbers and diversity of the North Sea fish assemblage, as reflected in surveys and models. ICES Journal of Marine Science 53(6): 1214-1225.

Rice JC, M-J Rochet (2005). A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. ICES Journal of Marine Science 62: 516-527.

Richmond RH (1993). Coral Reefs: Present Problems and Future Concerns Resulting from Anthropogenic Disturbance. American Zoologist 33(6): 524-536.

Robbins WD, Hisano M, Connolly SR, Choat JH (2006). Ongoing collapse of coral-reef shark populations. Current Biology 16: 2314–2319.

Roberts CM (1995). Effects of fishing on the ecosystem structure of coral reefs. Conservation Biology 9: 988-995.

Roberts CM, Ormond RF (1987). Habitat complexity and coral reef diversity and abundance on Red Sea fringing reefs. Marine Ecology Progress Series 41: 1-8.

Roberts CM, Polunin NVC (1991). Are marine reserves effective in management of reef fisheries? Reviews in Fish Biology and Fisheries 1: 65-91.

Roberts CM, Dawson Shepherd AR, Ormond RF (1992). Large-scale variation in assemblage structure of Red Sea butterflyfishes and angelfishes. Journal of Biogeography 19: 239–50.

Roberts CM, Hawkins JP, Gell FR (2005). The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries. Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B Biological Sciences. 360: 123–132.

Rochet MJ (1998). Short-term effects of fishing on life history traits of fishes. ICES Journal of Marine Science 55: 371-391.

Rochet MJ (2000a). A comparative approach to life-history strategies and tactics among four orders of teleost fish. ICES Journal of Marine Science 57: 228-239.

Rochet MJ (2000b). May life history traits be used as indices of population viability? Journal of Sea Research 44: 145-157.

Rochet MJ, Trenkel VM (2003). Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 60: 86-99.

Rochet MJ, Rice JC (2005). Do explicit criteria help in selecting indicators for ecosystem-based fisheries management? ICES Journal of Marine Science 62: 528-539.

Rochet MJ, Trenkel V, Bellail R, Coppin F, Le Pape O, Mahé J-C, Morin J, Poulard J-C, Schlaich I, Souplet A, Vérin Y, Bertrand J (2005). Combining indicator trends to assess ongoing changes in exploited fish communities: diagnostic of communities off the coasts of France. ICES Journal of Marine Science 62: 1647-1664.

Rocklin D (2006). La pêche au crabe de palétuvier à Voh (Nouvelle-Calédonie) : Typologie de la pêcherie et proposition d'indicateurs. Agrocampus Rennes, Master Sciences Agronomiques et Agroalimentaires, spécialisation Sciences Halieutiques et Aquacoles, p. 66p.

Rogers CS (1990). Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. Marine Ecology Progress Series 62: 185-202.

Roset N, Grenouillet G, Goffaux D, Pont D, Kestemont P (2007). A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. Fisheries Management and Ecology 14: 393–405.

Rosner BA (2000). Fundamentals of biostatistics. Fifth Edition. Brooks/Cole, Pacific Grove.

Ruddle K (1998). The context of policy design for existing community-based fisheries management systems in the Pacific Islands. Ocean Coastal Management 40: 105-126.

Ruckelshaus M, Klinger T, Knowkton N, DeMaster DP (2008). Marine Ecosystem-based Management in Practice: Scientific and Governance Challenges. BioScience 58(1): 53–63.

Russ G (1991). Coral reef fisheries: Effects and Yields. In: Sale PF (ed) The ecology of fishes on coral reefs. Academic Press, San Diego.

S

Sale PF (2004). Connectivity, Recruitment Variation, and the Structure of Reef Fish Communities. Integrative and Comparative Biology 44(5): 390-399.

Sale PF (2008). Management of coral reefs: Where we have gone wrong and what we can do about it. Marine Pollution Bulletin 56: 805-809.

Sale PF, Douglas WA (1984). Temporal variability in the community structure of fish on coral patch reefs and the relation of community structure to reef structure. Ecology 65: 409-422.

Sale PF, Steel WJ (1989). Temporal variability in patterns of association among fish species on coral patch reefs. Marine Ecology Progress Series 51: 35-47.

Sale PF, Doherty PJ, Eckert GJ, Douglas WA, Ferrell DJ (1984). Large scale spatial and temporal variation in recruitment to fish populations on coral reefs. Oecologia 64(2): 191-198.

Salvat B, Rives C (2003). Le corail et les récifs coralliens. Editions Ouest France.

Salvat B, Vergonzanne G, Glazin R, Richar G, Chevalier JP, Ricard M, Mornant R (1979). Conséquences écologiques des activités d'une zone d'extraction de sable corallien dans la région de Moorea (Ile de la Société, Polynésie Française). Les cahiers de l'Indo-Pacifique 1: 83-126.

Samoilys M (1997). Underwater visual census surveys. In: Manual for Assessing Fish Stocks on Pacific Coral Reefs. Department of Primary Industries, Townsville.

Samoilys MA, Carlos G (2000). Determining methods of underwater visual census for estimating the abundance of coral reef fishes. Environmental Biology of Fishes 57: 289-304.

Sano M, Shimuzu M, Nose Y (1984). Changes in structure of coral reef fish communities by destruction of hermatypic corals: observational and experimental views. Pacific Science 38: 51-79.

Scheiner SM, Gurevitch J (2001). Design and analysis of ecological experiments. Chapman and Hall, New York.

Schumann S, Macinko S (2007). Subsistence in coastal fisheries policy: what's in a word? Marine Policy 31(6): 706-718.

Sheppard RC (1999). How large should my sample be ? Some quick guides to sample size and the power of tests. Marine Pollution Bulletin 38(6): 439-447.

Shin Y-J, Rochet M-J, Jennings S, Field JG, Gislason H (2005). Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. ICES Journal of Marine Science 62: 384-396.

Sminkey TR, Musick JA (1995). Age and growth of the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus*, before and after population depletion. Copeia 4: 871-883.

Smith AK, Ajani PA, Roberts DE (1999). Spatial and temporal variation in fish assemblages exposed to sewage and implications for management. Marine Environmental Research 47(3): 241-260.

Smith PJ, Francis RIC, Mcveagh M (1991). Loss of genetic diversity due to fishing pressure. Fisheries Research 10: 309-316.

Smith SV, Buddemeier RW (1992). Global Change and Coral Reef Ecosystems. Annual Review of Ecology and Systematics 23: 89-118.

Sosa-Lopez A, Mouillot D, Do Chi T, Ramos-Miranda J (2005). Ecological indicators based on fish biomass distribution along trophic levels: an application to the Terminos coastal lagoon, Mexico. ICES Journal of Marine Science 62, 453-458.

Sousa WP (1984). The Role of Disturbance in Natural Communities. Annual Review of Ecology and Systematics 15: 353-391.

St John J, Russ GR, Gladstone W (1990). Accuracy and bias of visual estimates of numbers, size structure and biomass of a coral reef fish. Marine Ecology Progress Series 64: 53–262.

Stevens JD, Bonfil R, Dulvy NK, Walker PA (2000). The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. ICES Journal of Marine Science 57: 476-494.

Stevenson C, Katz LS, Micheli F, Block B, Heiman KW, Perle C, Weng K, Dunbar R, Witting J (2007). High apex predator biomass on remote Pacific islands. Coral Reefs 26(1): 47-51.

Stewart-Oaten A, Murdoch WW, Walde SJ (1995). Estimation of temporal variability in populations. American Naturalist 146(4): 519-535.

Stuart-Smith RD, Barrett NS, Crawford CM, Frusher SD, Stevenson DG, Edgar GJ (2008). Spatial patterns in impacts of fishing on temperate rocky reefs: Are fish abundance and mean size related to proximity to fisher access points? Journal of experimental marine biology and ecology 365(2): 116-125.

Sumaila UR, Guénette S, Alder J, Chuenpagdee R (2000). Addressing ecosystem effects of fishing using marine protected areas. ICES Journal of Marine Science 57(3):752-760.

Sweatman H (1996). Impact of tourist pontoons on fish assemblages on the Great Barrier Reef . Technical Report of the CRC Reef Research Center 5, Townsville, Queensland, Australia.

Sweatman H, Bass DK, Cheal A, Coleman G, Miller IR, Ninio R et al. (1998). Long-term monitoring of the Great Barrier Reef. Australian Institute of Marine Science Status Report 3, Cape Ferguson.

Sweatman H, Abdo D, Burgess S, Cheal A, Coleman G, Delean S, Emslie, Miller I, Osborne K, Oxlay W, Page C, Thompson A (2003). Long-term monitoring of the Great Barrier Reef. Australian Institute of Marine Science Status Report 6, Cape Ferguson.

Syms C (1998). Disturbance and the structure of coral reef fish communities on the reef slope. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 230: 151-167.

Syms C, Jones GP (2000). Disturbance, habitat structure, and the dynamics of a coral-reef fish community. Ecology 81: 2714-2729.

Szmant AM (2008). Nutrient enrichment on coral reefs: Is it a major cause of coral reef decline? Estuaries and Coasts 25(4): 743-766.

T

Thollot P (1992). Importance des mangroves pour la faune ichtyologique des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie. Cybium 16: 331-344.

Thollot P, Kulbicki M, Harmelin-Vivien M (1999). Trophic analysis and food webs of mangrove fish assemblages from New Caledonia. Comptes Rendus de l'Académie des Sciences Série III - Sciences de la vie - Life Sciences 322(7), 607-619.

Thompson AA, Mapstone BD (2002). Intra- versus inter-annual variation in counts of reef fishes and interpretations of long-term monitoring studies. Marine Ecology Progress Series 232: 247-257.

Thresher RE, Gunn JS (1986). Comparative analysis of visual census techniques for highly mobile, reef-associated piscivores (Carangidae). Environmental Biology of Fishes 17: 93-116.

Tirunelveli G, Gordon R, Pistorius S (2002). Comparison of square-pixel and hexagonal-pixel resolution in image processing. Proceedings of the Canadian Conference of Electrical and Computer Engineering. (2): 867-872.

Tittensor DP, Micheli F, Nyström M, Worm B (2007). Human impacts on the species–area relationship in reef fish assemblages. Ecology Letters 10 (9): 760-772.

Travers MJ, Newman SJ, Potter IC (2006). Influence of latitude, water depth, day v. night and wet v. dry periods on the species composition of reef fish communities in tropical Western Australia. Journal of Fish Biology 69: 987-1017.

Trenkel VM, Rochet MJ (2003). Performance of indicators derived from abundance estimates for detecting the impact of fishing on a fish community. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 60: 67-85.

Trenkel VM, Rochet MJ (2009). Intersection–union tests for characterizing recent changes in smoothed indicator time series. Ecological Indicators 9: 732-739.

Turner SJ, Thrush SF, Hewitt JE, Cummings VJ, Funnell G (1999). Fishing impacts and the degradation or loss of habitat structure. Fisheries Management and Ecology 6(5): 401-420.

U

Underwood AJ (1991). Behond BACI: Experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. Australian Journal of Marine and Freshwater Research 42: 569-587.

Underwood AJ (1992). Beyond BACI: The Detection of Environmental Impacts on Populations in the Real, but Variable, World. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 161(2): 145-178.

Underwood AJ (1994). On beyond BACI: Sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. Ecological Applications 4(1): 3-15.

Uychiaoco AJ, Arceo HO, Green SJ, De la Cruz MT, Gaite PA, Aliño PM (2005). Monitoring and evaluation of reef protected areas by local fishers in the Philippines: tightening the adaptive management cycle. Biodivers. Conserv. 14: 2775–2794.

V

Valdemarsen JW (2001). Technological trends in capture fisheries. Ocean and coastal management 44(9-10): 635-651.

Van Woesik R, Ayling AM, Mapstone B (1995). Impact of Tropical Cyclone Ivor on the Great Barrier Reef, Australia. Journal of Coastal Research 7: 551-558.

Verheij E, Makoloweka S, Kalombo H (2004). Collaborative coastal management improves coral reefs and fisheries in Tanga, Tanzania. Ocean and Coastal Management 47: 309-320.

Victor BC (1983). Recruitment and population dynamics of a coral reef fish. Science 219: 419-420.

Virly S (2000a). Analyse de l'enquête sur la pêche vivrière et plaisancière dans les lagons de Nouvelle-Calédonie. Rapport ZONECO, Nouméa.

Virly S (2000b). Etude des perceptions de l'état de la ressource, du milieu et des mesures de gestion par les pêcheurs professionnels de Nouvelle-Calédonie : Domaines côtier et lagonaire. Rapport ZONECO, Noumea.

Vos P, Meelis E, Ter Keurs WJ (2000). A framework for the design of ecological monitoring programs as a tool for environmental and nature management. Environmental Monitoring and Assessment 61: 317-344.

W

Wantiez L (1998). Structure of the soft bottom fish assemblages of the North Lagoon of New Caledonia. Cybium 22(2), 107-122.

Wantiez L, Harmelin-Vivien M, Kulbicki M (1996). Spatial and temporal variation in a soft-bottom fish assemblage in St Vincent Bay, New Caledonia. Marine Biology 125(4): 801-812

Wantiez L, Chateau O, Le Mouellic S (2006). Initial and mid-term impacts of cyclone Erica on coral reef fish communities and habitat in the South Lagoon Marine Park of New Caledonia. Journal of the Marine Biology Association of UK 86: 1229-1236.

Ward JH (1963). Hierarchical Grouping to optimize an objective function. Journal of American Statistical Association 58(301): 236-244.

Wassenberg TJ, Dews G, Cook SD (2002). The impact of fish trawls on megabenthos (sponges) on the north-west shelf of Australia. Fisheries Research 58: 141-151.

Watson RA, Carlos GM, Samoilys MA (1995). Bias introduced by the non-random movement of fish in visual transect surveys. Ecological Modelling 77: 205-214.

Watson M, Righton D, Austin T, Ormond R (1996). The effects of fishing on coral reef fish abundance and diversity. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 76(1): 229-233.

Watson DL, Harvey ES, Anderson MJ, Kendrick GA (2005). A comparison of temperate reef fish assemblages recorded by three underwater stereo-video techniques. Marine Biology 148: 415-425.

Watson DL, Anderson MJ, Kendrick GA, Nardi K, Harvey ES (2009). Effects of protection from fishing on the lengths of targeted and non-targeted fish species at the Houtman Abrolhos Islands, Western Australia. Marine Ecology Progress Series 384: 241-249.

Webster PJ, Holland GJ, Curry JA, Chang H-R (2005). Changes in tropical cyclone number and intensity in a warming environment. Science 309: 844-1846.

Whitfield AK, Elliott M (2002). Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. Journal of Fish Biology 61: 229–250.

Wilkinson CR (1999). Global and local threats to coral reef functioning and existence: review and predictions. Marine and Freshwater Research 50(8): 867-878.

Wilkinson CR (2002). Status of coral reefs of the world: 2002. Clyde Wilkinson (éd.). Australian Institute of Marine Sciences, Townsville, Australia.

Wilkinson CR (2004). Status of coral reefs of the world: 2004. Clyde Wilkinson (éd.). Australian Institute of Marine Sciences, Townsville, Australia.

Wilkinson CR, Caillaud A, DeVantier L, South R (2006). Strategies to reverse the decline in valuable and diverse coral reefs, mangroves and fisheries: The bottom of the J-Curve in Southeast Asia? Ocean and Coastal Management 49: 764-778.

Williams AJ, Ballagh AC, Begg GA, Murchie CD, Currey LM (2008). Harvest patterns and effort dynamics of indigenous and non-indigenous commercial sectors of the eastern Torres Strait reef line fishery. Continental Shelf Research 28(16): 2117-2128.

Williams DMcB (1991). Patterns and processes in the distribution of coral reef fishes. In: Sale PF (ed) The ecology of fishes on coral reef. Academic press, San Diego.

Williams DMcB, Hatcher AI (1983). Structure of Fish Communities on Outer Slopes of Inshore, Mid-Shelf and Outer Shelf Reefs of the Great Barrier Reef. Marine Ecology Progress Series 10: 239-250.

Williams ID, Polunin VC (2000). Differences between protected and unprotected reefs of the western Caribbean in attributes preferred by dive tourists. Environmental Conservation 4(27): 382-391.

Williams ID, Walsh WJ, Tissot BN, Hallacher LE (2006). Impact of observers' experience level on counts of fishes in underwater visual surveys. Marine Ecology Progress Series 310: 185-191.

Willis TJ (2001). Visual census methods underestimate density and diversity of cryptic reef fishes. Journal of Fish Biology 59: 1408-1411.

Willis TJ, Millar RB, Babcock RC (2000). Detection of spatial variability in relative density of fishes: comparison of visual census, angling, and baited underwater video. Marine Ecology Progress Series 198: 249-260.

Willis TJ, Millar RB, Babcock RC (2003). Protection of exploited fishing temperate regions : high density and biomass of snapper *Pagrus auratus* (Sparidae) in northern New Zealand marine reserves. Journal of Applied Ecology 40: 214-227.

Wilson SK, Fisher R, Pratchett MS, Graham NAJ, Dulvy NK, Turner RA, Cakacaka A, Polunin NVC, Rushton SP (2008a). Exploitation and habitat degradation as agents of change within coral reef fish communities. Global Change Biology 14: 2796-2809.

Wilson SK, Burgess SC, Cheal AJ, Emslie M, Fisher R (2008b). Habitat utilization by coral reef fish: implications for specialists vs. generalists in a changing environment. Journal of Animal Ecology 77: 220–228.

Wood EM (2001). Collection of coral reef fish for aquaria: global trade, conservation issues and management strategies. Marine Conservation Society, United Kingdom.

Worms B, Barbier EB, Beaumont N, Duffy JE, Folke C, Halpern BS, Jackson JBC, Lotze HK, Micheli F, Palumbi SR, Sala E, Selkoe KA, Stachowicz JJ, Watson R (2006). Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. Science 314(5800): 787-790.

Z

Zar JH (1999). Biostatistical Analysis, 4th Edition. Prentice Hall International, London.

Zeller D, Darcy M, Booth S, Loweb MK, Martell S (2008). What about recreational catch? Potential impact on stock assessment for Hawaii's bottomfish fisheries. Fisheries Ressource 91: 88-97.

ANNEXES

ANNEXES

ANNEXE A - Feuilles de collecte des données pour les enquêtes de pêche.

ANNEXE B - Atlas : la pêche de poissons récifo-lagonaires sur la zone Voh-Koné-Pouembout.

ANNEXE C - Article 5 : Jollit I, Leopold M, Guillemot N, David G, Chabanet P, Lebigre J-M, Ferraris J. The spatial structure of informal coastal fisheries in New Caledonia. Marine Pollution Bulletin (Numéro spécial Nouvelle Calédonie), sous presse.

ANNEXE D - Feuilles de collecte des données pour les observations visuelles en plongée.

ANNEXE E - Article 6 : Pelletier D, Leleu K, Mou-Tham G, Guillemot N, Chabanet P. Observing highly diversified fish assemblages : do high-definition video and underwater visual censuses provide similar information ? Soumis à Marine Biology.

ANNEXE F - Liste des communications orales en lien avec les différents chapitres.

ANNEXE A

Feuilles de collecte des données pour les enquêtes de pêche

Cette annexe présente les différentes feuilles de relevé utilisées lors de la collecte des données de pêche : le questionnaire utilisé lors des enquêtes aux mises à l'eau puis celui utilisé lors des enquêtes à domicile. Chaque questionnaire de pêche était accompagné d'une photographie satellite en noir et blanc et au format A3, permettant de reporter précisément l'ensemble des zones de pêche en lien avec les données relevées dans le questionnaire.

N° :

Enquêteur : …… **Mise à l'eau :** …… **Date :** …… **Heure :** ……h……
Marée : MH : ……h…… / MB : ……h…… **Météo :** vent : fort / moyen / faible / absent ; pluie : présence / absence ; couverture nuageuse : ciel bleu / voilé / très nuageux
Orientation du vent : ……..

Questionnaire au débarquement des pêcheurs

I. Pêche du jour et habitudes de pêche

La pêche du jour

1. A quelle heure êtes-vous sorti en mer ? …….
2. Combien de personnes ont pêché avec vous sur le bateau ? ……
3. Combien de temps avez-vous passé à pêcher ? …….

5. Pourriez-vous me montrer sur la carte dans quelle(s) zone(s) vous êtes allé pêcher ? *[CARTE]*
6. Avec quels engins avez-vous pêché dans ces zones ? *[CARTE]*

8. Remplir le tableau 1 ci-dessous :
a) Quelles espèces de poisson avez-vous pêché ?

b) Quels sont les quantités / tailles / poids des espèces pêchées ?
c) Qu'allez-vous faire des poissons que vous avez pêchés ? *(V=vendu, M=mangé, D=donné)*

Tableau 1 : Pêche du jour

	Espèces pêchées	Engin	Quantité	poids (kg) / taille (cm)	Destination (V/M/D)
1					
2					
3					
4					
5					
6					
			Poids total : kg		**% vendu :**
					% mangé :
					% donné :

Les habitudes de pêche

4. Combien de temps passez-vous à pêcher d'habitude ?
……...
7. Dans quelles zones allez-vous pêcher d'habitude et avec quels engins ? *[CARTE]*

9. Remplir le tableau 2 ci-dessous :
a) Quelles espèces pêchez-vous d'habitude et en quelle proportion par engin ?
b) Quelle est la quantité de poisson pêché par sortie ?
c) Que faîtes-vous d'habitude des poissons pêchés ?

Tableau 2 : Pêche habituelle

	engins	% engins	espèces pêchées	% espèces
1			- - -	- - -
2			- - -	- - -
3			- -	- -
Poids total / sortie : kg				
% vendu :				
% mangé :				
% donné :				

II. Type de pêcheur :

10. *Si le pêcheur vend une partie de sa pêche* **: Que représente pour vous l'argent issu de la vente du poisson que vous pêchez ?**

- ☐ **Un moyen de rentabiliser les dépenses de la sortie (dépenses de : [_] carburant / [_] matériel / [_] bateau / [_] moteur)**
- ☐ **Un revenu complémentaire ([_] régulier / [_] occasionnel)**
- ☐ **Votre revenu majoritaire**

11. A partir de combien de kilos de poisson pêchés êtes-vous satisfait de votre sortie ? [_____] kg

12. Comment choisissez-vous vos jours de pêche ? *(week-ends, vacances, etc.)*

……

13. A quelle période de l'année allez-vous le plus pêcher ?

J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D

14. Combien de fois <u>par mois</u> pendant cette période ? [____] fois / mois

15. Combien de fois <u>par mois</u> pendant le reste du temps ? [____] fois / mois

III. Renseignements sur l'enquêté

16. Où habitez-vous (nom du village ou de la tribu) ? ……..

17. Depuis combien de temps ?
…….

18. Venez-vous toujours à cette mise à l'eau ? ☐ OUI ☐ NON

19. Si NON, quelle(s) autre(s) mise(s) à l'eau fréquentez-vous ? ……...

20. Quel âge avez-vous ? [____] Ans

21. Sexe : ☐ **M** ☐ **F**

22. Exercez-vous une activité professionnelle ? ☐ OUI ☐ NON

23. Si OUI, laquelle ?
…….

24. Si cela vous intéresse d'assister à une réunion de restitution des résultats de ces enquêtes :

Tel : ……/……/…… **Prénom :** …… **Nom :** ……

25. a) N° bateau : …….. **b) Taille : [____] mètres** **c) Puissance : [____] CV**

IV. Connaissance de la réglementation des pêches

26. Savez-vous qu'il existe une nouvelle réglementation des pêches depuis 2006 ? ☐ OUI ☐ NON

27. Si oui, quels articles de cette réglementation pouvez-vous me citer ? ……..

……

<u>Observations :</u>

N° : **Enquêteur :** …… **Village/tribu :** ……. **Date :** …../…../….

Questionnaire aux pêcheurs embarqués à domicile

I. Habitudes de pêche

1. **Quels sont la taille, la puissance et l'âge de votre bateau ?** **Taille : [___] m Puissance : [___] CV**
   Age : …… **ou N°** : ……
2. **Votre bateau est-il sur remorque ?** ☐ **OUI** ☐ **NON**
3. **Si OUI, où mettez-vous votre bateau à l'eau ?** ……..
4. **Si NON, où laissez-vous votre bateau ?** ……..
5. **Dans quelles zones allez-vous pêcher ?** *[CARTE]*
6. **Avec quels engins pêchez-vous pour chacune de ces zones ?** *[CARTE]*
7. **Combien de temps passez-vous à pêcher ?** ……

8. ***Remplir le tableau ci-dessous :***

   a) **Quelles espèces pêchez-vous d'habitude et en quelle proportion par engin ?**
   b) **Quelle est la quantité de poisson que vous pêchez à chaque sortie ?**
   c) **Que faîtes-vous du poisson que vous pêchez ?**

engins		% engins	espèces pêchées par engin	% espèces par engin
1			- - -	- - -
2			- - -	- - -
3			- - -	- - -

Quantité totale / sortie	kg
% vendu	%
% mangé	%
% donné	%

II. Type de pêcheur

9. *Si le pêcheur vend une partie de sa pêche :* **Que représente pour vous l'argent issu de la vente du poisson que vous pêchez ?**
   - ☐ **Un moyen de rentabiliser les dépenses de la sortie : [_] carburant [_] matériel [_] bateau [_] moteur**
   - ☐ **Un revenu complémentaire : [_] régulier [_] occasionnel**
   - ☐ **Votre revenu majoritaire**

10. **A partir de combien de kilos de poisson pêchés êtes-vous satisfaits de votre sortie ? [_____] kg**
11. **Comment choisissez-vous vos jours de pêche ?** *(week-ends, vacances, etc.)*

……...

12. **A quelle période de l'année allez-vous le plus pêcher ?**

J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D

13. **Combien de fois par mois pendant cette période ? [____] fois / mois**
14. **Combien de fois par mois pendant le reste du temps ? [____] fois / mois**

III. Renseignements sur l'enquêté

15. Depuis combien de temps habitez-vous ici ? ……

16. Quel âge avez-vous ? [____] ans

17. Exercez-vous une activité professionnelle ? ☐ **OUI** ☐ **NON**
18. Si oui laquelle ? ……

19. Si cela vous intéresse d'assister à une réunion de restitution des résultats de ces enquêtes :
Si oui : **Tel :** …../…../….. **Prénom :** …… **Nom :** ……..

20. Sexe : ☐ **M** ☐ **F**

IV. Connaissance de la réglementation des pêches

21. Savez-vous qu'il existe une nouvelle réglementation des pêches depuis 2006 ? ☐ **OUI** ☐ **NON**
22. **Si oui, quels articles de cette réglementation pouvez-vous me citer ?** …….
……...
……...

Observations :

ANNEXE B

Atlas : la pêche de poissons récifo-lagonaires sur la zone Voh-Koné-Pouembout

Cette annexe comporte 43 cartes. Les données représentées proviennent de la campagne d'enquêtes auprès des pêcheurs non-professionnels de la zone Voh-Koné-Pouembout qui a eu lieu de septembre à novembre 2007. Il s'agit de données annuelles (pour l'année 2007), extrapolées par inférence statistique à l'ensemble des pêcheurs estimés de la zone (voir article 1).

Les cartes sont réparties en quatre catégories qui viennent compléter les trois cartes générales présentées au chapitre 2 (Figures 2.1 et 2.2 et Figure 7 de l'article 1).

- cartes par **engin de pêche** (3 cartes) : production pour chacun des trois engins de pêche majoritairement utilisés dans cette zone ;

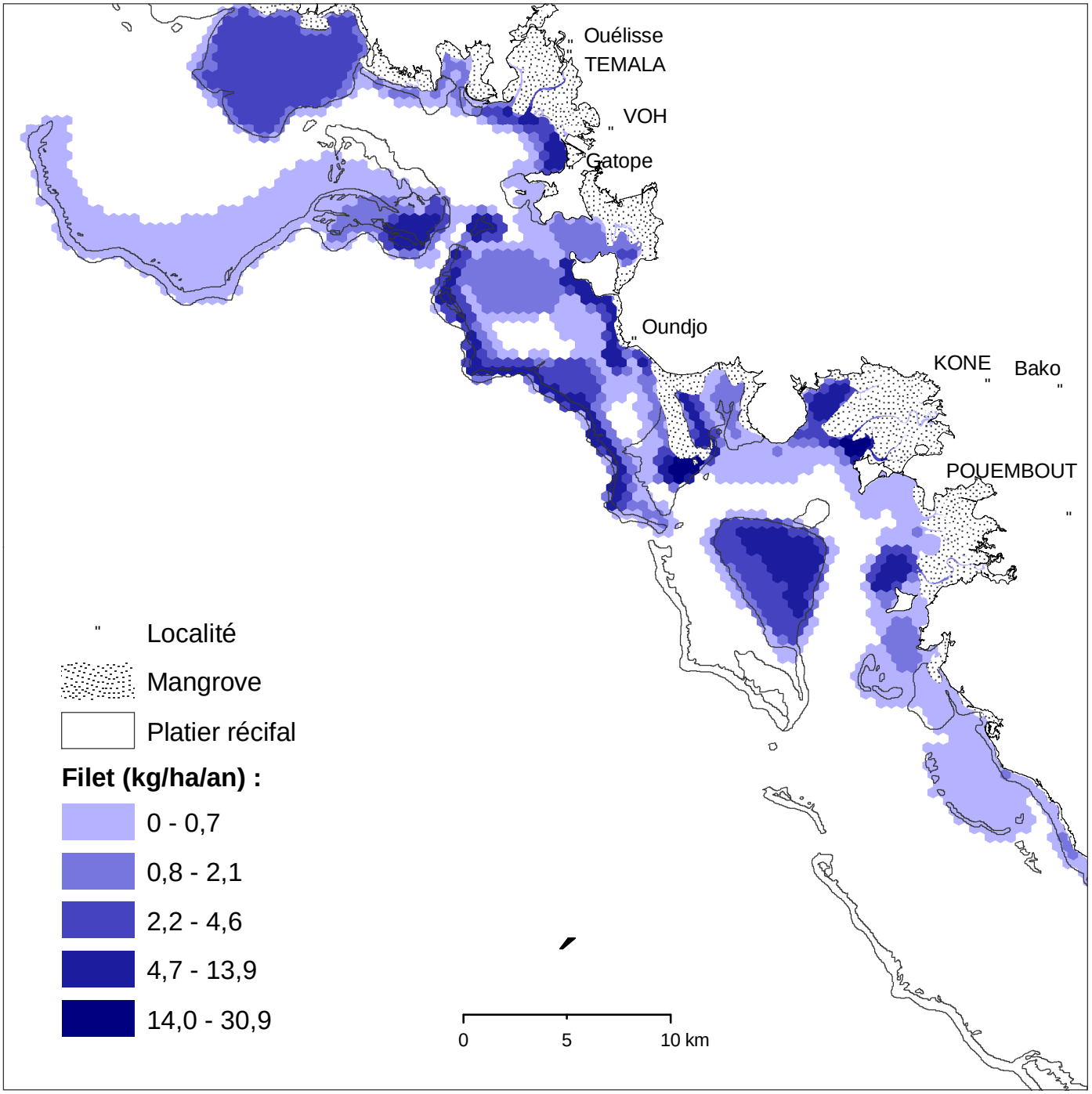
- cartes par **localité** (11 cartes) : production pour chaque localité enquêtée, et globale pour l'ensemble des villages et de l'ensemble des tribus ;

- cartes par **famille taxonomique** (12 cartes) : production pour chacune des principales familles taxonomiques de poissons exploitées dans cette zone ;

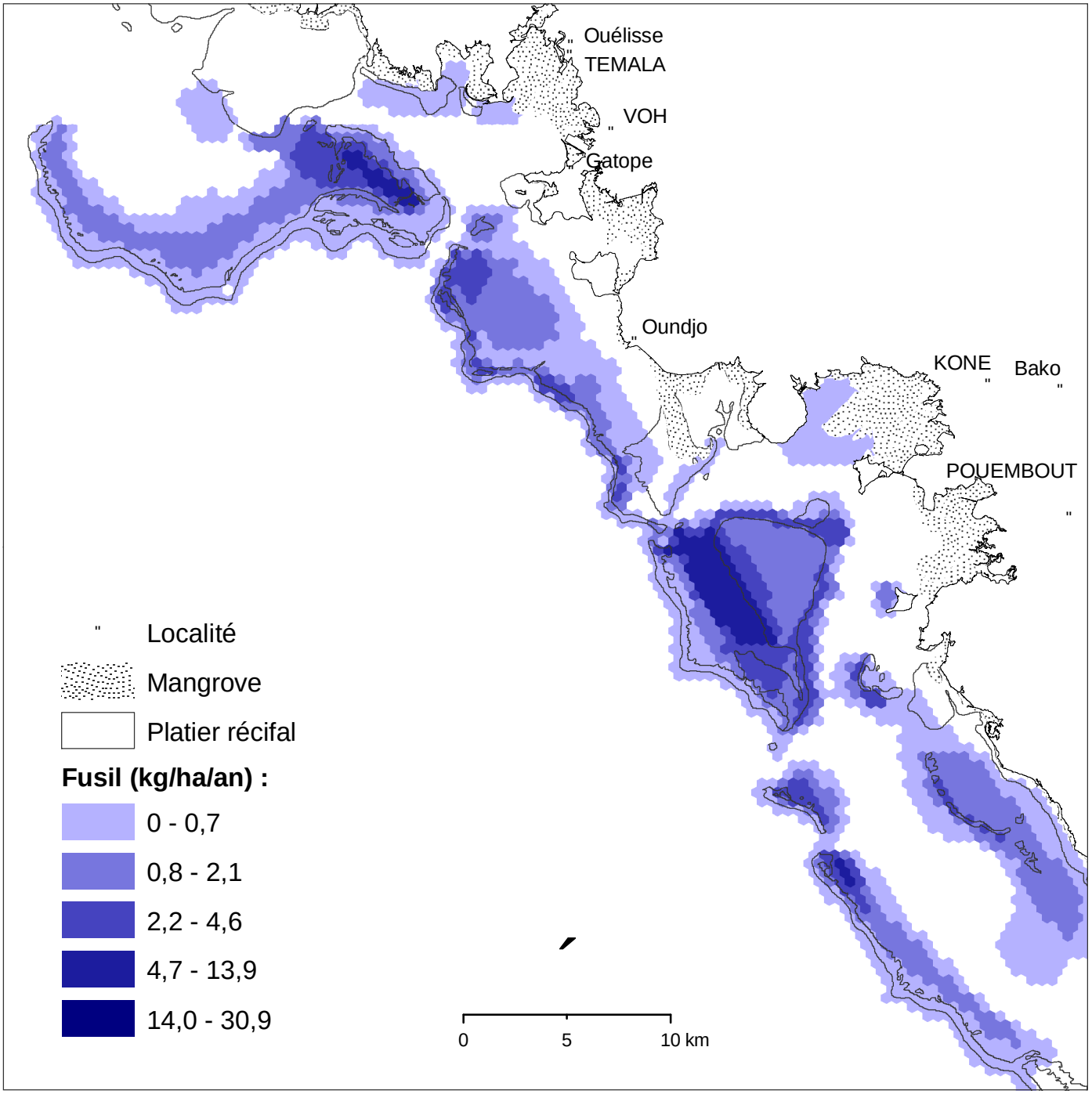
- cartes par **espèce pêchée** (17 cartes) : production pour les principales espèces exploitées dans cette zone (identifiées par leurs noms locaux).

Dans les légendes, les classes de représentation de la production sont homogènes pour une catégorie de carte donnée, afin de permettre une comparaison entre les différentes cartes.

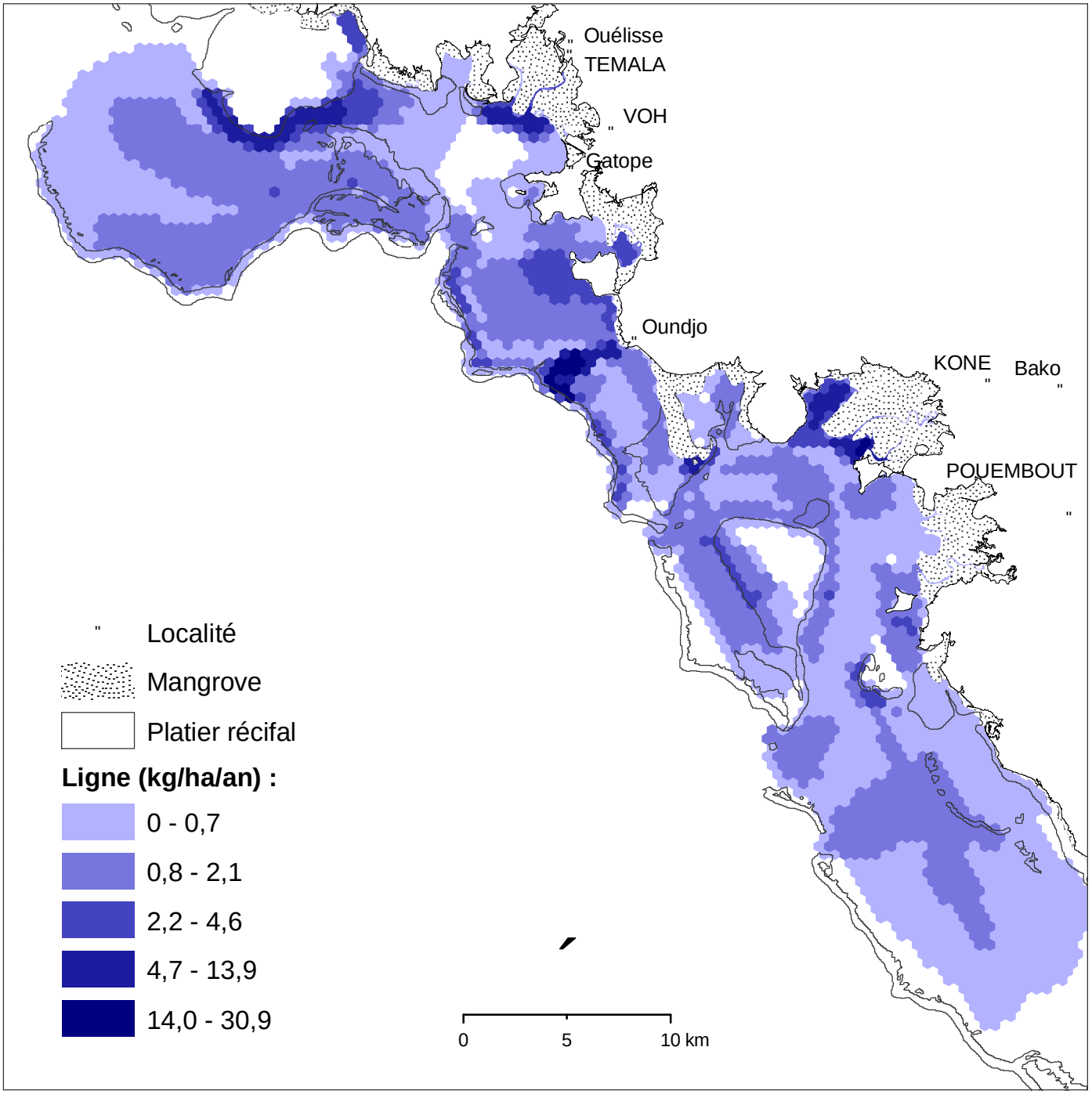
Production par engin de pêche : filet



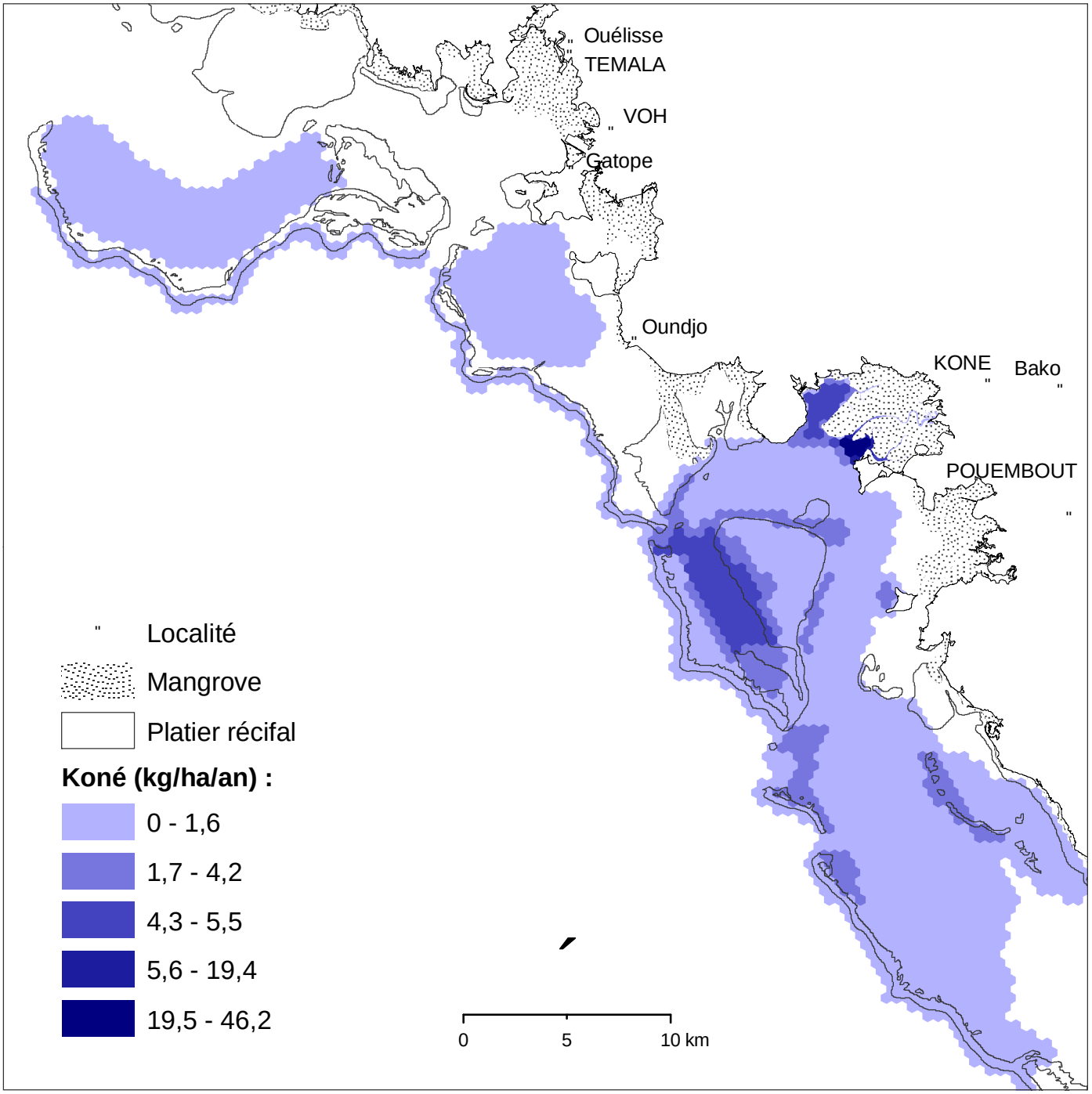
Production par engin de pêche : fusil



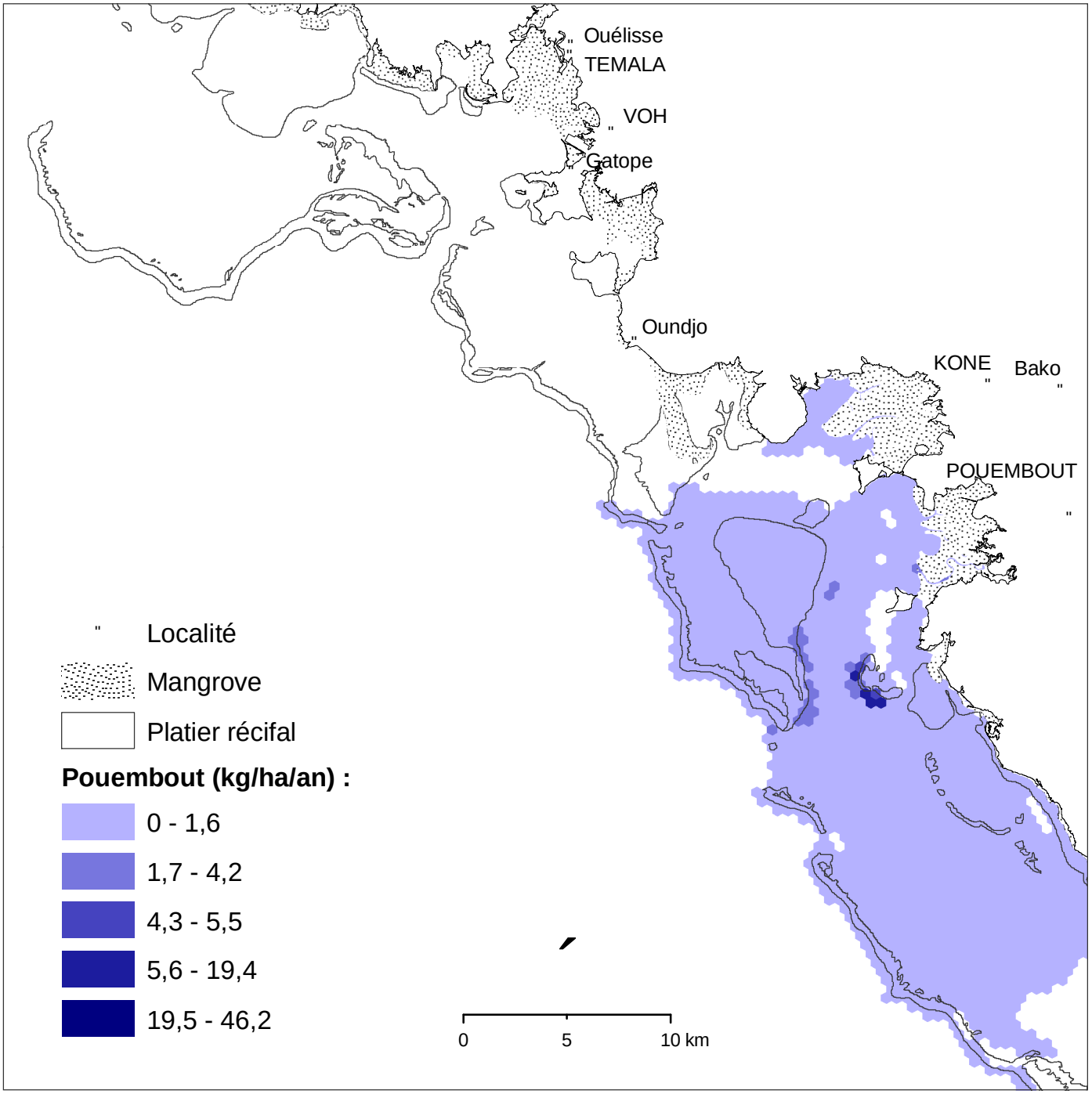
Production par engin de pêche : ligne



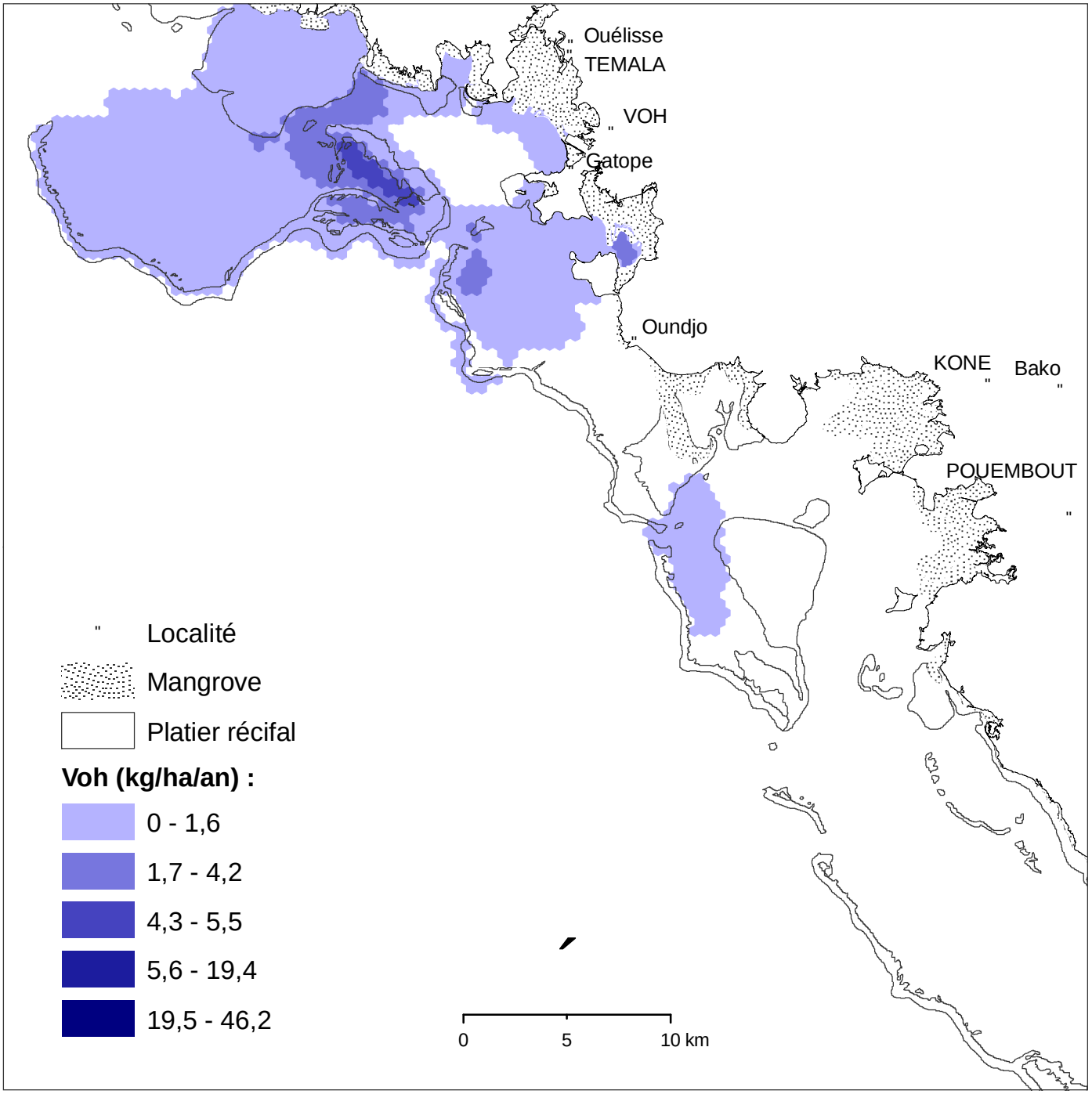
Production par localité : Koné



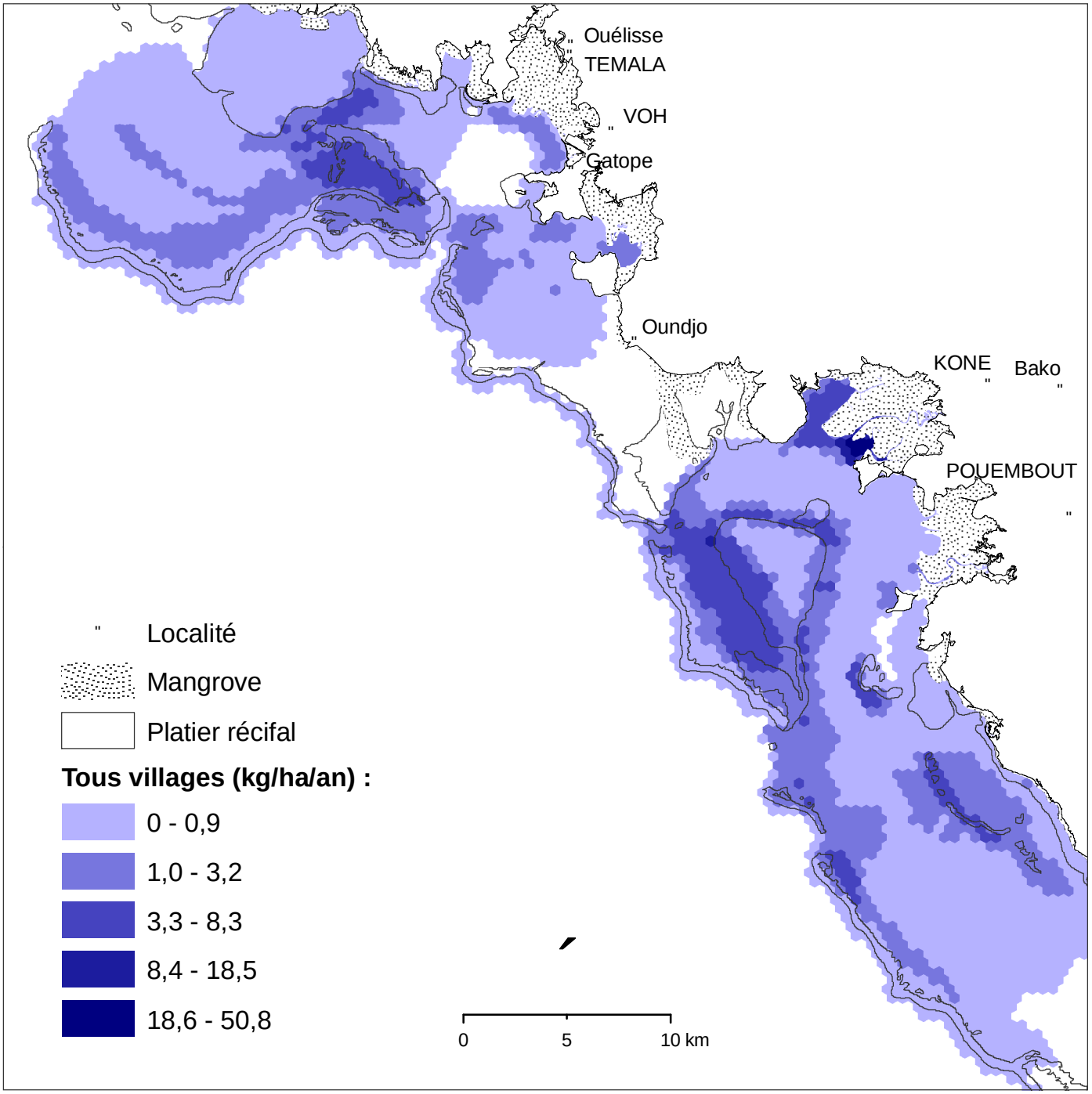
Production par localité : Pouembout



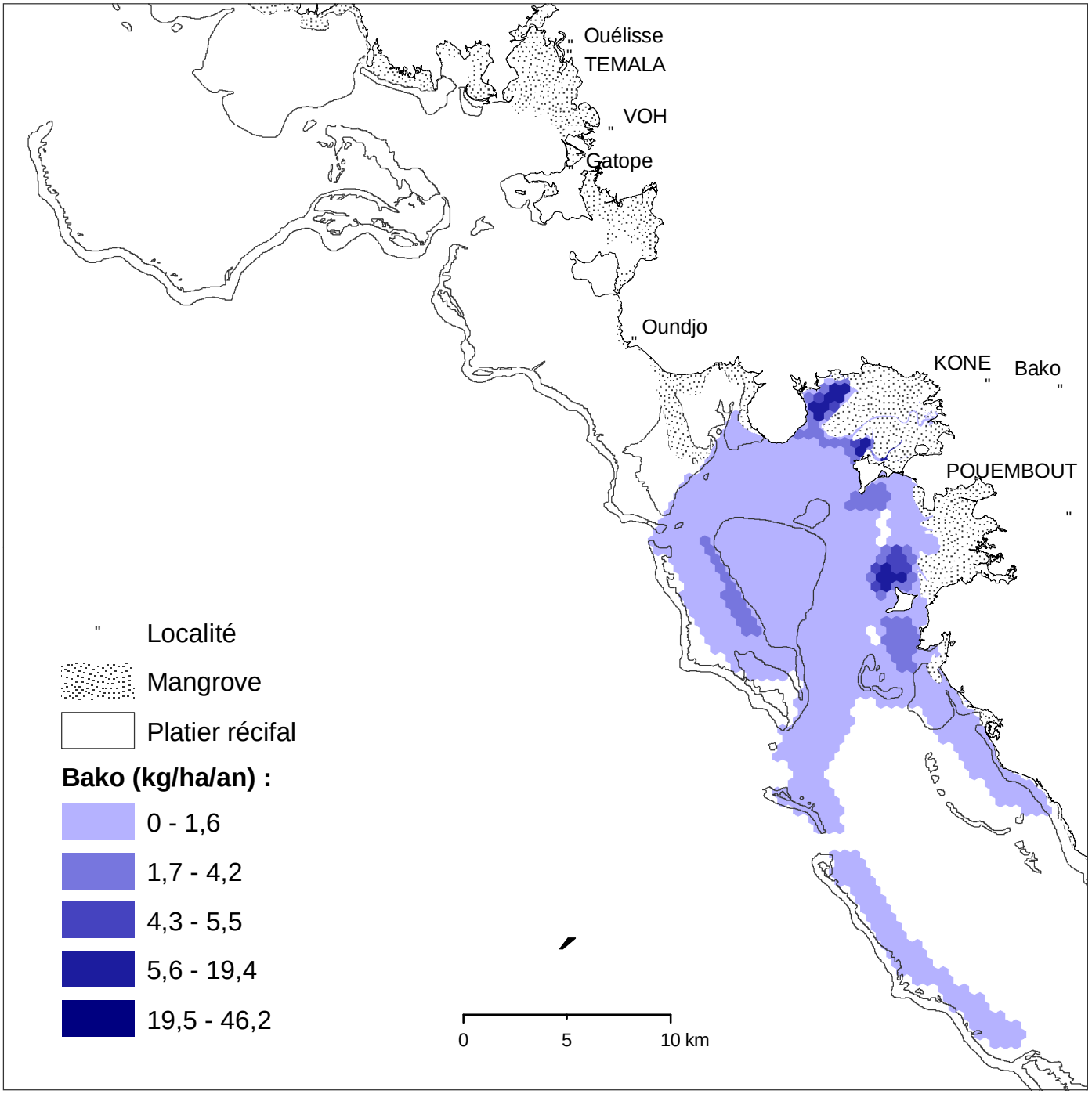
Production par localité : Voh



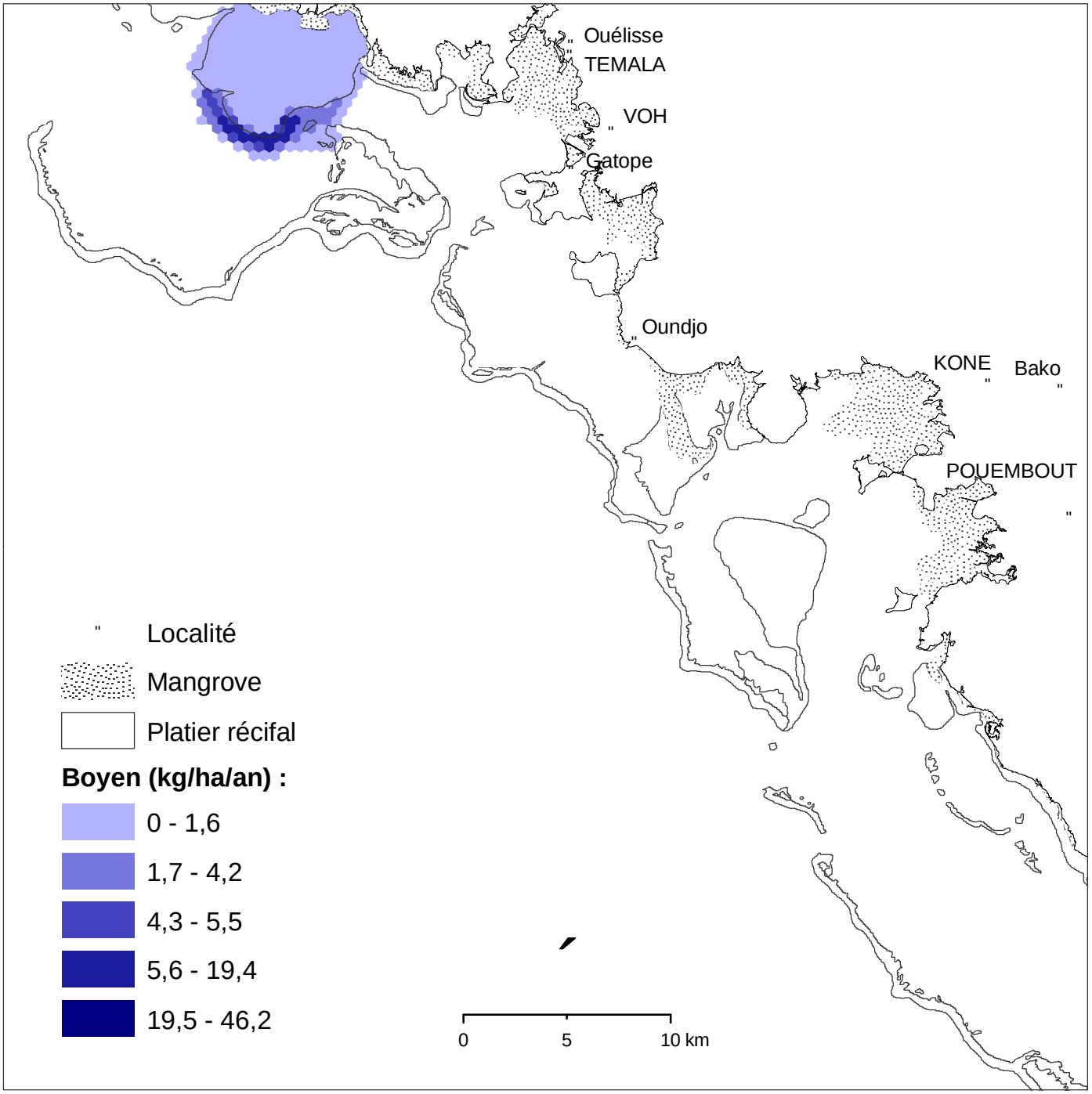
Production par localité : villages



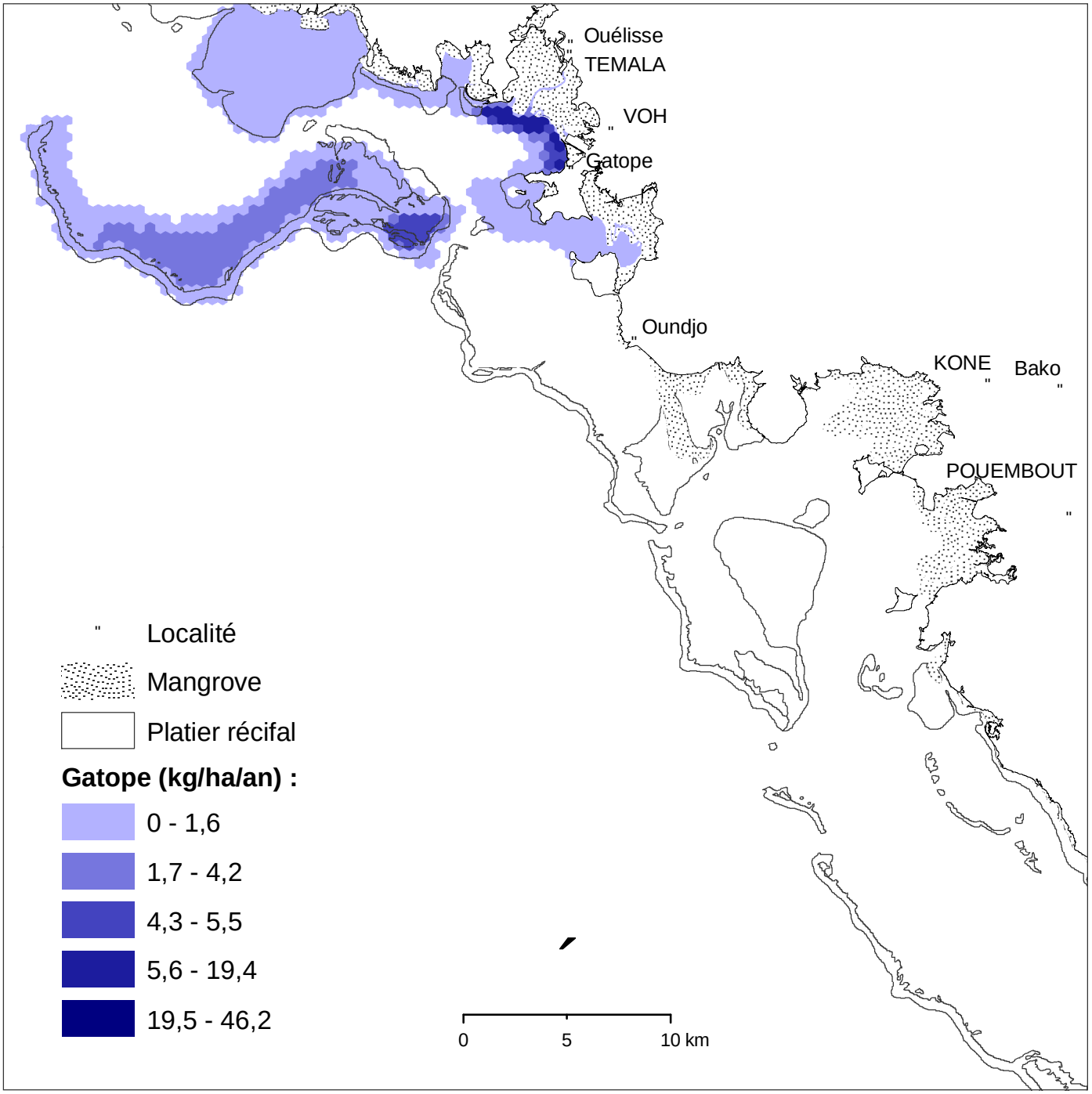
Production par localité : Bako



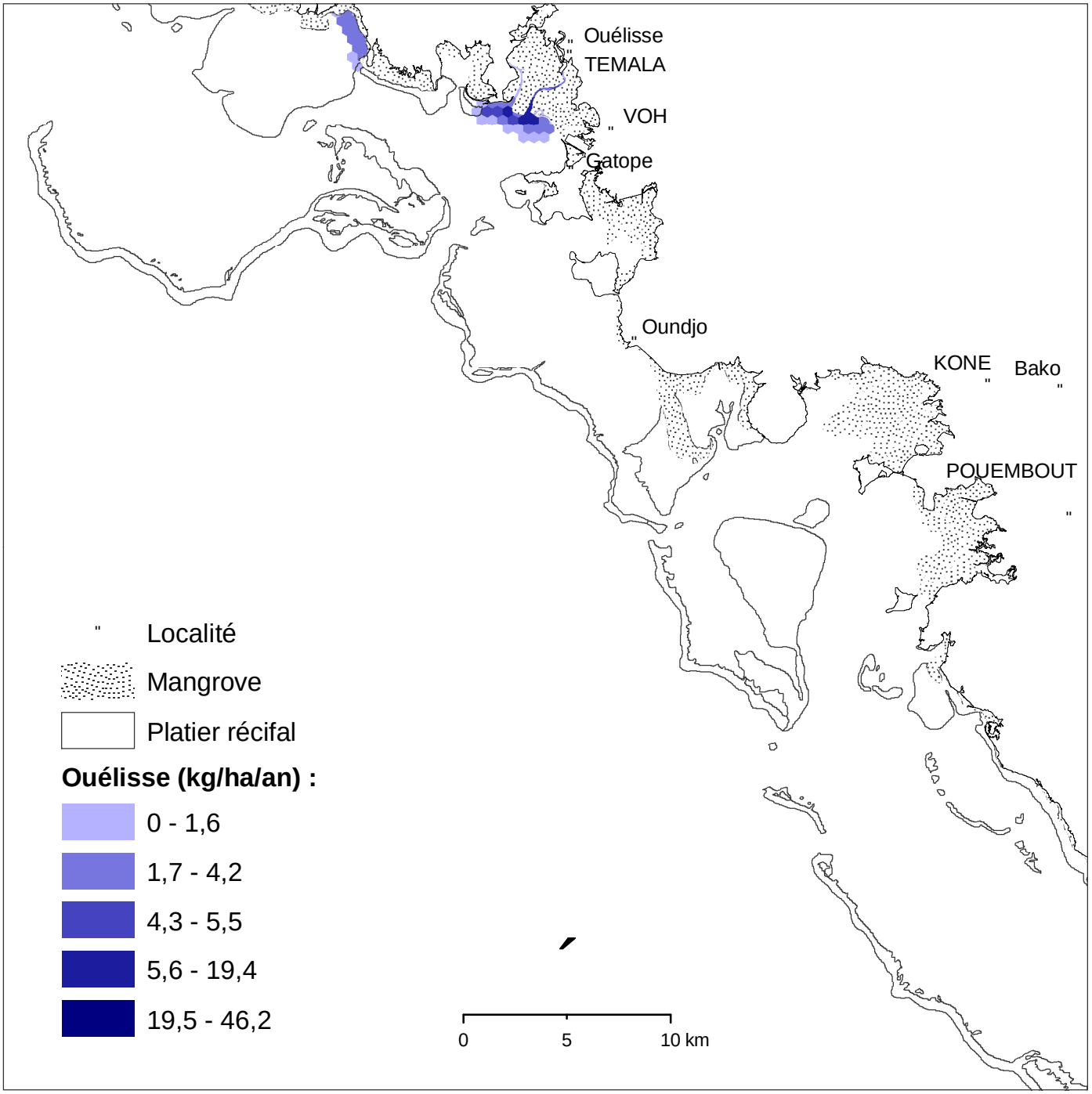
Production par localité : Boyen



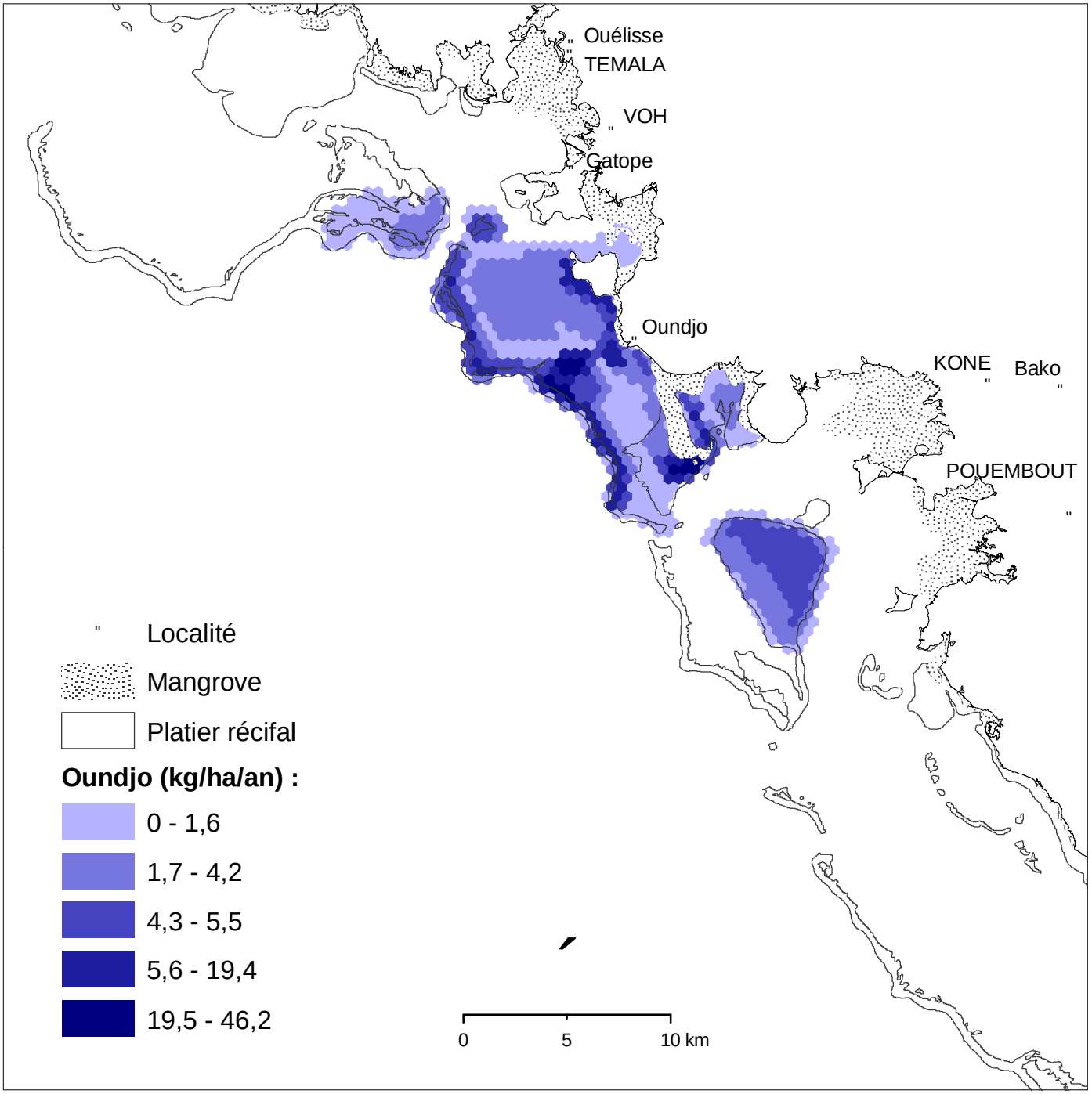
Production par localité : Gatope



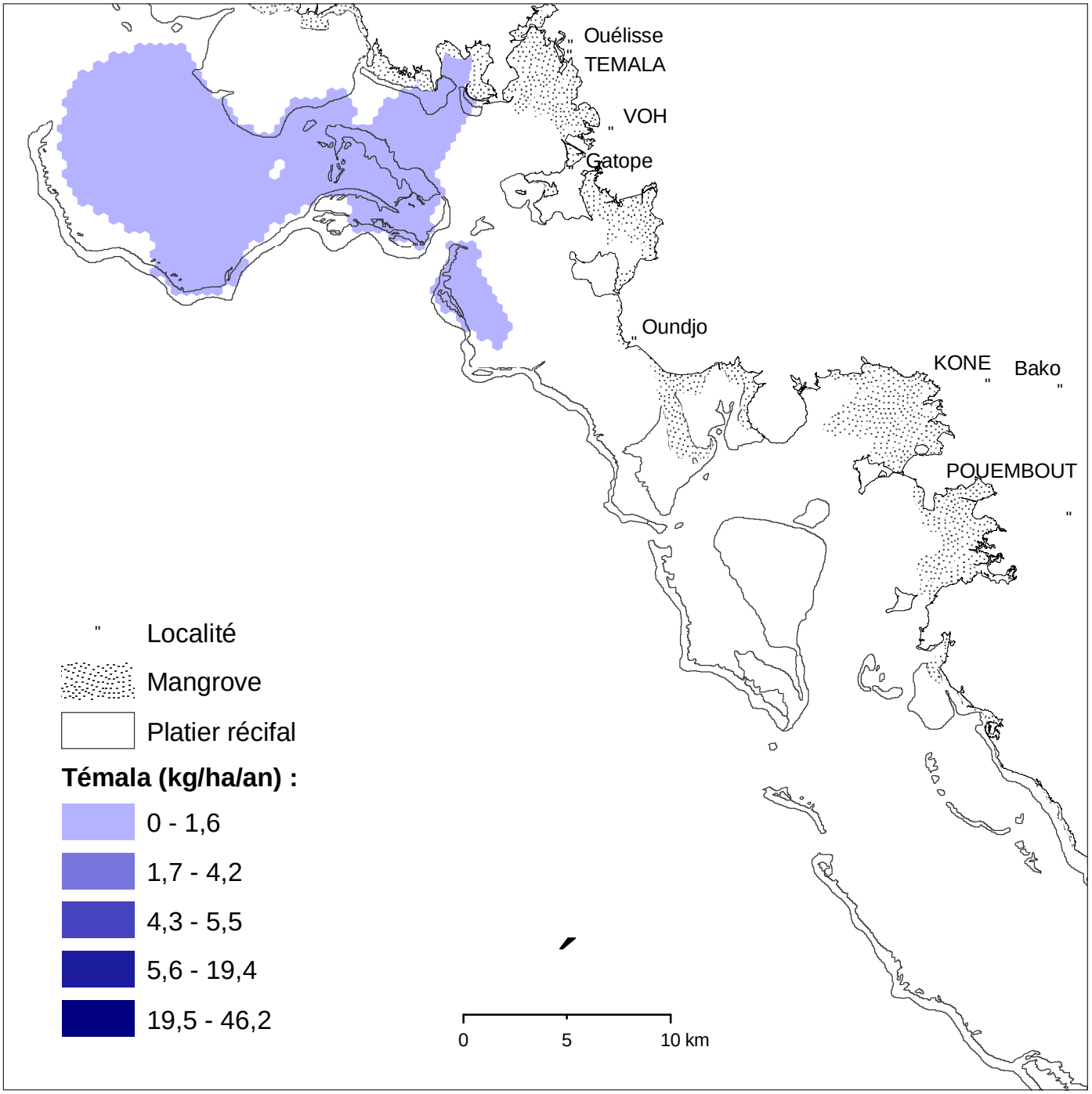
Production par localité : Ouélisse



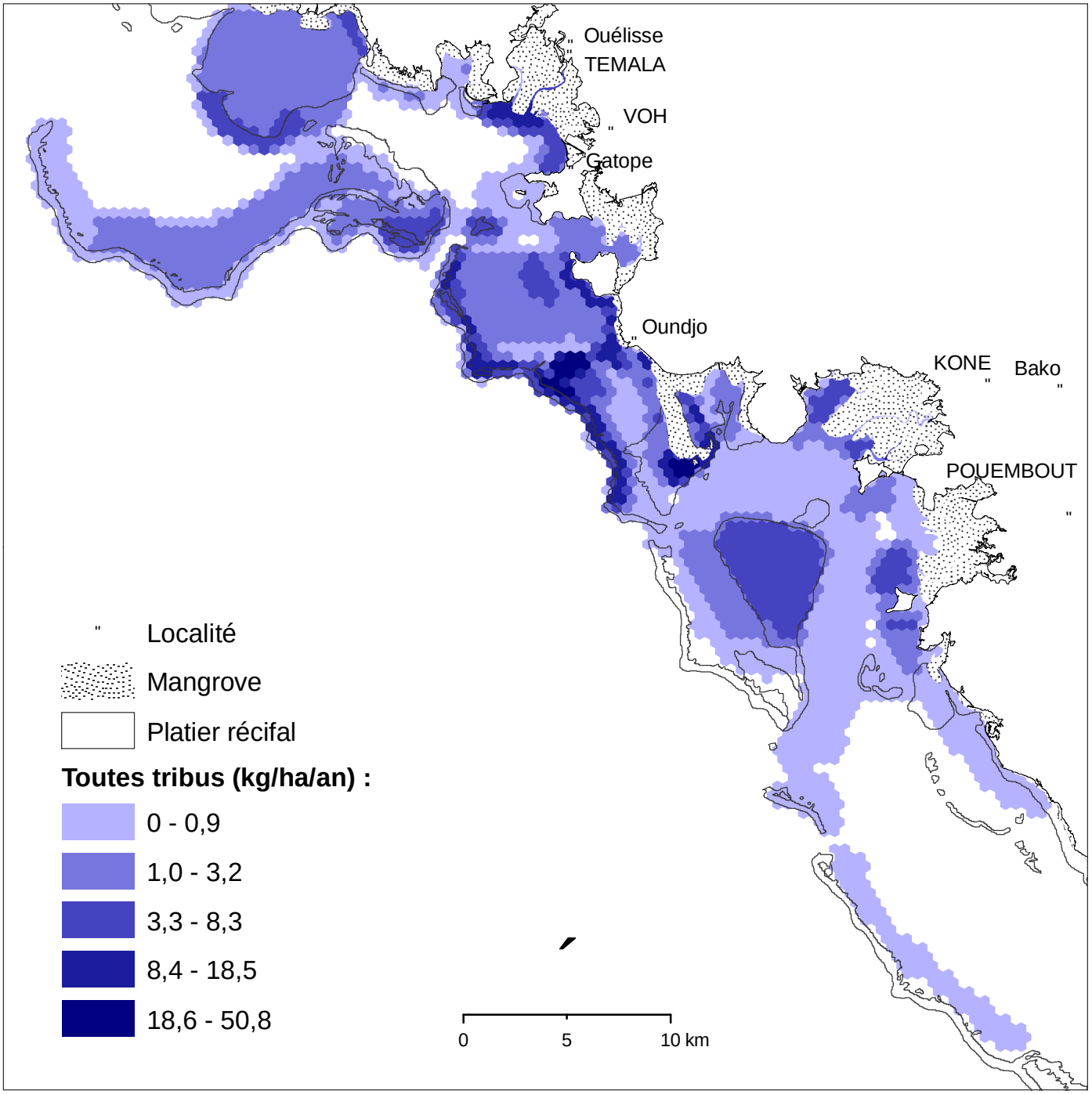
Production par localité : Oundjo



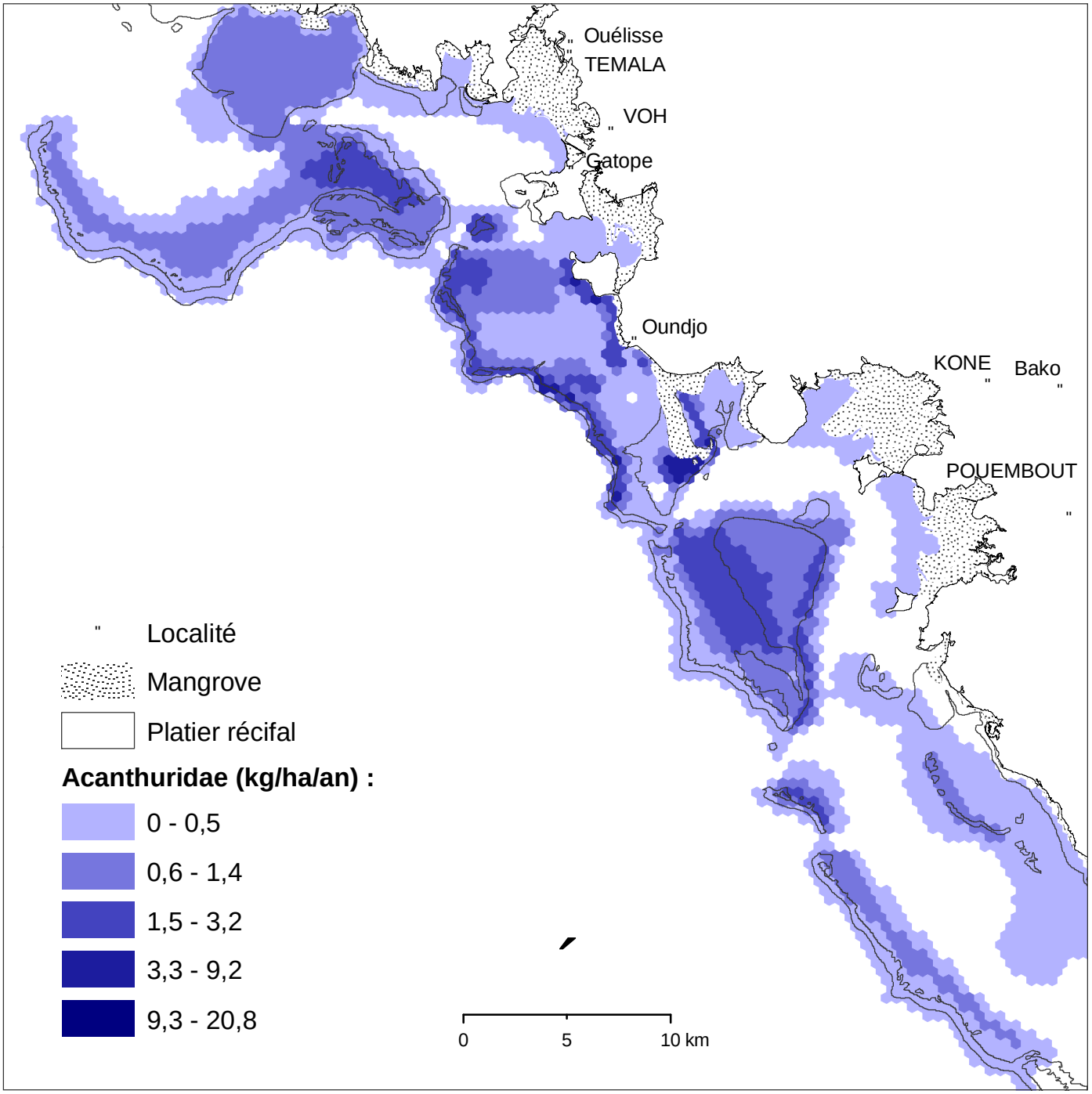
Production par localité : Témala



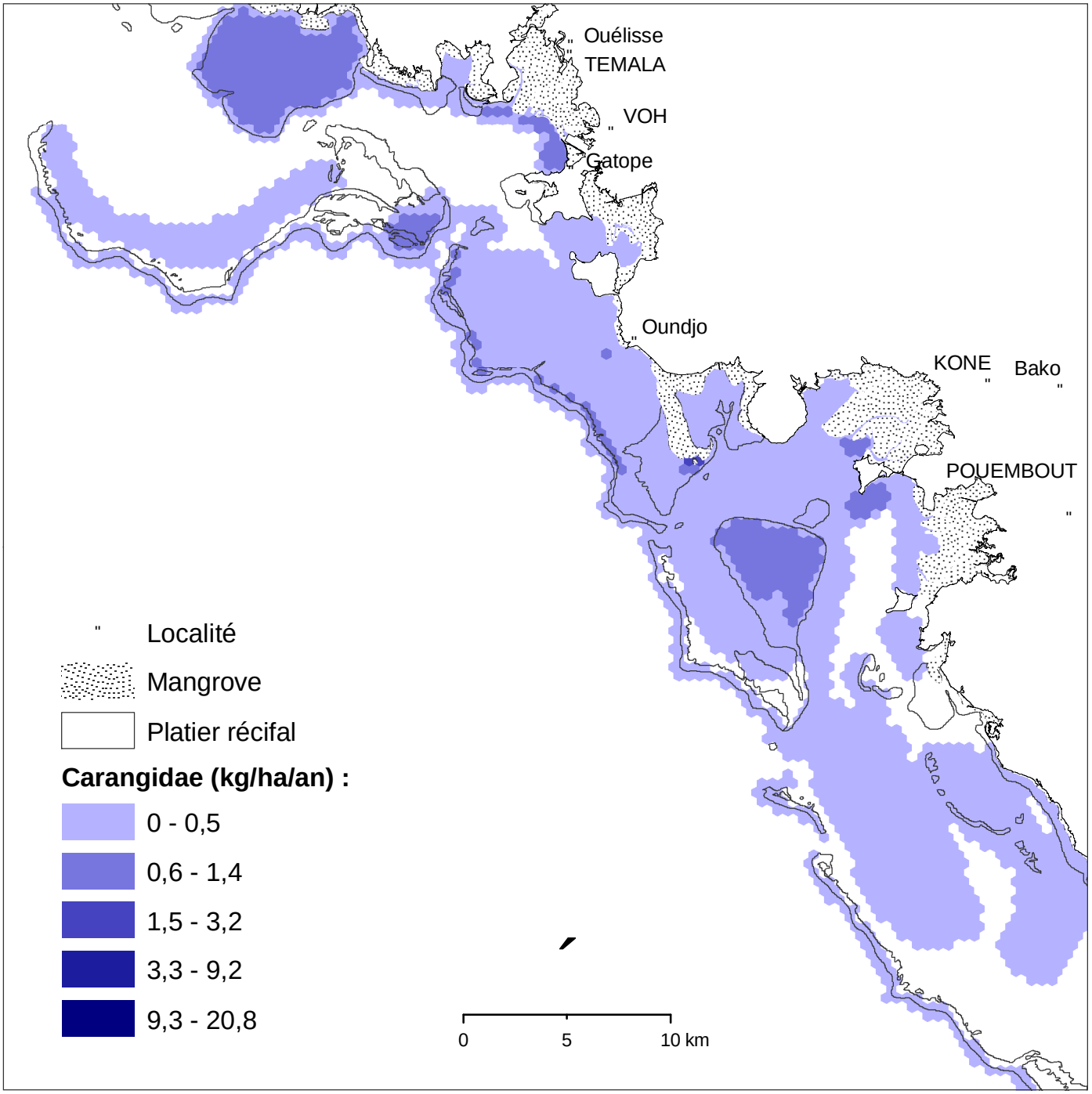
Production par localité : tribus



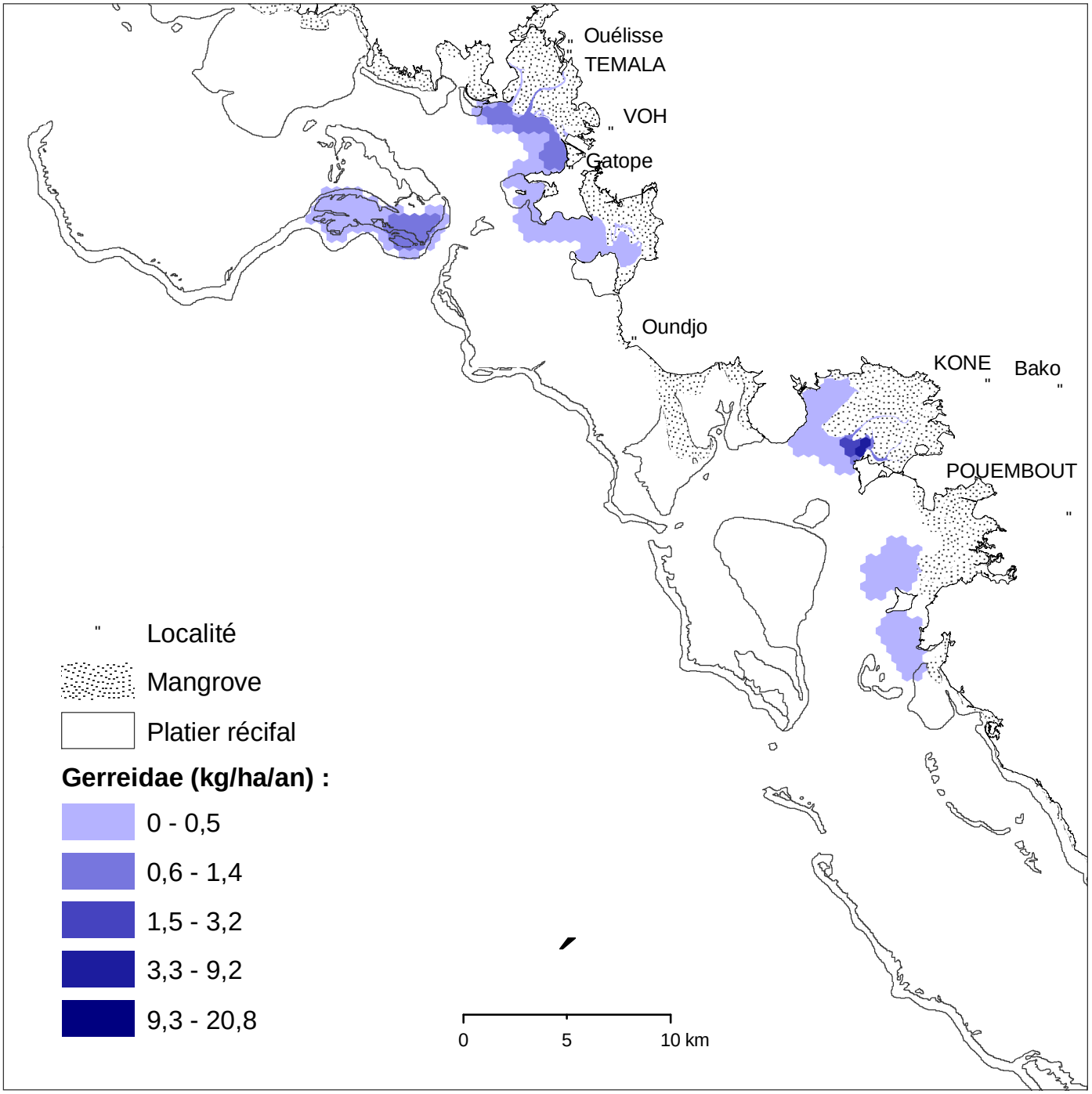
Production par famille taxonomique : Acanthuridae



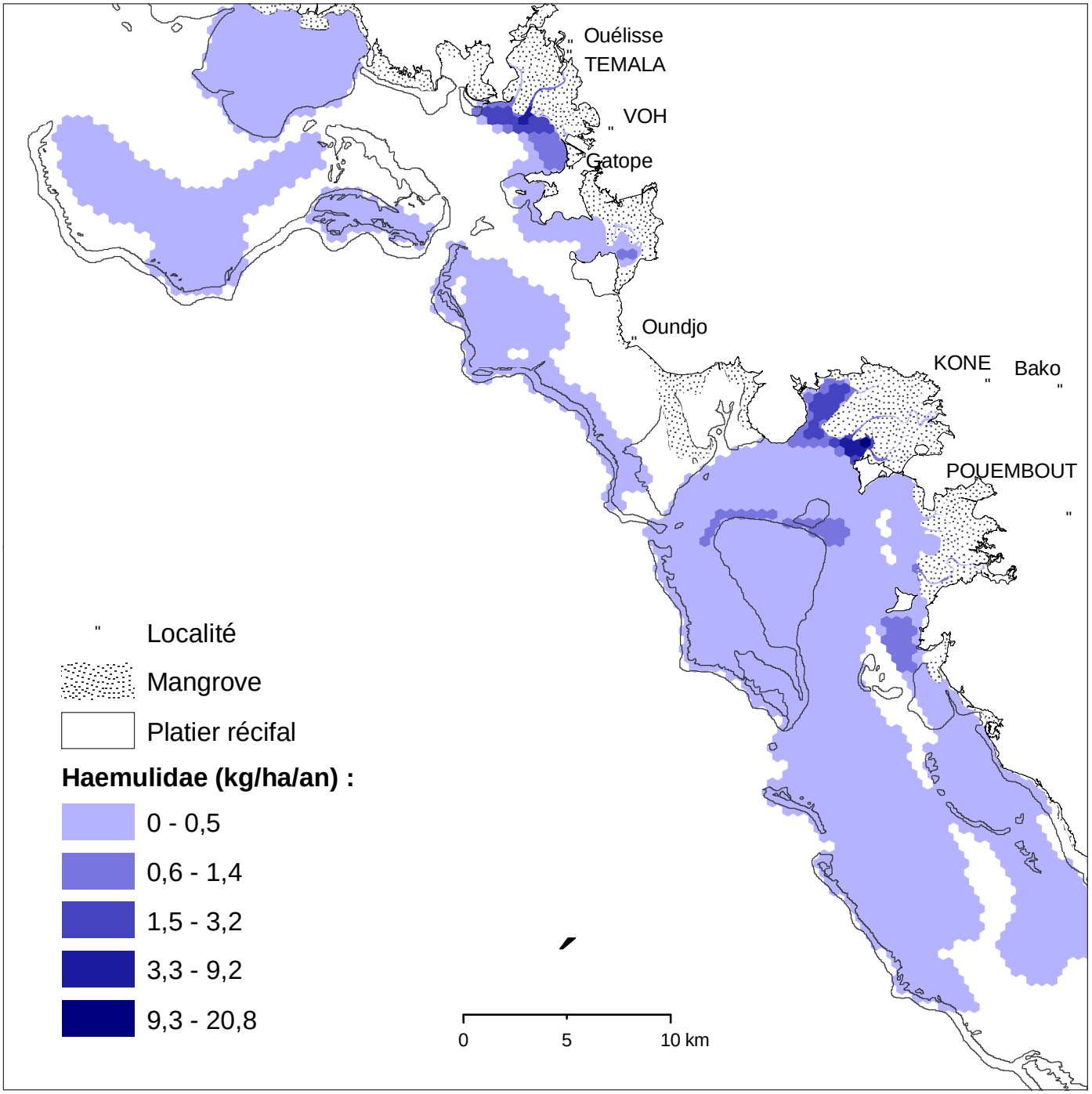
Production par famille taxonomique : Carangidae



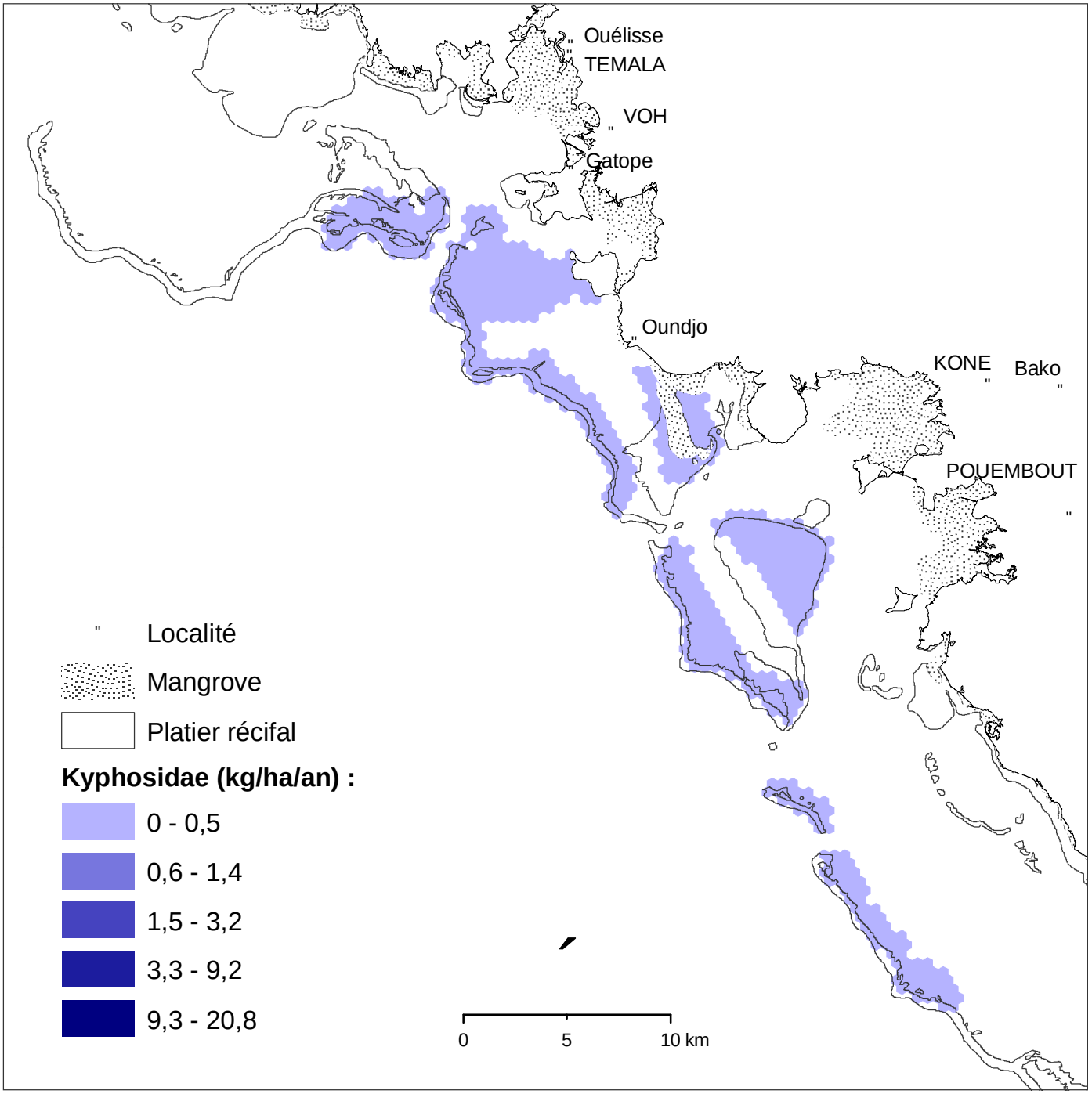
Production par famille taxonomique : Gerreidae



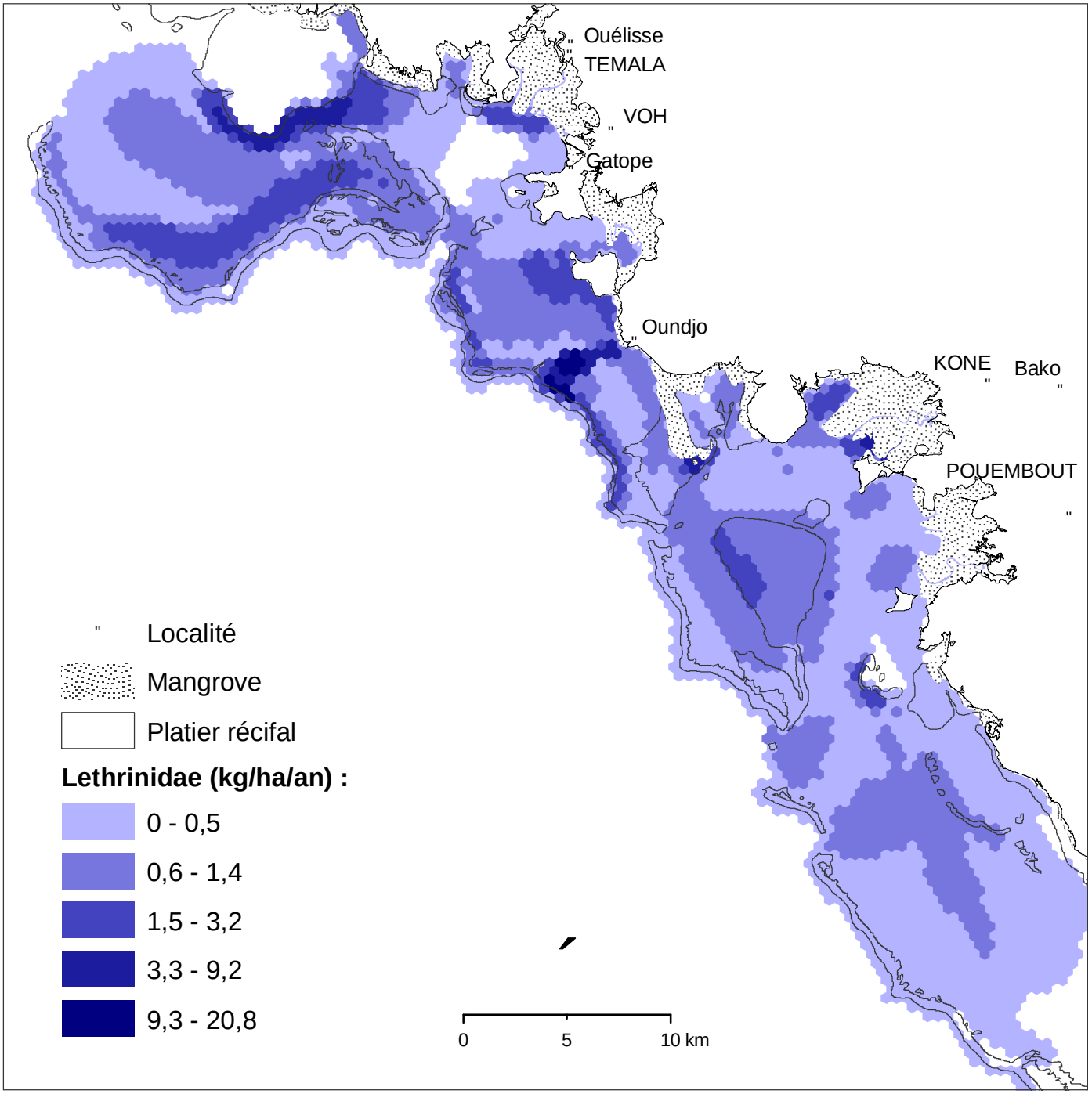
Production par famille taxonomique : Haemulidae



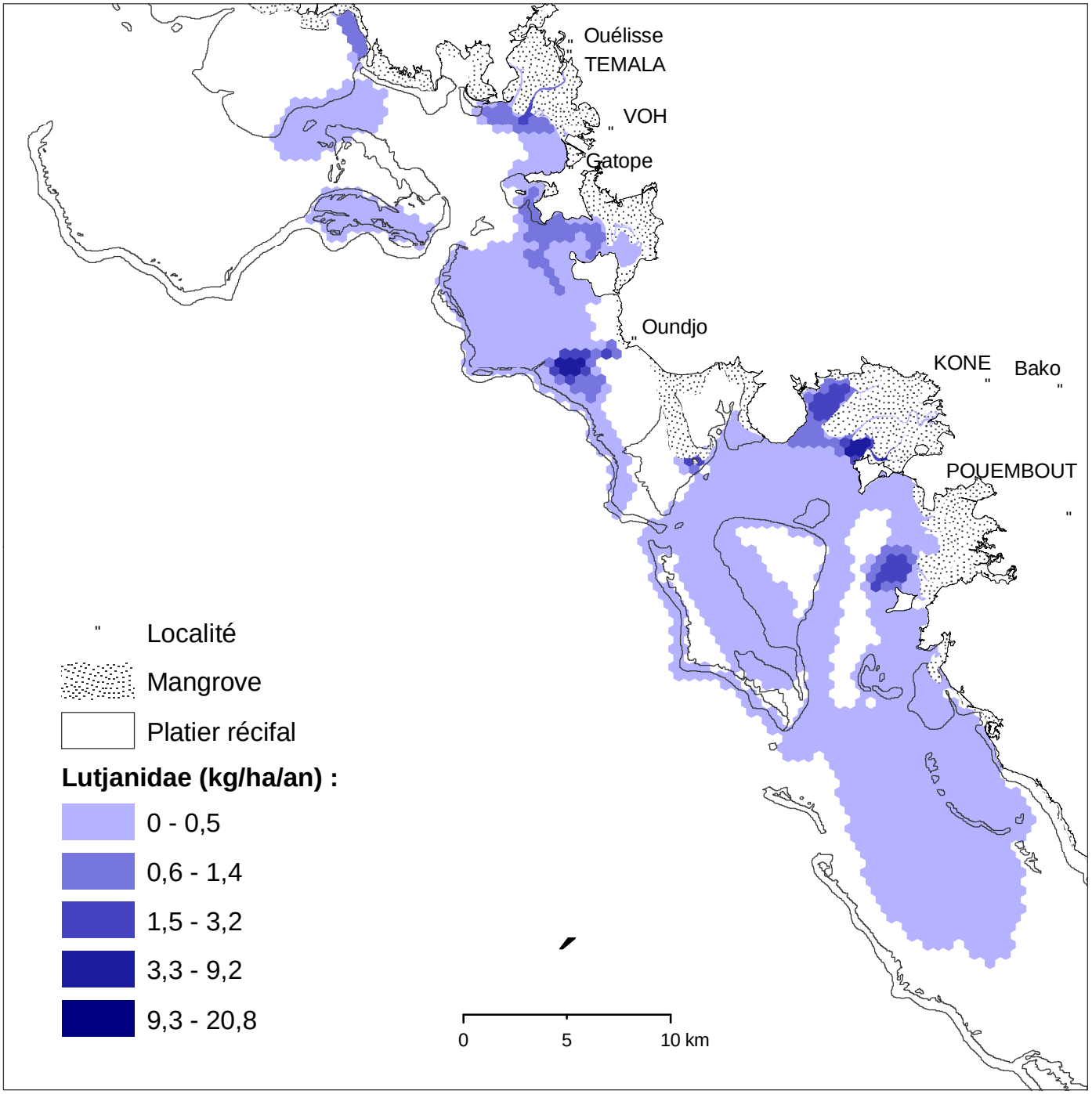
Production par famille taxonomique : Kyphosidae



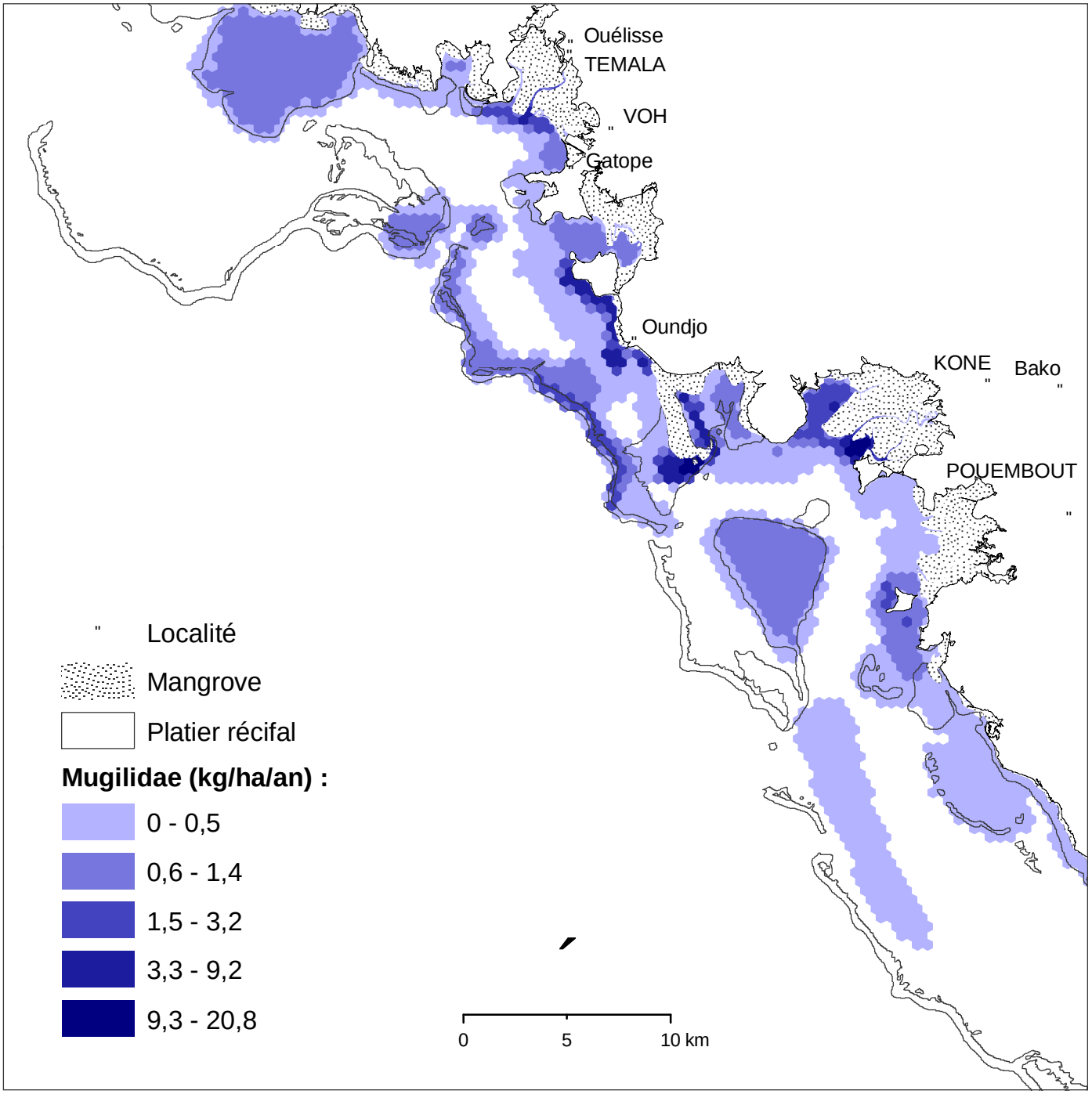
Production par famille taxonomique : Lethrinidae



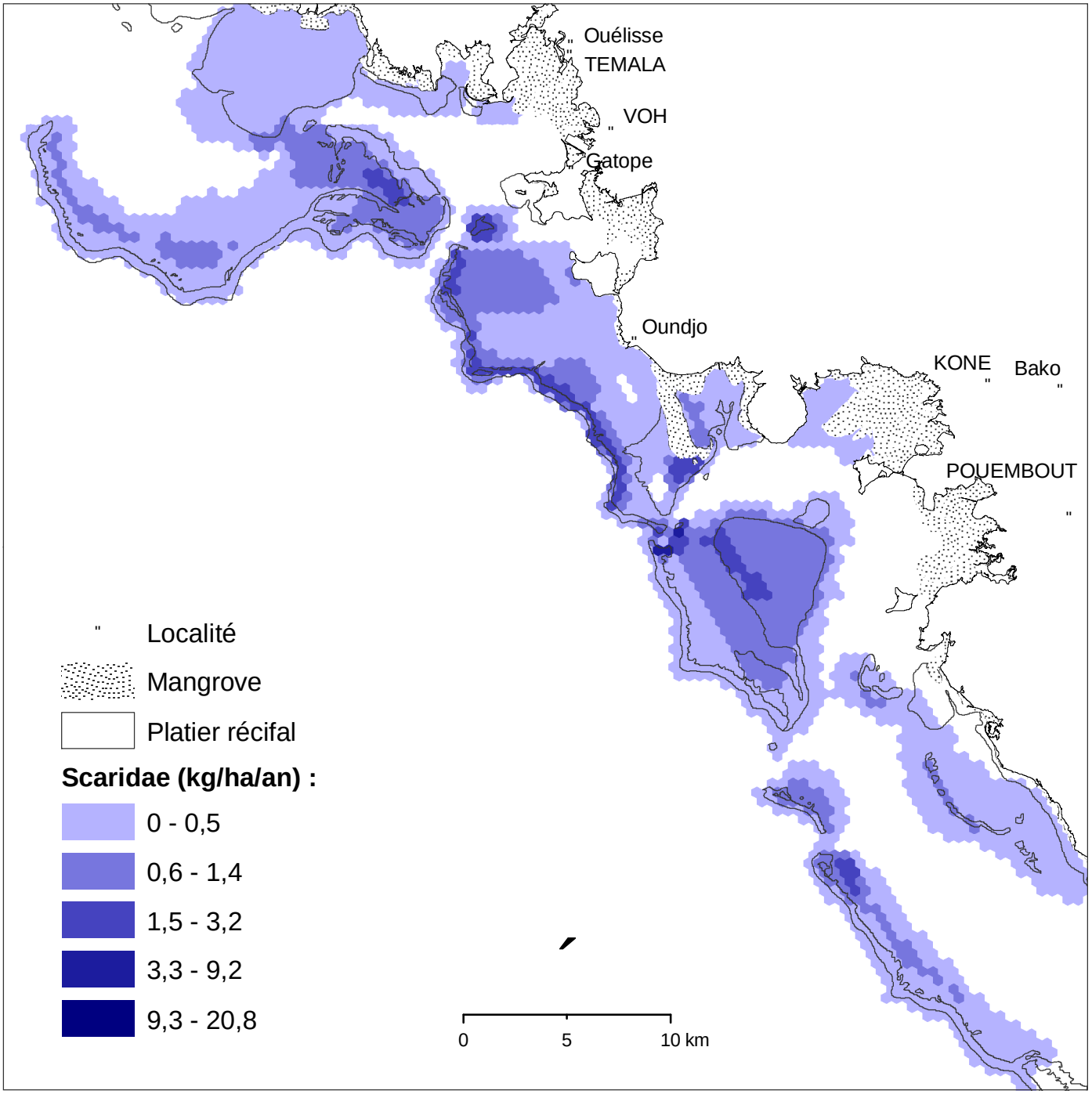
Production par famille taxonomique : Lutjanidae



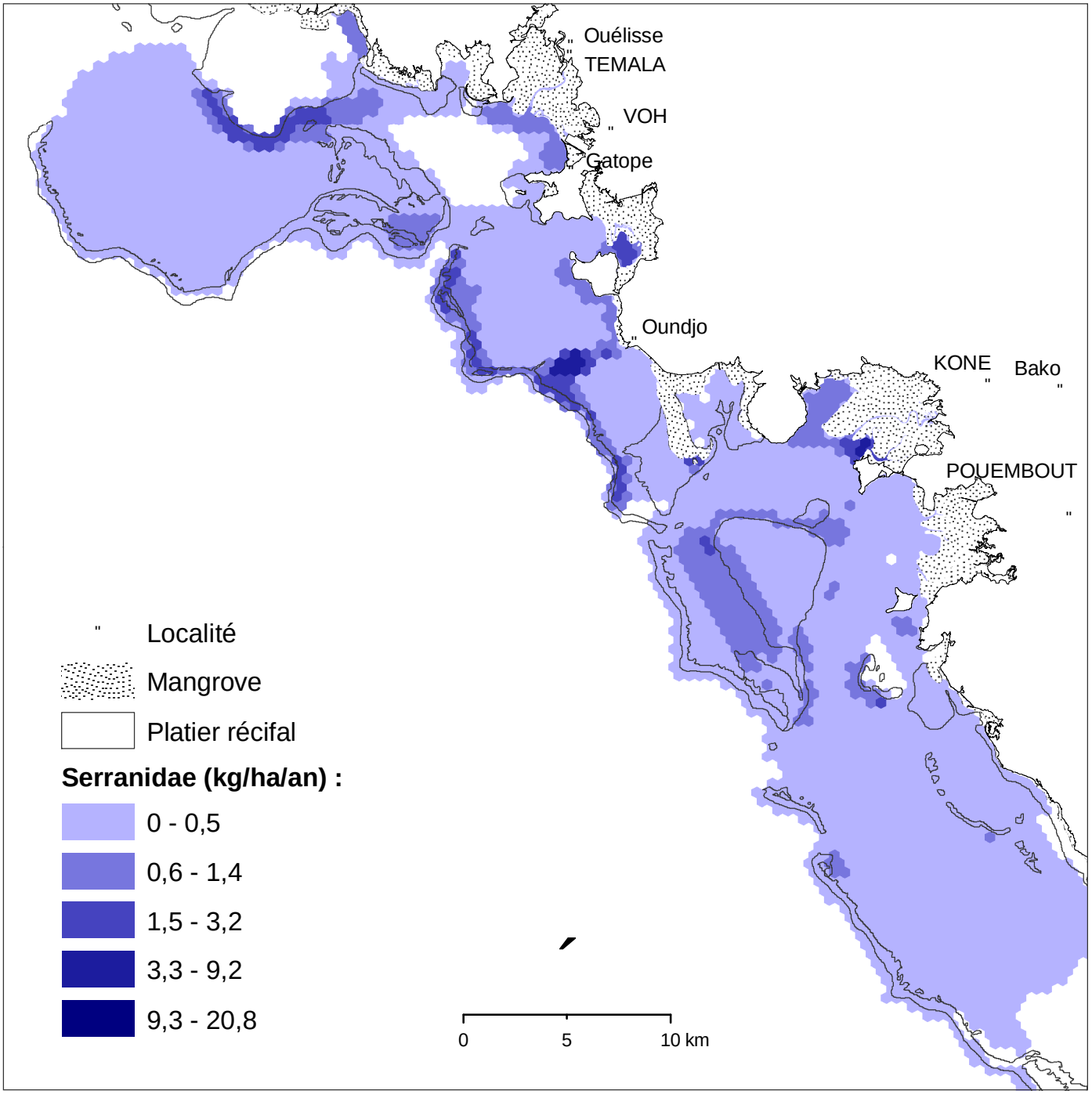
Production par famille taxonomique : Mugilidae



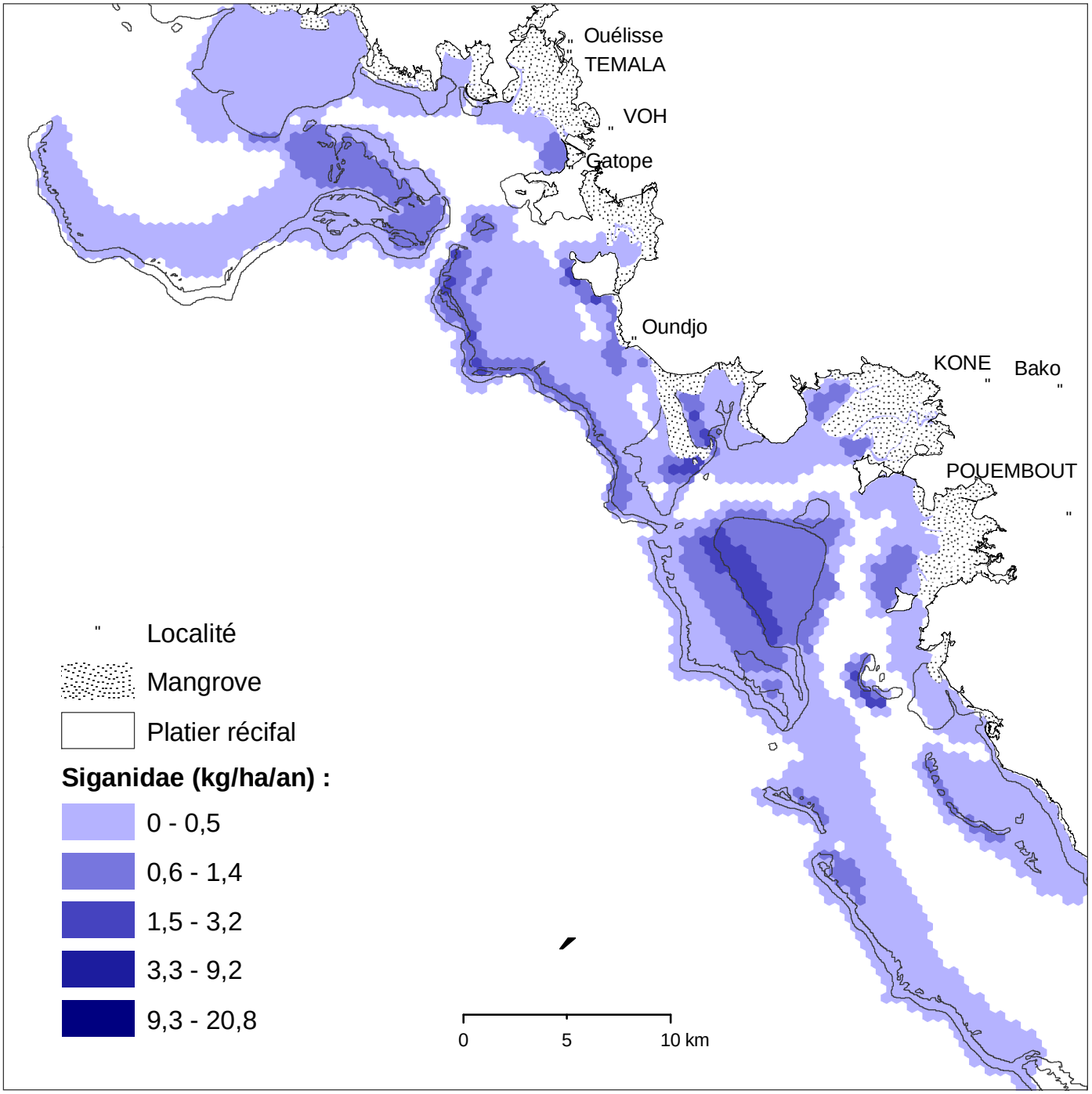
Production par famille taxonomique : Scaridae



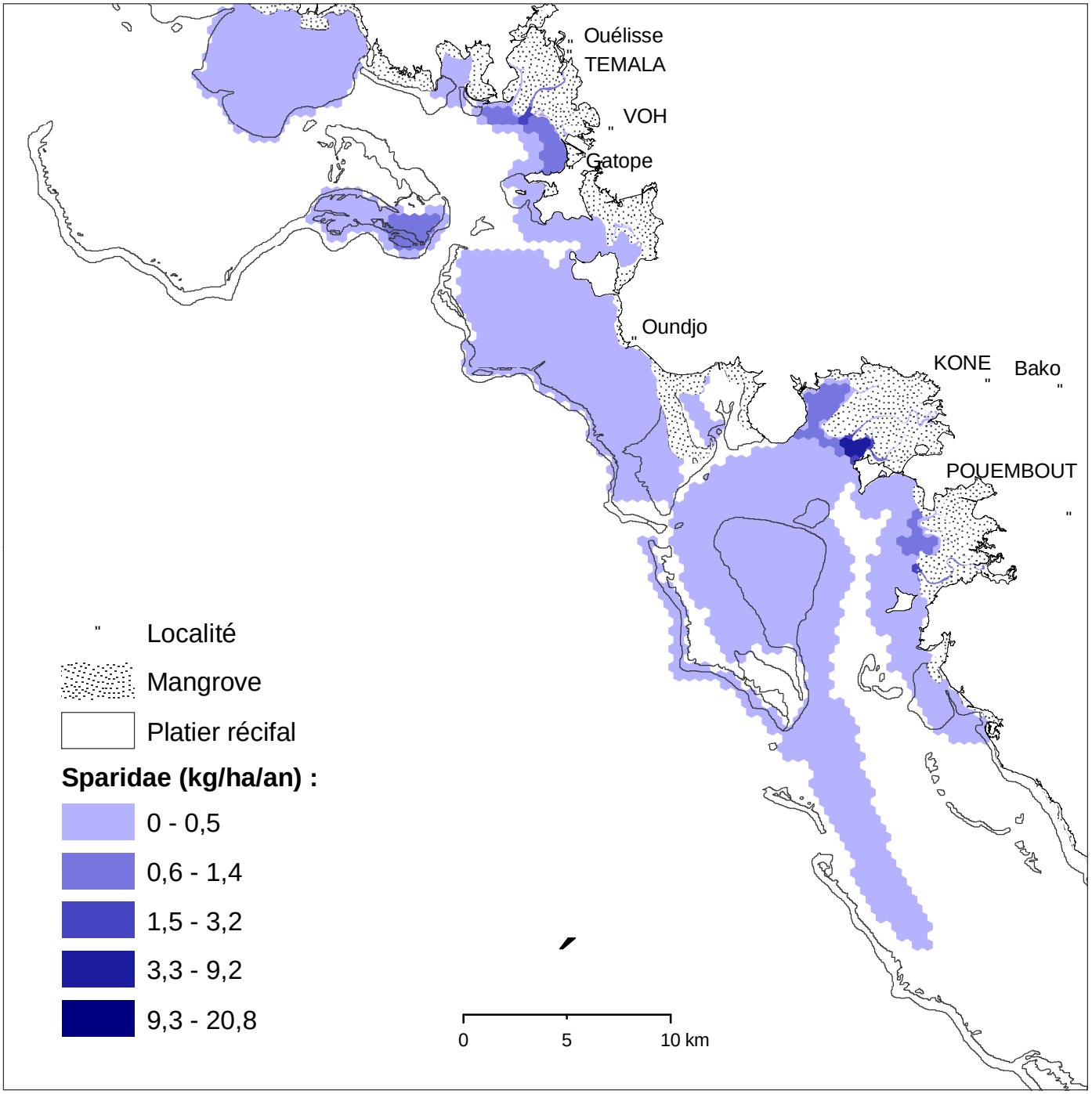
Production par famille taxonomique : Serranidae



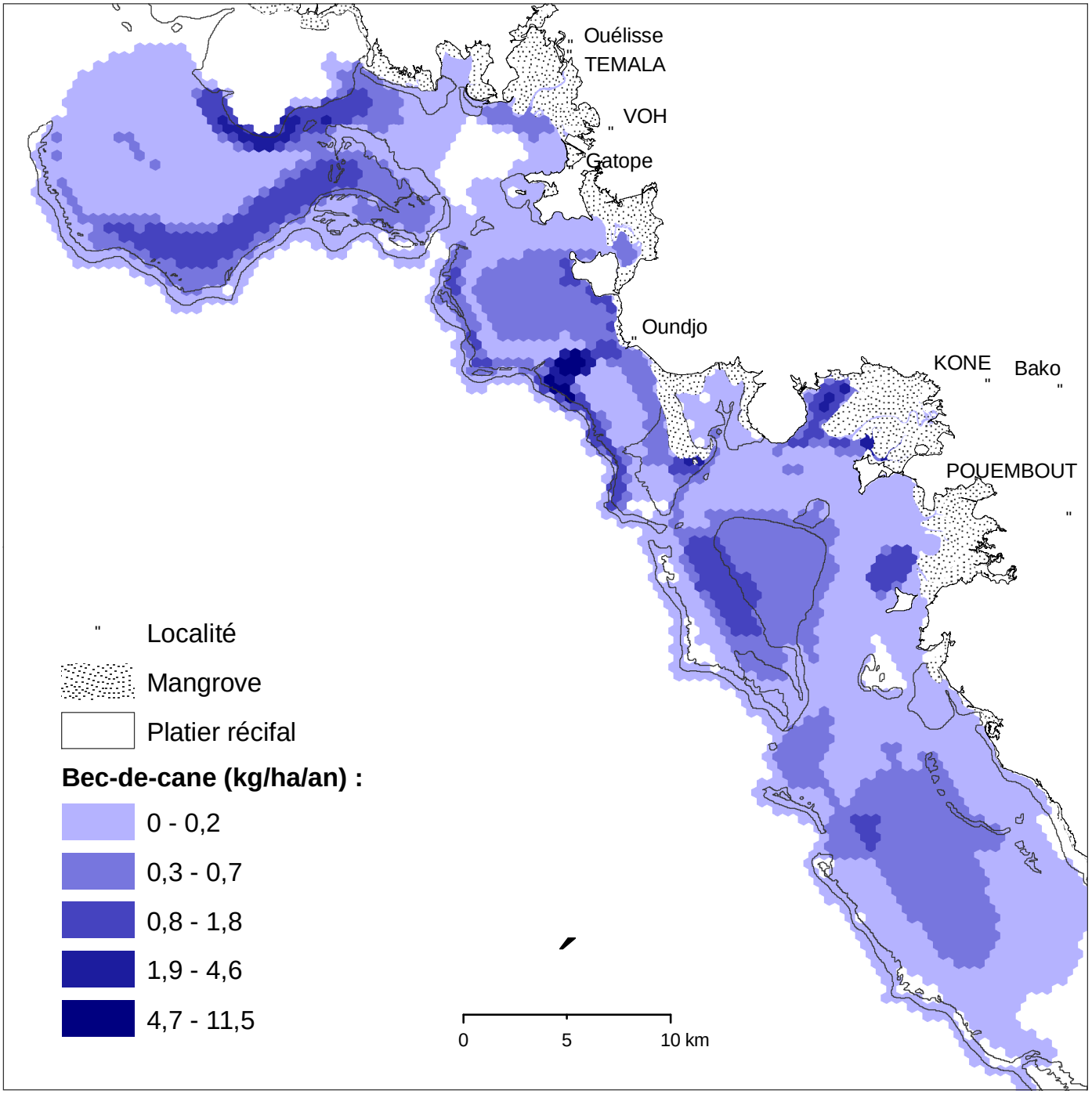
Production par famille taxonomique : Siganidae



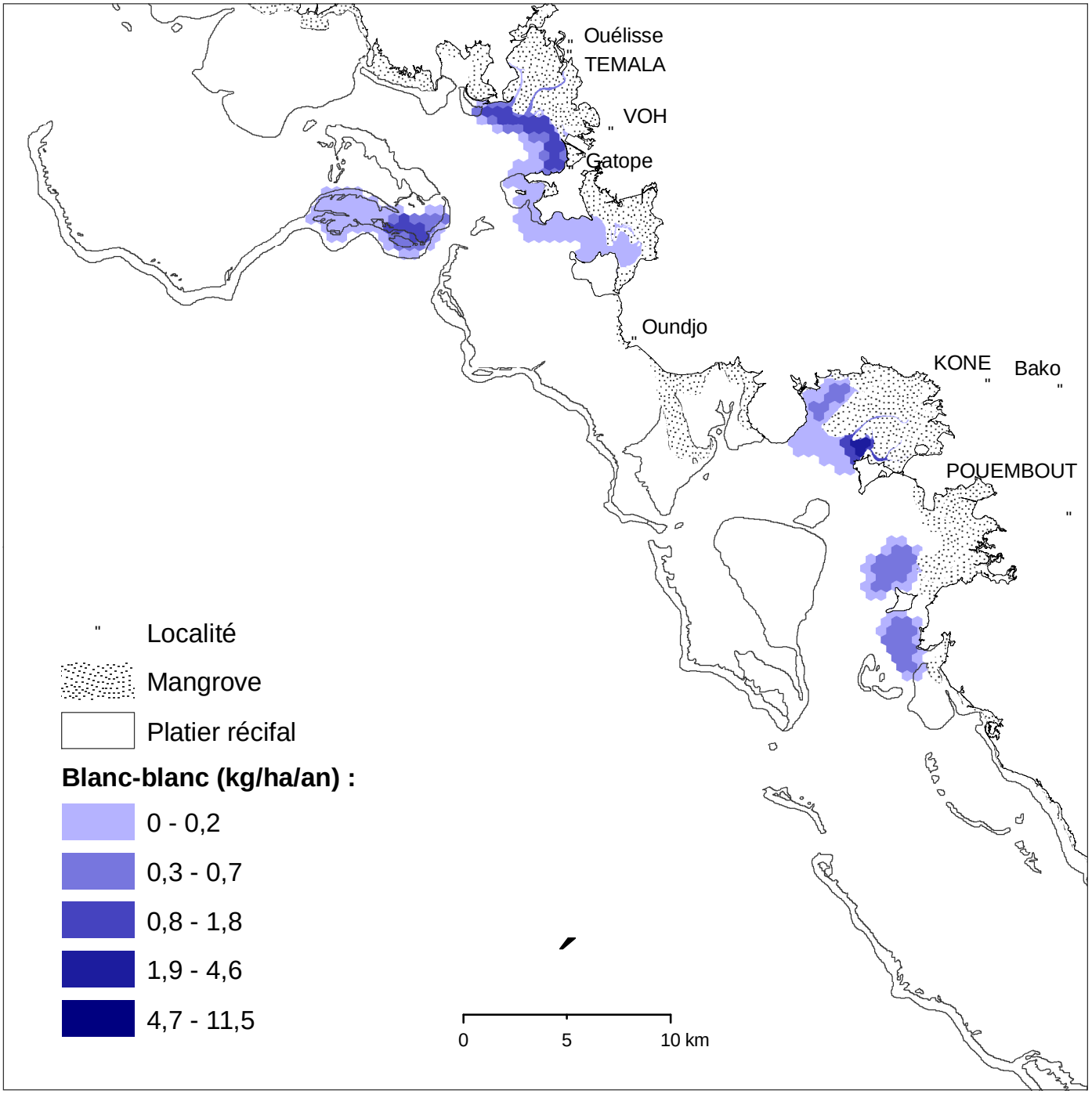
Production par famille taxonomique : Sparidae



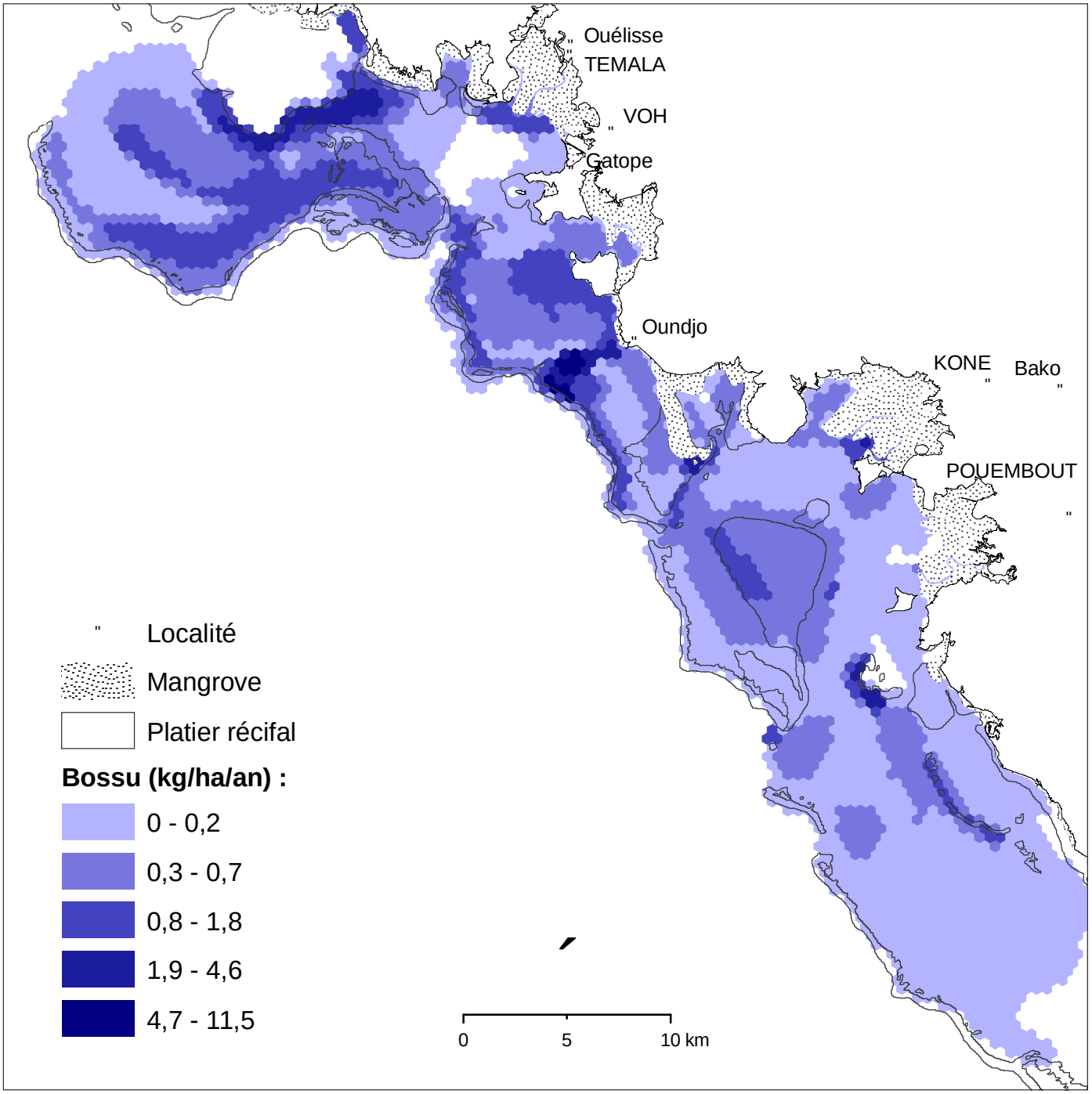
Production par espèce (nom commun) : bec-de-cane



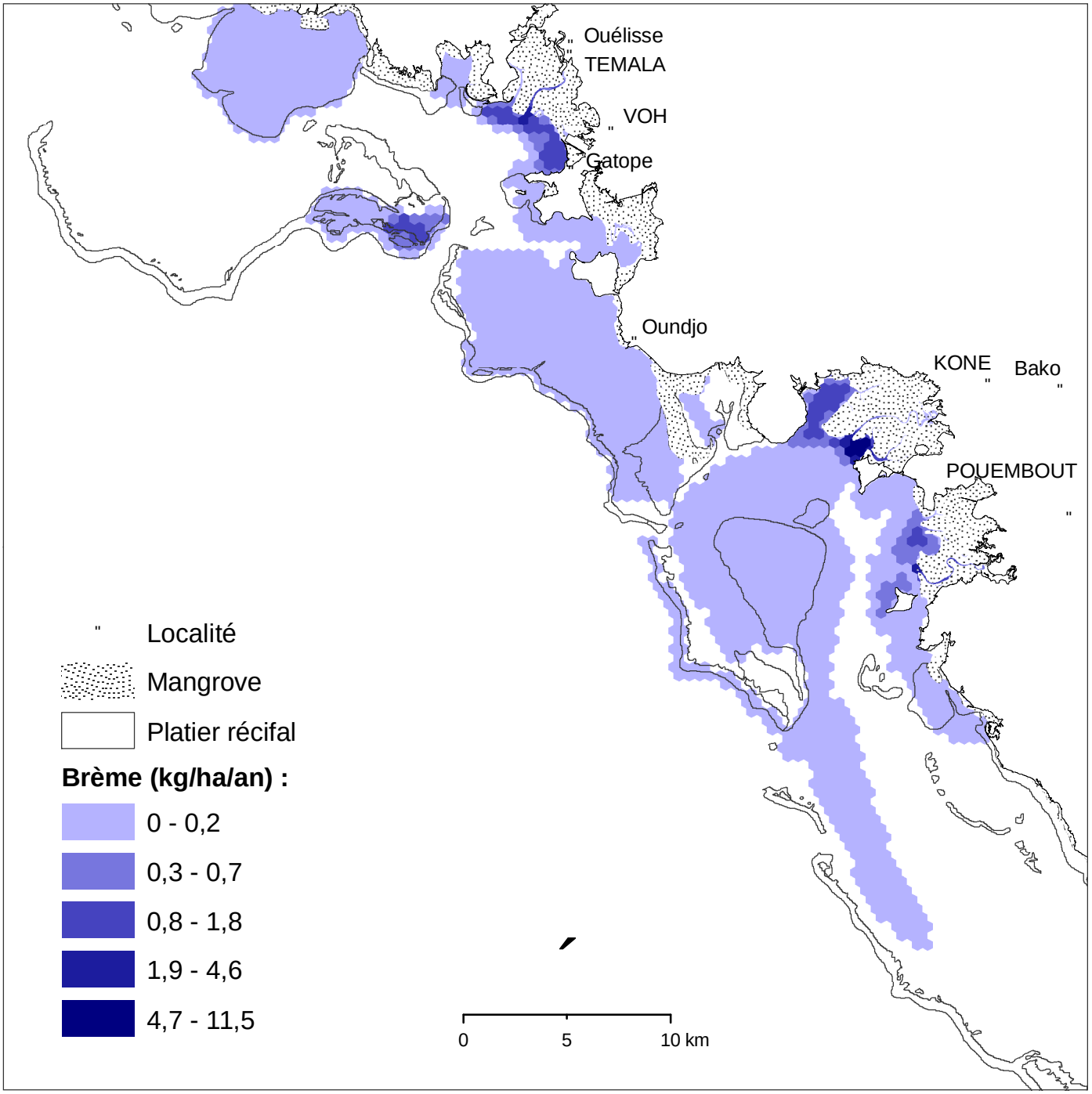
Production par espèce (nom commun) : blanc-blanc



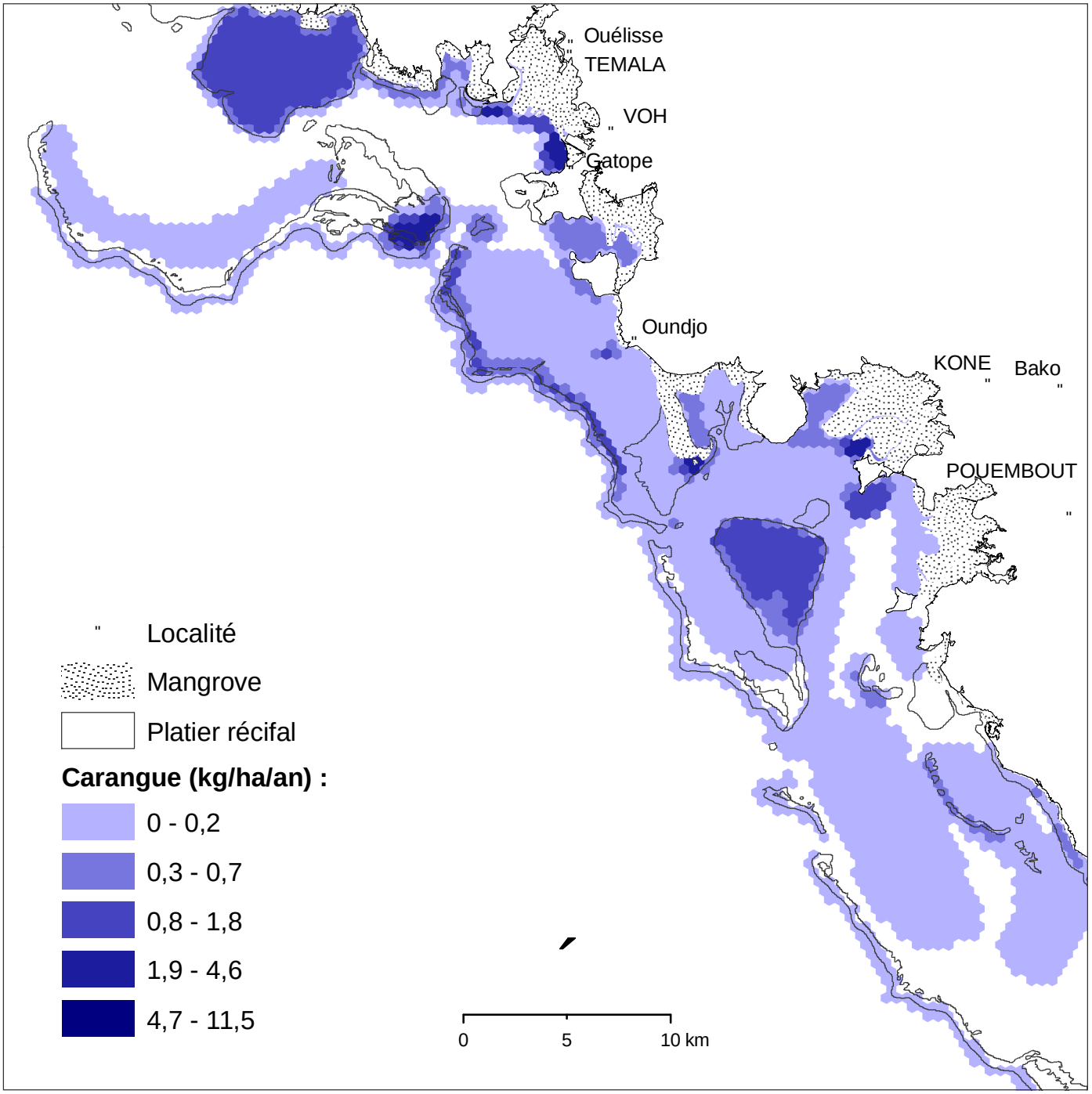
Production par espèce (nom commun) : bossu



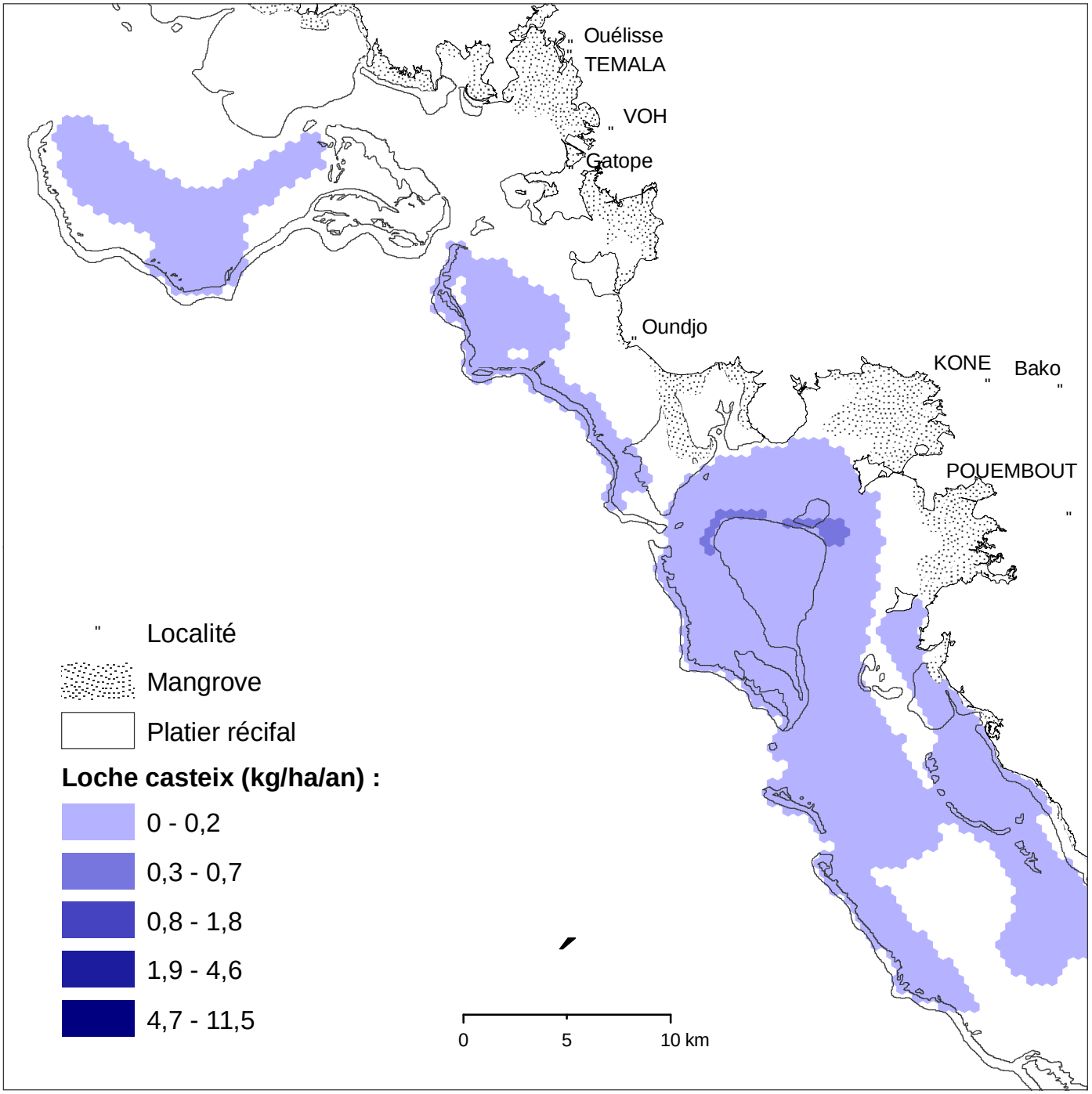
Production par espèce (nom commun) : brème



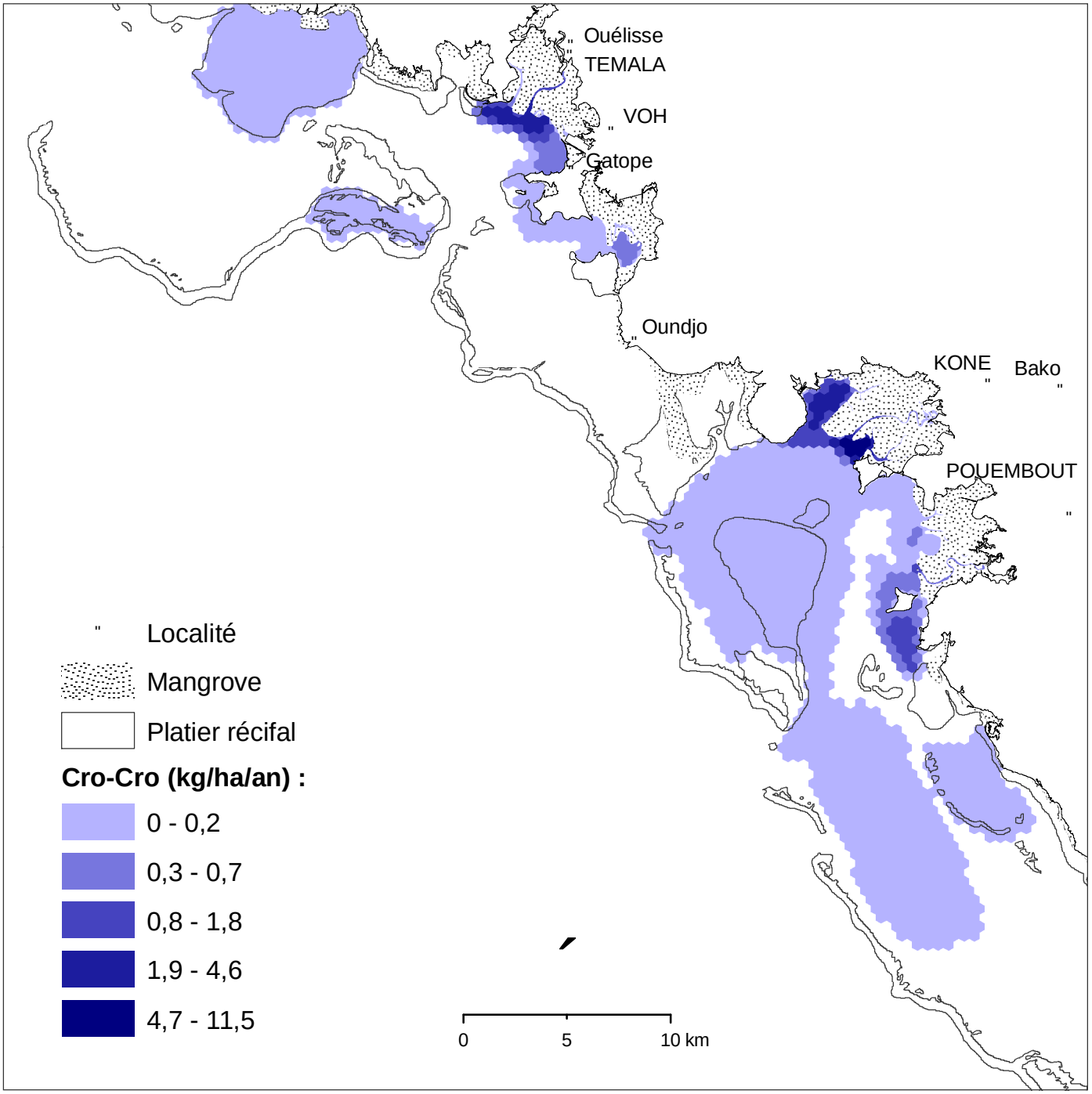
Production par espèce (nom commun) : carangue



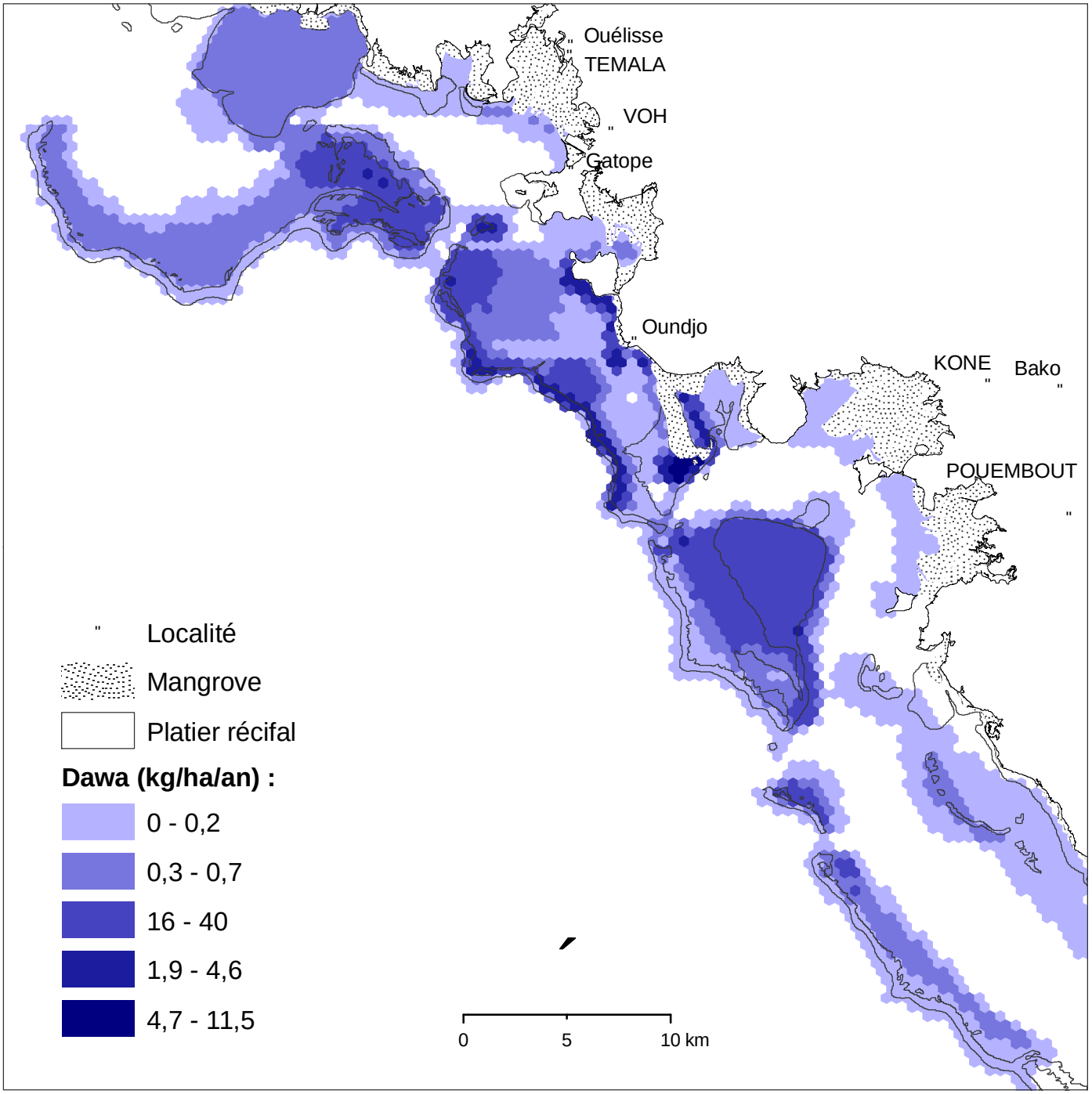
Production par espèce (nom commun) : loche casteix



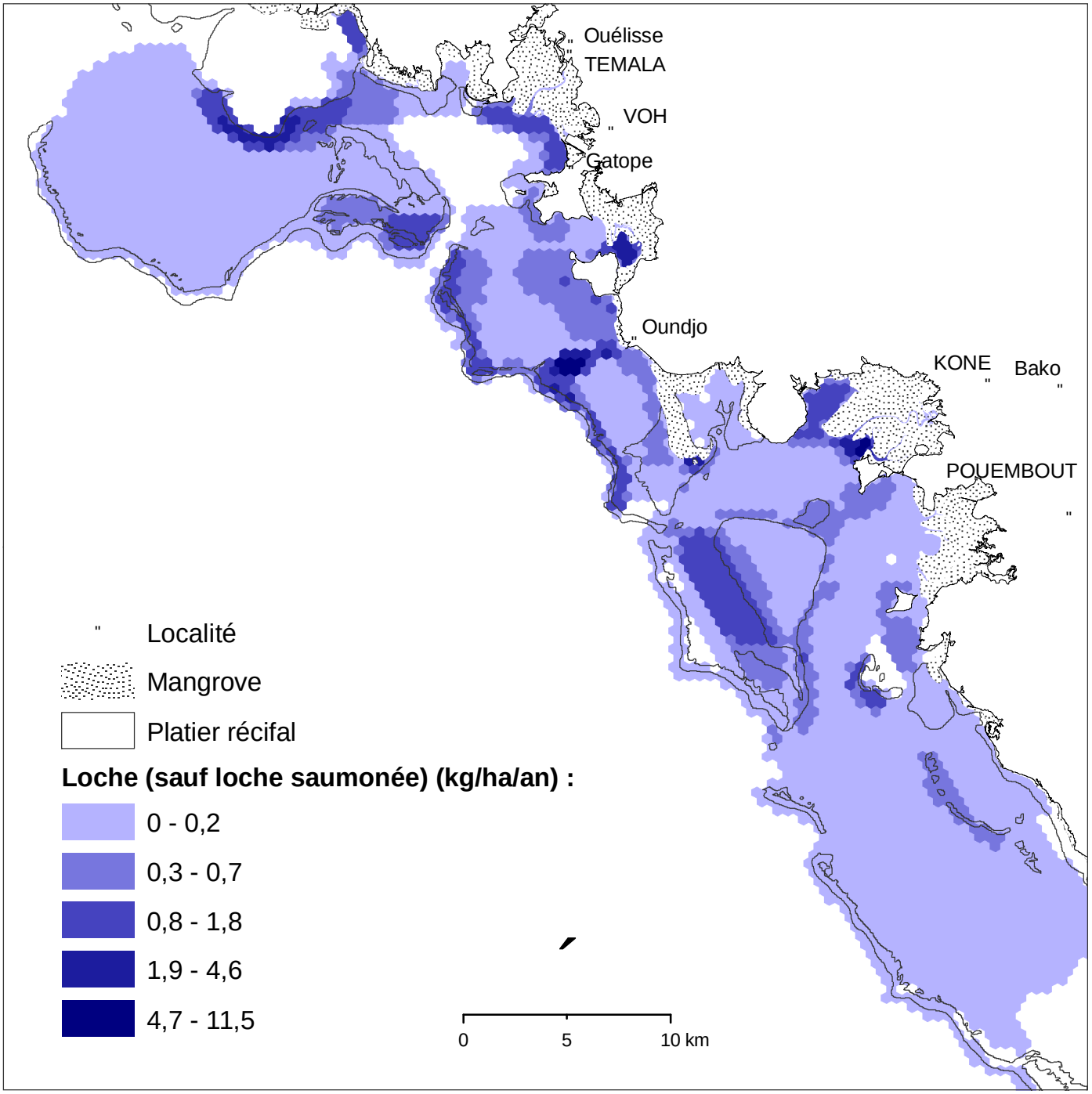
Production par espèce (nom commun) : cro-cro



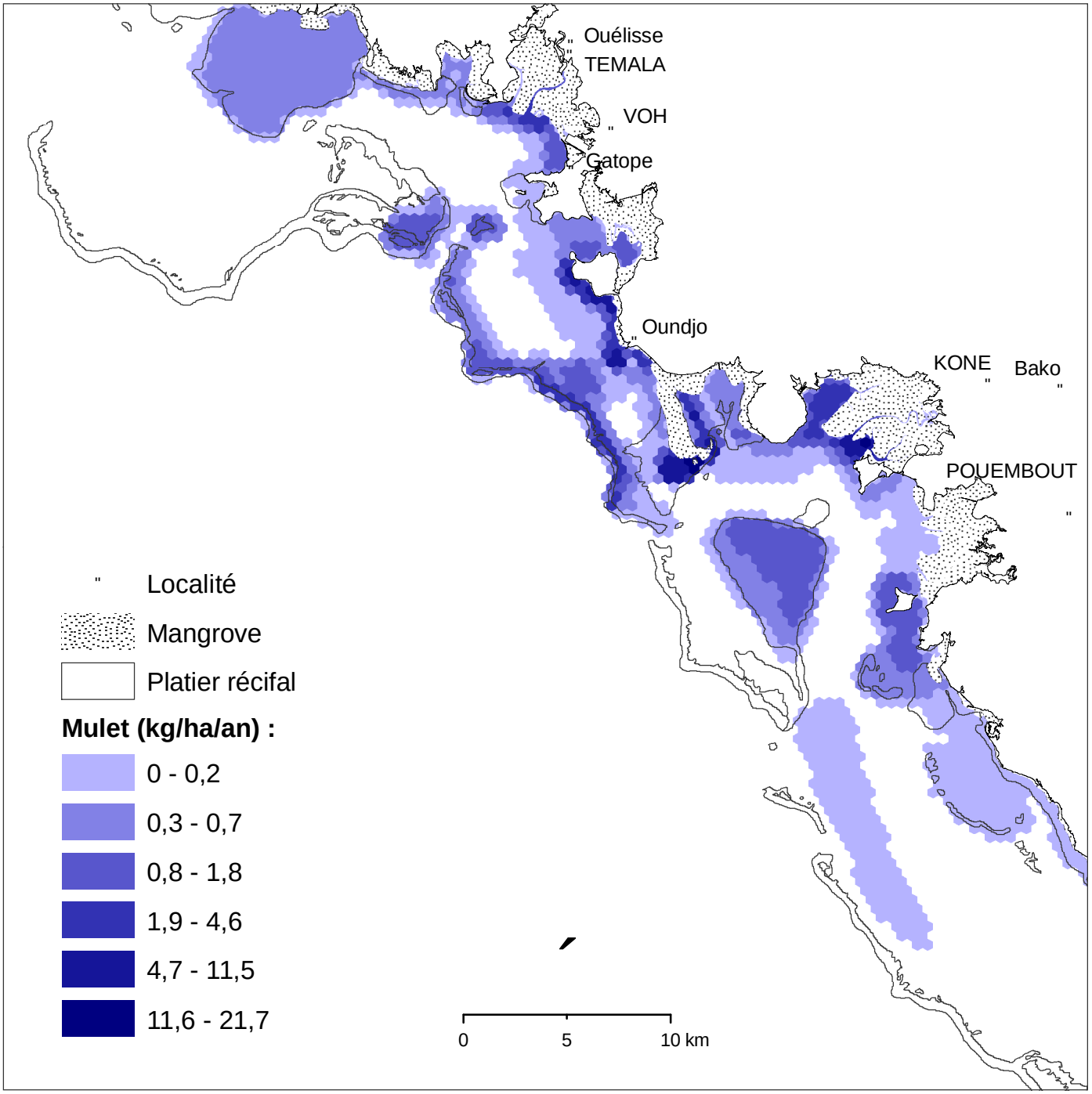
Production par espèce (nom commun) : dawa



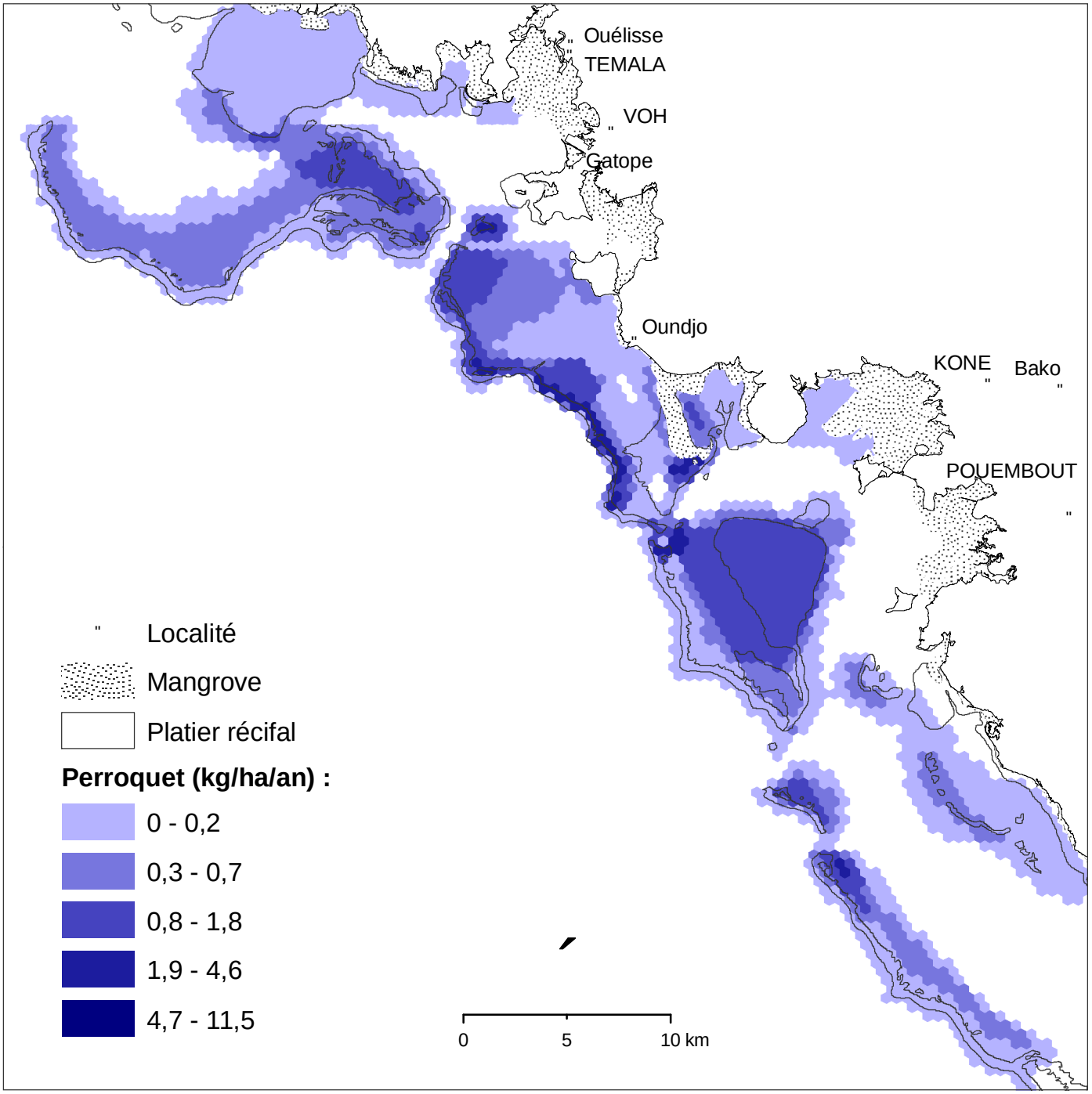
Production par espèce (nom commun) : loche



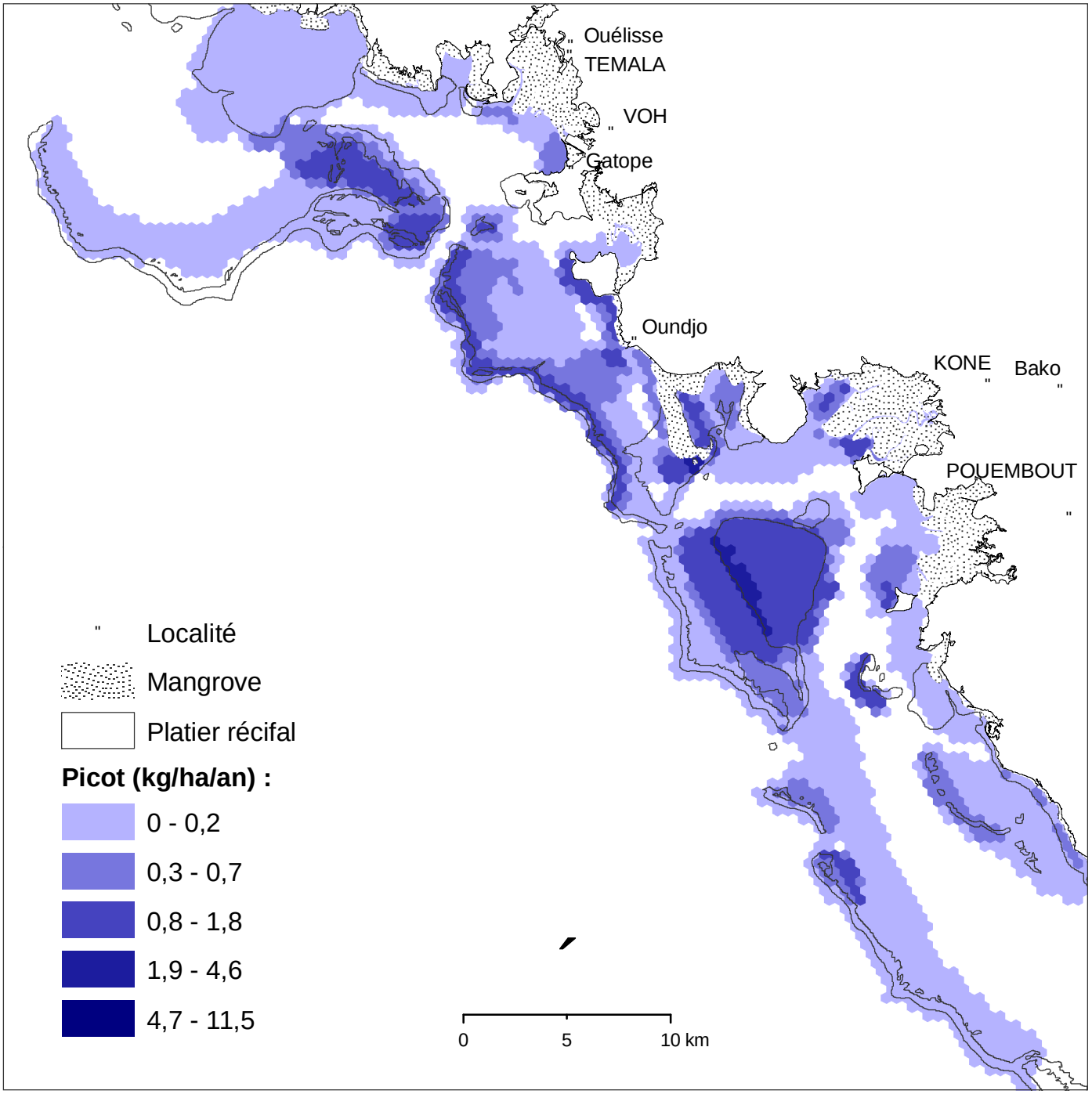
Production par espèce (nom commun) : mulet



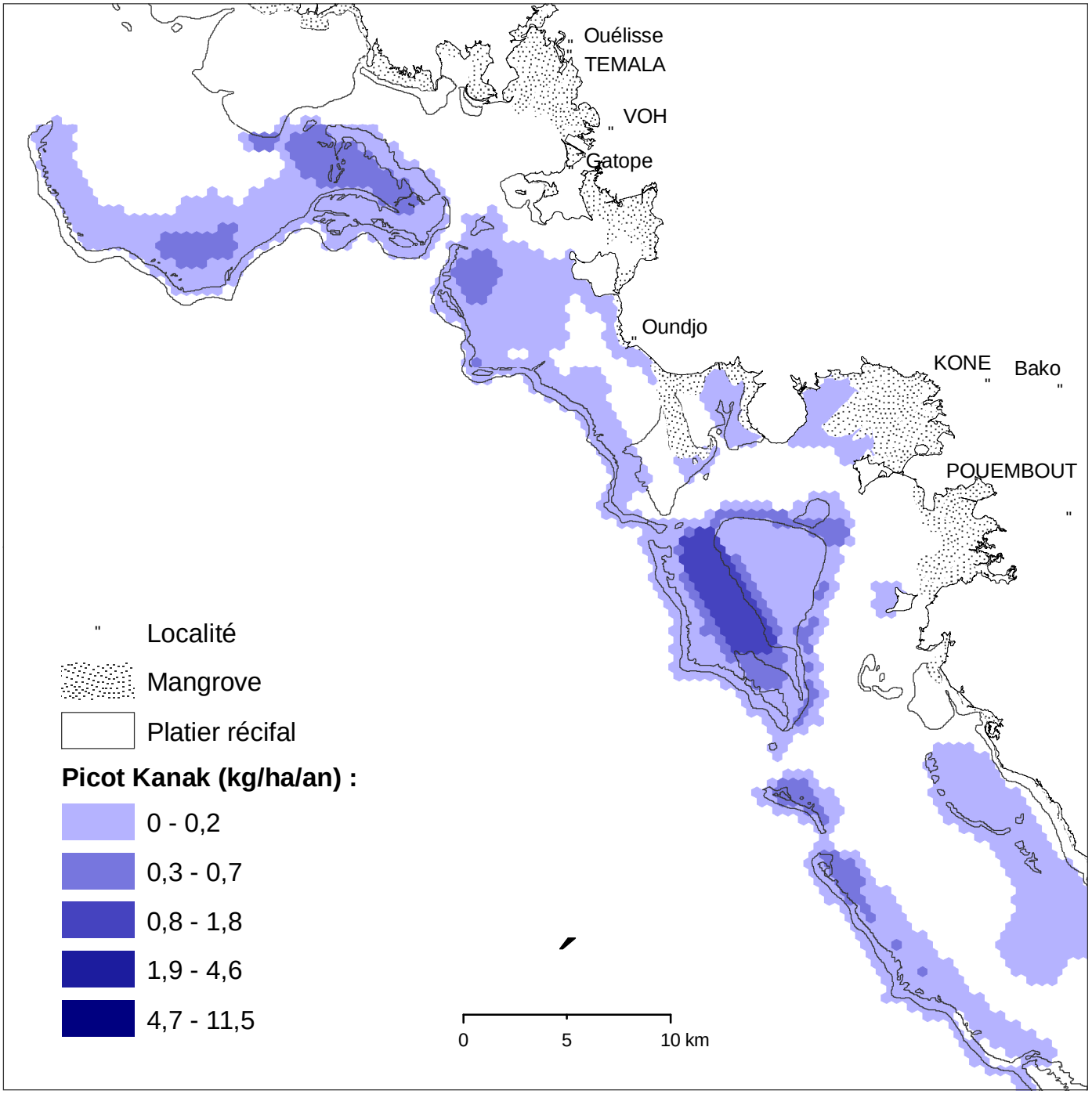
Production par espèce (nom commun) : perroquet



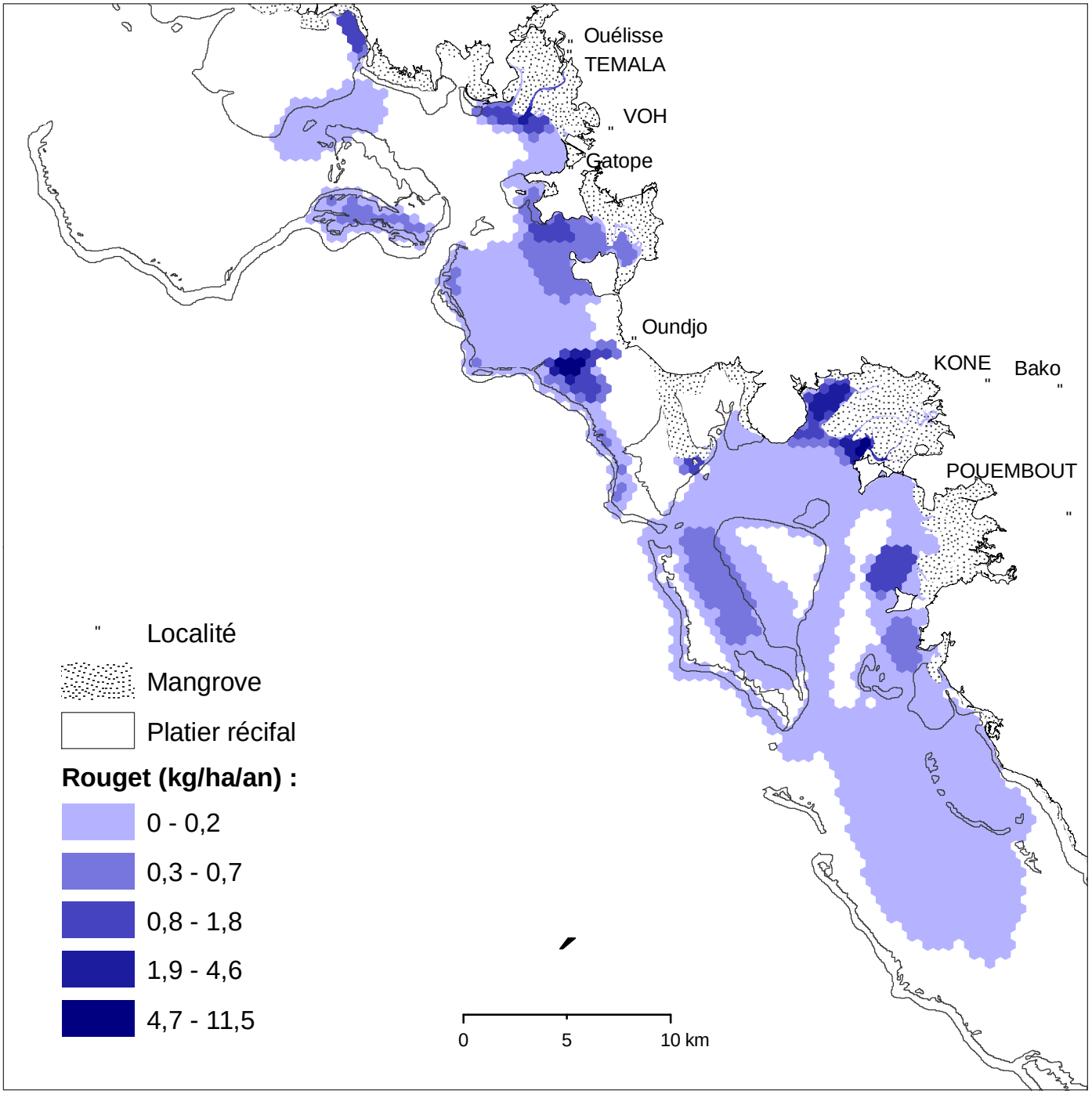
Production par espèce (nom commun) : picot



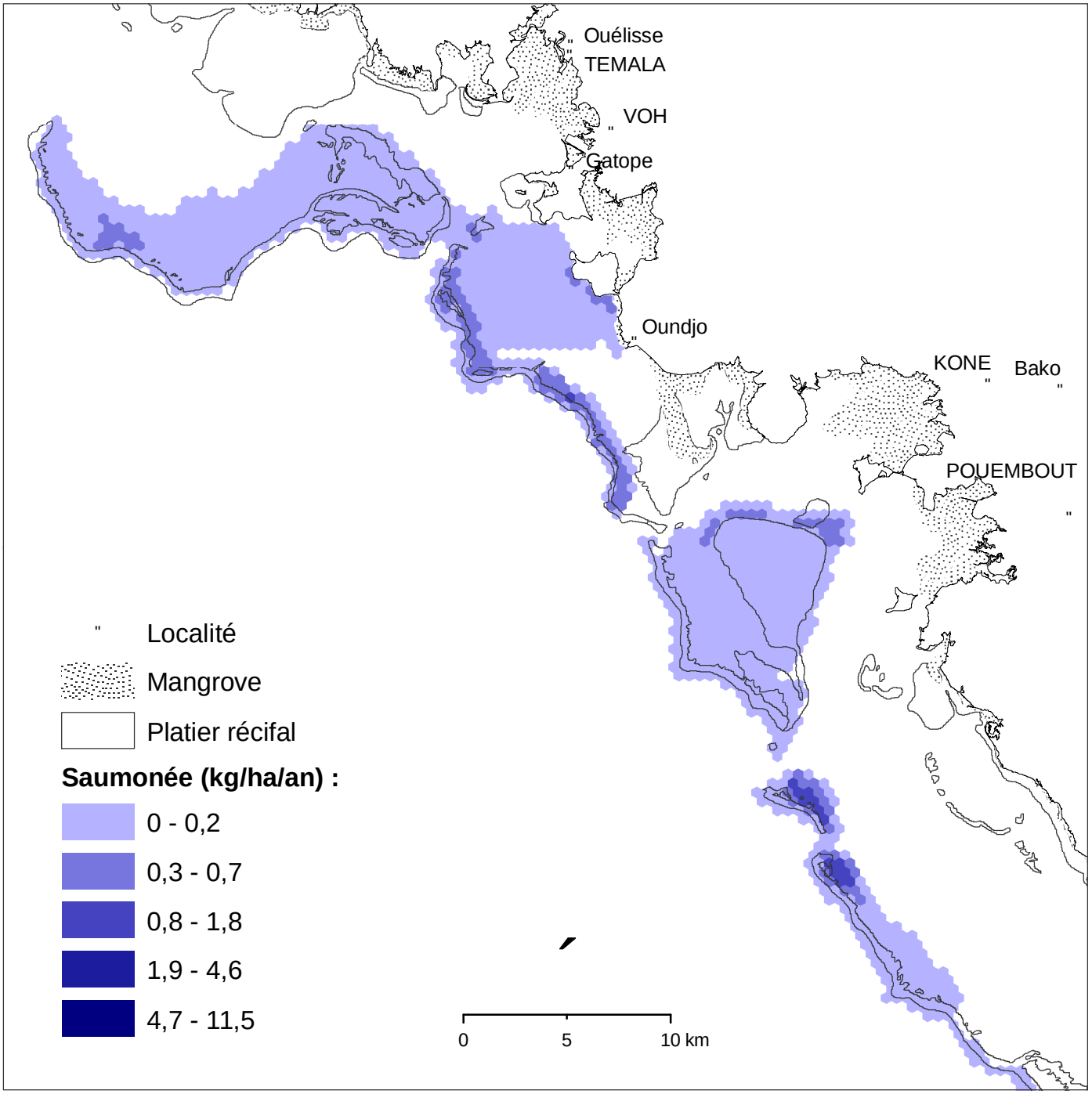
Production par espèce (nom commun) : picot kanak



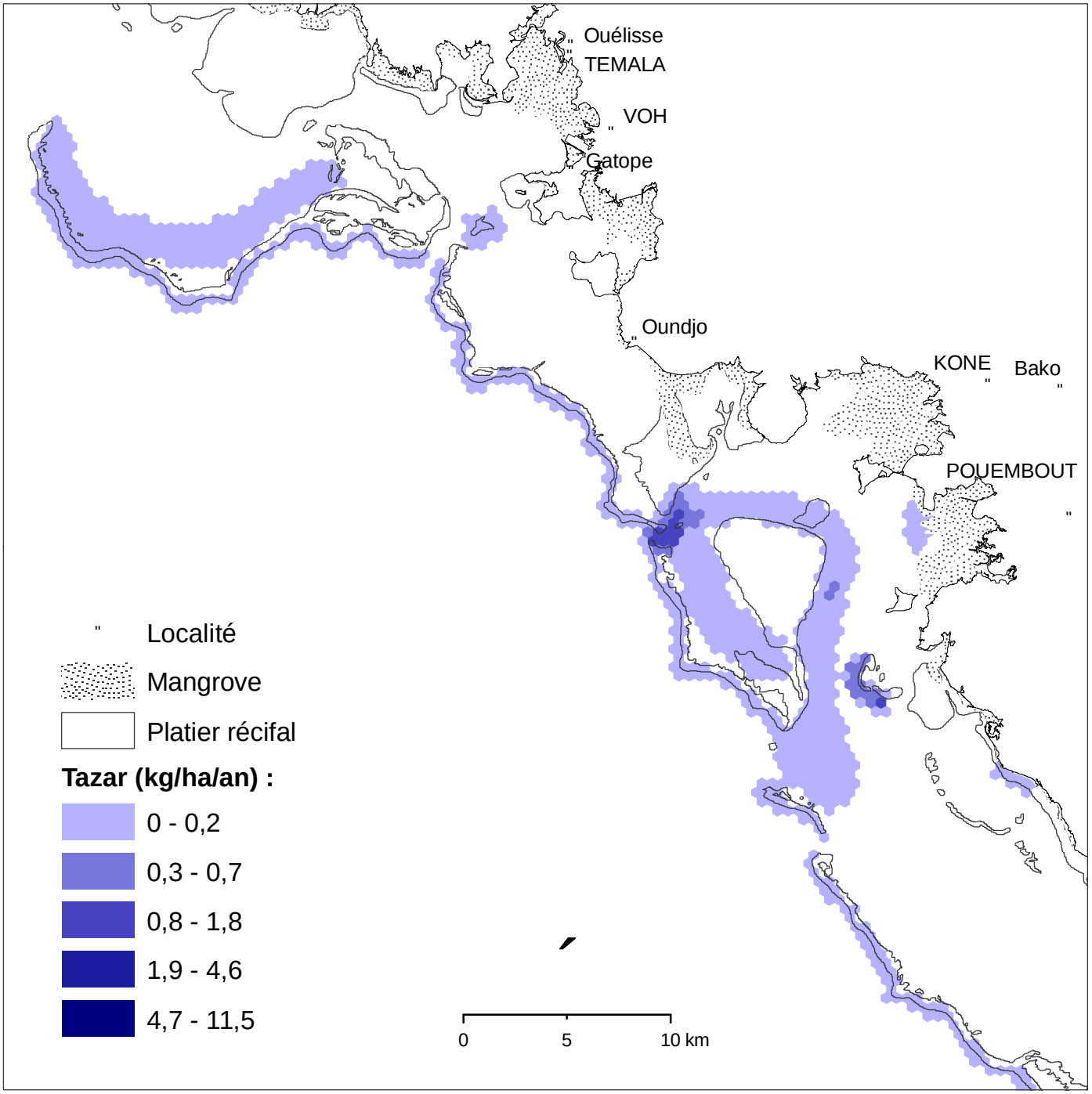
Production par espèce (nom commun) : rouget



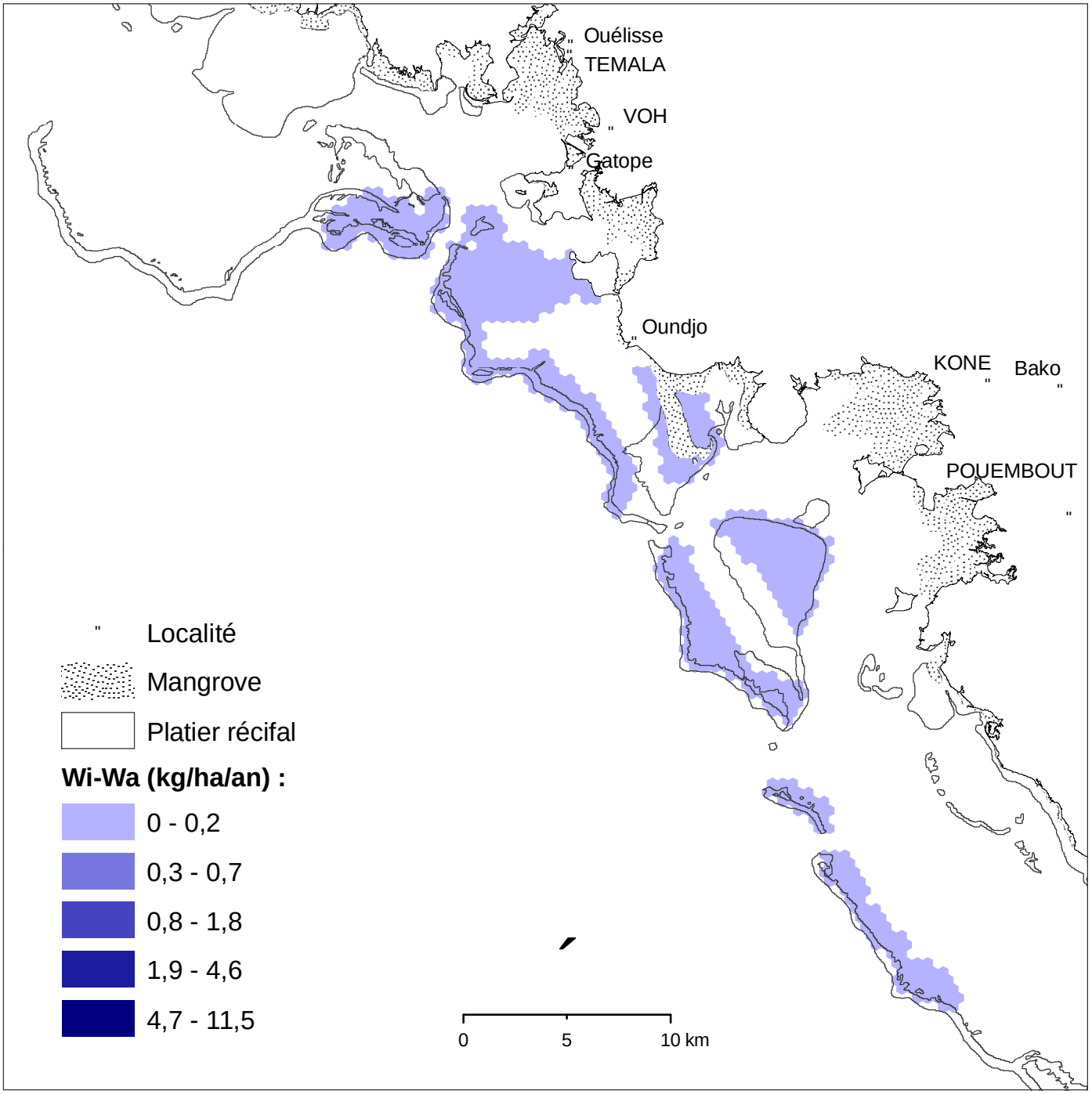
Production par espèce (nom commun) : saumonée



Production par espèce (nom commun) : tazar



Production par espèce (nom commun) : wi-wa



ANNEXE C

Article 5

Marine Pollution Bulletin (Numéro spécial Nouvelle Calédonie), sous presse.

Geographical aspects of informal reef fishery systems in New Caledonia

I. Jollit[1, 5], M. Léopold[1, i], N. Guillemot[1, 2, 7], G. David[3], P. Chabanet[4], J.M. Lebigre[5], J. Ferraris[6]

[1] *UR 128 CoReUs, IRD Nouméa, BP A5, 98848 Nouméa Cedex, New Caledonia*
[2] *Agrocampus Ouest, Pôle Halieutique, 65 rue de St Brieuc CS 84215, 35042 Rennes, France*
[3] *US 140 Espace, IRD La Réunion, BP 172, 97492 Ste Clotilde cedex, La Réunion*
[4] *UR 128 CoReUs, BP 172, 97492 Ste Clotilde cedex, La Réunion*
[5] *UNC, Université de la Nouvelle-Calédonie, BP R4- 98851 Nouméa Cédex, New Caledonia*
[6] *IRD, UR-128 CoReUs- Université de Perpignan, 52 avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan, France*
[7] *Koniambo Nickel SAS, BP MGA 08, 98802 Nouméa Cedex, New Caledonia*
* Corresponding author: fax: +687 264326; e-mail address: marc.leopold@ird.fr

Abstract

The coral reefs of New Caledonia have long been used by local populations for subsistence as well as commercial and recreational purposes. The impact of informal fisheries on reef ecosystems illustrated the idiosyncrasies of New Caledonian fisheries in the southwest Pacific. This paper compared informal fishery systems of the southwest coast (close to the capital and economic center of the country) and the northwest coast (where an industrial mining complex is under development) of New Caledonia, in order to analyze their spatial structure and characteristics. Four geosystems were defined. These depended on the natural, social and economic environments as well as management strategies. The way of life of the fishers proved to be a major structuring factor of informal fishery systems. Our observations suggested that ongoing socio-economic changes in New Caledonia have shaped informal fishing activities since the 1900s. The findings from this study validated the suitability of spatial approaches to analyse coral reef fisheries and provided local stakeholders with original management clues concerning marine resources sustainability.

Keywords: fishery geosystem, informal fisheries, way of life, GIS, coral reef, New Caledonia.

1. Introduction

Many previous investigations dealing with the characterization of fisheries did not take into account the spatial distribution of fishing practices and catches (Caddy, 1996). They were often based on numerical models in which spatial variations were missing because study areas were considered homogenous (Booth, 2000). However, every marine ecosystem is spatially heterogeneous (Babcock et al., 2005). Throughout the Pacific Ocean, highly diverse coral reef ecosystems (Mora et al., 2003) have long been used by local populations who developed sustainable fisheries (Dalzell and Adams, 1997). Their fishing practices and organization evolved alongside European expansion in the 19th century (Dalzell, 1998). Most local societies progressively entered a monetary system, leading to the coexistence of several types of coastal fisheries: subsistence, commercial and recreational (Conand, 1987; Leblic, 1988; Jollit-Boniface, 2007).

Like other Pacific islands, coastal fisheries in New Caledonia include an informal sector (Dalzell and Adams, 1997). In this paper, the term 'informal fisheries' encompasses all fisheries that do not require a fishing license. This includes:

1) Subsistence fishing: the activity of local and non-commercial fisheries primarily focused on providing fishers, their families and the community with food (Berkes, 1990),

2) Commercial practices within a parallel market: economic activities or systems sustaining a basic level of livelihood but no profit. Profit is understood as no limit to wealth or its acquisition (Schumann and Macinko, 2007),

3) Recreational fisheries: all fishing activities that do not lead to commercial fish sales.

In these cases, commercial sport fishing like chartering can be considered. Hence, fish resources can provide fishers and businesses with goods and services (Beckley et al., 2008; Pawson et al., 2008).

Informal fisheries are generally difficult to characterize due to their geographical dispersion, the variable intensity of their activities, and the lack of awareness of the status of fishers in changing societies (Cillaurren and David, 2000). However, compared with professional fisheries, they are believed to be highly productive and diversified, contributing to the food security of coastal communities in many Pacific islands (Dalzell and Adams, 1997). For example, the protein provided by a small commercial fishery in Vanuatu in the mid 1980s was estimated to be 13 times lower than that supplied by the informal village fisheries (David, 1999). Today these figures seem to be still accurate in rural areas, especially in places where the market economy remains very weak.

The situation is similar in New Caledonia (Leblic and Teullière, 1987; Daguzan, 1994; Jollit-Boniface, 2007) where informal fisheries' catches are assumed to be greater than professional landings, although the community of fishers is heterogeneous and poorly studied. In this context, the lack of knowledge and data on these fisheries, in a society facing profound changes, made any kind of assessment to be considered with caution. Local authorities have therefore expressed growing interest

in research regarding the sustainable management of local marine resources. New Caledonian cultural, socio-economic, environmental and institutional context makes research on this issue valuable (David et al., this issue). New Caledonian socio-cultural communities have been shaped by the newcomers who settled on the archipelago through successive waves of immigration since the 1880s. European settlers, Asian and Polynesian workers had varying relationships with native Melanesians. Nowadays, 28% of Melanesians reside in tribes (INSEE, 1997), while the rest lives in villages or in Nouméa. In this paper, tribes are considered to be the traditional social and spatial organization relative to the Melanesian-Kanak culture (Guillaud, 1996, Bensa and Leblic, 2000).

The aims of this paper were: (1) to describe the informal fishing fleet (who are the fishers ? how many are they?), (2) to characterize and analyze the complexity of informal fisheries and its causes (why do fishers have different fishing practices?), (3) to estimate the impacts of informal fisheries on the coral reef ecosystems (in terms of fishing pressure and targeted habitats), (4) to identify the factors structuring the spatial distribution of fishing activities, (5) to determine to what extent the analysis of the fishery systems and the understanding of their diversity can facilitate a prospective management analysis.

In order to address these questions, a spatial and systemic approach was conducted in two socio-economically contrasted sites of the west coast of New Caledonia. Surveys were designed and conducted among informal fishers to gather spatially explicit and quantitative data on their regular activities (Pollock et al., 1994). Statistical and spatial analyzes were undertaken to estimate fishing catches, efforts and yields, and to characterize and map informal fishing practices through a geographic information system (GIS). This descriptive approach allowed different types of fishery geosystems to be defined (Corlay et al., 1995; Bertrand and Bertrand, 2000). These classifications were then discussed to suggest management strategies at large spatial and temporal scales, with regard to the economic and urbanization growth that New Caledonia will face in the next decades with the development of the mining industry.

2. Materials and methods

2.1. Study areas

New Caledonia is located in the Melanesian cultural area (Fig. 1). The reef-associated ecosystems encompass a significant level of biodiversity based on a large variety of habitats (127 geomorphological reef units according to Andréfouët and Torres-Pulliza (2004), Table 1). The fish resources, in particular, are characterised by an extensive biomass together with a high diversity of species (Kulbicki et al., 2000; Chabanet et al., this issue). Some of these ecosystems were added to the UNESCO's World Heritage list in 2008 (David et al., this issue).

The present study focuses on two research areas located in the northern (1) and the southern (2) Provinces of the country (Figure. 1).

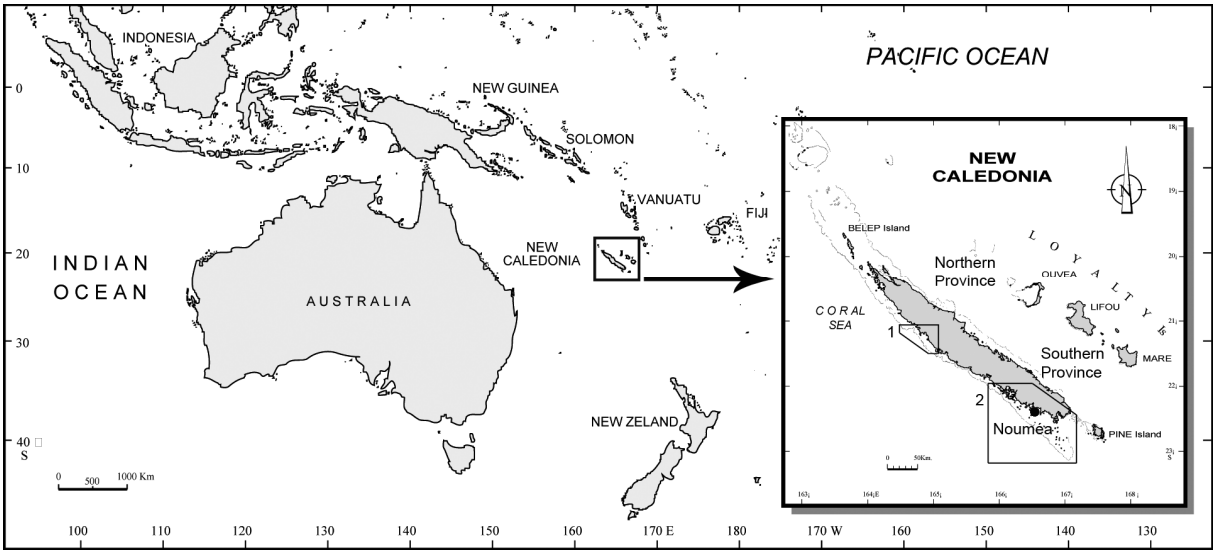


Figure 1: New Caledonia in the southwest Pacific region and location of both study areas. Areas 1 and 2 represent the study areas in the northern and southern Province respectively. All maps in this article correspond to the areas 1 or 2.

Table 1: Surface area of the main reef structures and habitats of the lagoon area in the two study sites (adapted from Andréfouët & Torres-Pulliza, 2004), cf. map of geomorphological entities Figure. 2.

Geomorphological entities	Southern site (km²)	% compared with southern site	Northern site (km²)	% compared with northern site
Barrier reef	254	5%	114	15%
Coastal fringing reef	105	2%	122	16%
Mid-lagoon reef	402	8%	37	5%
Islet	3	0%	0	0%
Soft lagoon bed	4034	84%	483	64%
Total lagoon area	4798	100%	756	100%
Mangrove	66	1%	83	11%

2.1.1. The Voh-Koné-Pouembout (VKP) lagoon site

The northern study site is lightly populated. Of its 9600 inhabitants, 87% live in four rural multicultural villages where the tertiary sector is most developed (Figure. 2). In contrast, the economic activities of the five traditional Melanesian tribes, which represent the remaining 13 % of the population, focus on the primary sector and are being affected by rising mine-related employment. As a result of the settlement of an industrial mining complex, the two main localities, Koné and Pouembout, are facing intensive urbanization and development. Several thousands of newcomers are expected to settle here by 2015.

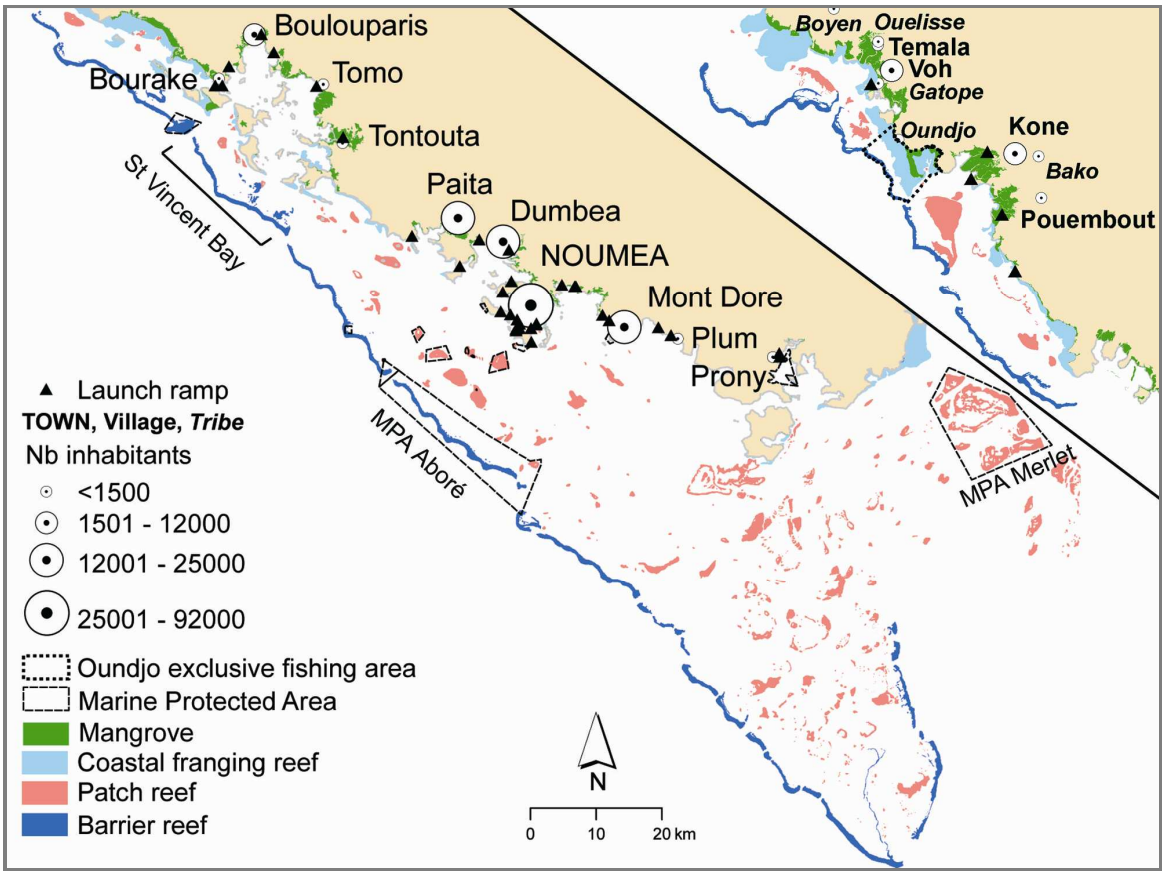


Figure 2: Overview of the social and natural environments in both study areas. The VKP study area is located on the top right of the map and the SW lagoon study site on the bottom left. The number of inhabitants for each locality is taken from the 2004 population census (ISEE/OE, 2007). Main reef structures and mangroves are represented as well as the locations of public wharfs.

The area comprises a 756 km² shallow lagoon (depth between 5 and 17 m), bordered by 83 km² of mangrove and delimited by a 100 km barrier reef. This barrier reef is located between 2.9 and 9.7 km from the shoreline, which is much closer to shore than in the southern site.

There is no marina or permanent mooring zone within this area, meaning that all fishing boats must use available public wharfs. Under French law, the access to the sea waters remains free, although the coastal Oundjo tribe claims for a 61 km² exclusive fishing area that is actively enforced for customary reasons.

2.1.2. The Southwest (SW) lagoon site

The second site includes Nouméa, the capital (92,000 inhabitants) and economic center of New Caledonia, along with four peri-urban villages (59,000 inhabitants), namely Païta, Mont Dore, Dumbéa and Boulouparis (Figure. 2). Here, the dominant cultural group is European, mostly from France (ITSEE, 1996). The Melanesian, Polynesian and Asian communities constitute a higher proportion of the population in the villages surrounding Nouméa. The economic system involves

traditional occupations and small- to medium-sized enterprises and industries. A rural way of life predominates beyond these suburbs. Settlement is grouped and organized in either Melanesian tribes or large multicultural villages. The main economic activities are agriculture and services. The inhabitants living in Melanesian tribes represent only 2.2% of the total population and as such were not included in the survey.

The mean depth of the southern lagoon ranges from 10 m in the north to 20 m around Nouméa and up to 30 m further south. All recreational fishers can freely access the southwest part of this 4798 km² lagoon, except in the Yves Merlet marine protected area (MPA) in the southeast of the area. Ninety percent use the 43 public or private slipways to launch their boats. The remaining 10% are based in the marinas or moored in the different bays of Nouméa.

2.2. Data collection

In both study areas, data were collected through interviews with local fishers, using oriented questionnaires (Pollock et al., 1994), and maps charting their respective fishing grounds (Close and Hall, 2006). Detailed information concerning fishing practices was linked with each identified fishing area. Fishing powered boats are supposed to be associated with the highest yields, as often shown elsewhere in New Caledonia (Léopold et al., 2004). They give access to larger, distant and scarcely-exploited areas (Pradervand et al., 2003). The shoreline fishing was therefore not considered. As a result, our sampling and statistical unit was the fishing boat. In the northern area, 146 boat owners were interviewed (97 in rural villages and 49 in Melanesian tribes) and 532 were interviewed in the southern area (41, 180 and 311 in rural, peri-urban and urban areas respectively).

Information were gathered about boat characteristics (length, engine type, registration year) and fishing activities (average catch per fishing trip, average catch per target species, average number of fishing trips per year, destination of the catch). The identification of fishing areas was conducted using Landsat7 pictures at 1/130,000th scale and marine maps at 1/770,000th scale in northern and southern sites respectively. The sampling strategy lightly differed between the study sites. In the southern case study, the sampling was stratified by type of day (weekdays and weekends), as well as the use rate of public wharfs. Samples depended on day types and their sizes were proportional to the attendance of recreational fishers. The research period covered an entire year (November 2004 to November 2005). Additional questions were asked about the fishers' motivations for fishing. In the northern area, the sampling took place during a three-month period between September and November 2007, and was spatially stratified. Boat owners from Melanesian tribes were almost exhaustively sampled at their home (due to their overall low number) whereas boat owners from villages were sampled randomly at each public wharf.

2.3. Statistical and spatial analysis

In Melanesian tribes, all boats were recorded during data collection. Such a visual process could not be conducted in other localities. In both study areas, the number of active boats in non-tribal localities had to be estimated. In the VKP and the SW lagoons, 645 and 12,738 boats have been recorded in the archives of the New Caledonian Marine Registration Office since 1940 respectively. Boat destruction over time and the fact that some boats are not used for fishing suggested that the size of the present active fishing fleet was much lower than these records. It was thus estimated by cross-checking historical and interview data.

Despite the two-year span between studies, we have assumed that data were comparable because the number of new registrations in the northern area was low during this period. Five four-year periods were defined (between 1988 and 2007 for the northern site and between 1986 and 2005 for the southern site), and a sixth period grouped all previously registered boats. The number of active boats per locality was then calculated by recurrence for different boat length classes (3.0 – 4.0 m, 4.1 – 5.0 m and >5 m in the northern site; 3.0 – 4.0 m, 4.1 – 5.0 m, 5.1 – 6.0 m and >6 m in the southern site). Two hypotheses were considered: 1) 100% of the boats registered in the most recent period (2004–2007 or 2002–2005 depending on the study site) were still active at the end of those periods; 2) the fishing activity of an active boat did not depend on its registration period. The sampled ratio of boats was therefore linked only with their activity and not their age.

The formulae for the northern site are:

$$R_{L,t} = \left(\frac{n_{L,t}}{N'_{L,t}}\right) * \left(\frac{N'_{L,2004-2007,l}}{n_{L,2004-2007}}\right) \qquad \text{and} \qquad N_{L,l} = \sum_{t=1}^{6} N'_{L,t,l} * R_{L,t}$$

Where $N'_{L,t,l}$: number of matriculated boats of length-class L, registered during period t, in locality l

$N'_{L,t,.}$: number of registered boats of length-class L, registered during period t, for all localities

$n_{L,t}$: number of sampled boats of length-class L, registered during period t

$N_{L,l}$: number of active boats of length-class L, in locality l

$R_{L,t}$: activity rate for boats of length-class L, registered during period t. It is assumed to be equal in all the localities considered, and hypothesis 1 gave $R_{L,\ 2004\text{-}2007} = 1$.

The same formulae have been used for the SW lagoon with appropriate periods and length-classes. Hypothesis 1 and 2 were validated using the sample data.

For both study sites, statistical inference was used to estimate annual fish catch, effort and yields, and related confidence intervals, through *a* posteriori two-way stratification (Bryant et al., 1960). The two strata considered were “boat length-class” and “locality” (northern area) or “group of localities” (southern area). Data were then aggregated across localities to present results according to the different ways of life categories previously defined (urban, peri-urban, rural and tribal).

Where, $C_{L,l}$: total annual catch of length-class L in locality/group of locality l

$\overline{C_{L,l}}$: mean annual catch per boat of length-class L in locality/group of localities l

$F_{L,l}$: annual effort (number of fishing trips per year) of length-class L boats in locality/group of localities l

$Y_{L,l}$: annual yield (catch per fishing trip) of length-class L boats in locality/group of localities l

Each zone visited during a fishing trip was digitized and integrated into a GIS (ArcGIS© software). The catch observed in a given zone was then cross-referenced with the total catches of each of the sample strata. This allowed redistributing the total extrapolated catch per stratum between the different individual fishing zones. This procedure assumed that the sample zones were spatially representative of the fishing grounds exploited by the whole fishing fleet of the stratum. The same procedure was applied to fishing efforts.

A spatial mesh was superimposed over the fishing zones to homogenize fishing maps. For each hexagonal pixel of the mesh, the sum of the catch and effort values of all zones included in the pixel was attributed to the pixel. This sum was calculated proportionally to the area comprised by the pixel to avoid overestimations. The hexagonal pixel shape was shown to provide an improvement in spatial indexes over an equivalent square shape (Tirunelveli et al., 2002). The pixel surface was 21.6 ha and 86.4 ha in the northern and southern sites respectively. This level of accuracy took into account the spatial extent of both lagoon areas and the accuracy of the maps designed to record individual fishing grounds. Based on these grids, the catch values (kg/pixel) were converted into catch values per surface unit (kg/ha) to facilitate the comparison of the catch levels between sites.

3. Results

These surveys provided the first quantitative estimations of informal fishing activity in both study areas. Reef and lagoon catches were estimated at 170 t/year (225 kg/km² in average) and 1141 t/year (238 kg/km² in average) in the northern and in southern lagoons respectively. This was much higher than the annual catch of all professional fishers, which reached about 500 tons in New Caledonia in 2006 (David et al., this issue). Catch composition differed between areas. It mainly consisted in *Lethrinidae*, *Acanthuridae* and *Mugilidae* in the northern site, whereas *Serranidae*, *Acanthuridae* and *Lutjanidae* dominated the catches in the SW site (Figure. 3).

The active fishing fleets in the southern and northern areas were estimated at 3942 boats (31% of the total boat population registered within the zone) and 312 boats (36% of the total registered boat population) respectively. Eighty-eight percent and 100% of interviewed boat owners were involved in fishing at least once a year in the SW and VKP lagoons respectively. Although the technical characteristics (boat size and engine specification) of the fleet were greater in the southern area, catch

values per boat were higher in the northern site. Moreover, given the high demographic pressure, the mean marine area available per boat was smaller in the southern site (Table 2).

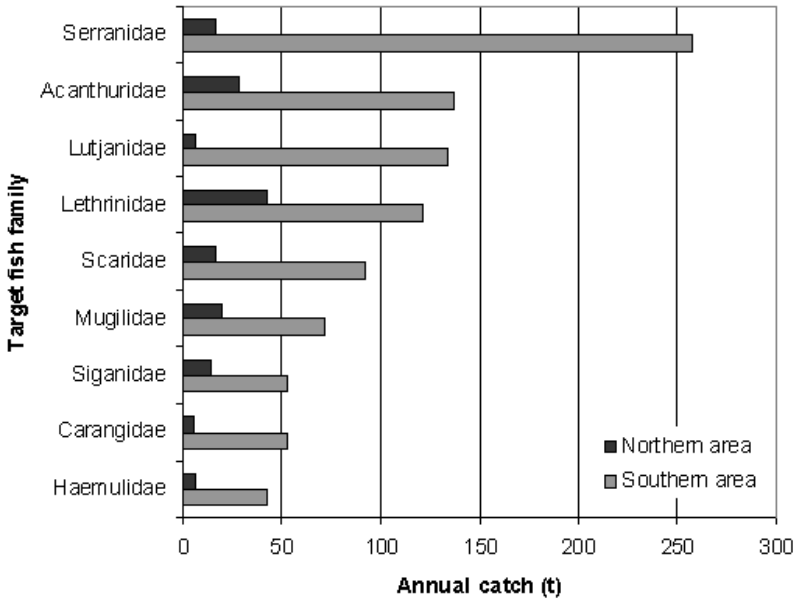


Figure 3: Annual catches (in tons) for major target fish families in both study areas.

Table 2: Global levels of fishing pressure and activity types for both study sites.

	Southern area	Northern area
Fleet (number of active boats)	3942	312
Annual total catch in the research area (in tons)	1141	169
Annual fishing effort (total number of trips per year)	86 684	7 716
Mean scope of action of the boats (km)	14.5	8.6
Available reef-lagoon area per boat (km²)	1.2	2.4
Mean size of the boat (m)	5.1	4.4
Mean engine specification (hp)	100	56
Mean catch-per-unit effort (kg/trip)	11.6	22.8
Mean annual catch per boat (kg/year)	310	722

Fishing activity varied in accordance with ways of life in both study sites (Figure. 4). In the northern area, it was more intense and productive in Melanesian tribes than in villages although boats were generally smaller and fishing grounds closer to the shoreline. Similar results were shown in the southern site where urban fishers, who composed the largest group of fishers, usually owned larger and more powerful boats. Paradoxically, they travelled shorter distances on average and displayed the weakest effort and yield levels per boat. Rural fishers from both sites displayed similarities in terms of mean boat size, engine power, catch-per-unit effort (CPUE) and distances to fishing grounds. However, trips were 11 times more important in the southern site than in the northern site, and annual yields per boat were 2.4 times higher in the northern area than in the southern one (Figure. 4).

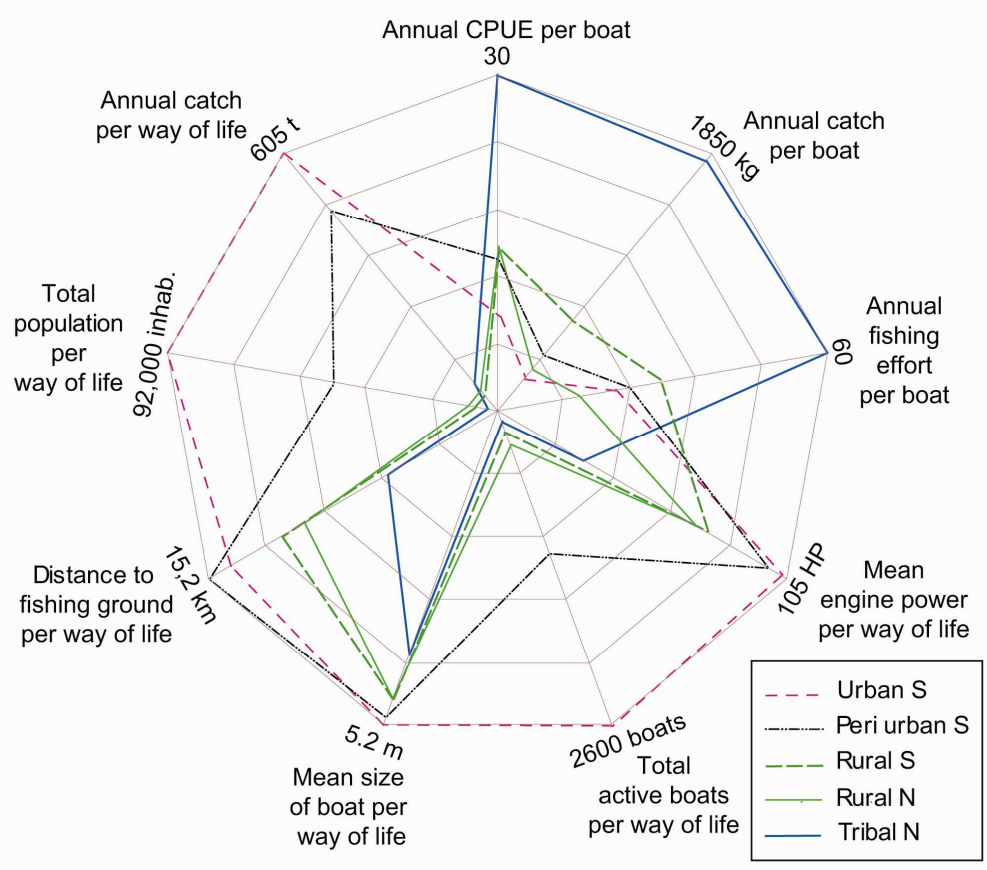


Figure 4: Comparison of fishing habit variables and socio-economic data across ways of life in both study areas. N = North and S = South.

The fishing areas included 237,000 ha of soft seabed (34,500 and 202,500 ha in the northern and southern sites respectively) and 245,000 ha of coral reefs (38,000 and 207,000 ha in the northern and southern sites respectively). The fishing pressure varied significantly between the two sites and within each site depending on the habitats (Figure. 5). In the northern site, it reached 4.3 trips/ha as opposed to 17.6 trips/ha in the southern area (respectively 0.1 and 0.2 trips/ha on average). In the northern area, the exclusive fishing area of the Oundjo tribe appeared to be the most intensively fished site. Most catches originated from the barrier reef and the back reef, except for the extreme north and in the mangrove edges, mainly at the river mouths. In the southern site, fishing pressure was higher in coral habitats (mid-lagoon and nearby islets reefs), on the shores of towns and villages, by the reef passes and in Prony Bay. The waters surrounding Nouméa were particularly frequented. This was also the case in areas located less than 15 km from any launch ramp and on the barrier reef in the extreme south.

On the whole, fishing effort was spatially correlated with the catch levels (Pearson correlation coefficient = 0.438, n = 6691 observation units, $p < 0.001$). The catch was proportional to the frequentation and therefore generally followed the same patterns as the fishing effort (Figure. 6). In particular, the total surface where catch reached 10 kg/ha were 11 times greater in the south than in the

north (24,192 and 2203 ha respectively, or 8.4% and 3% of respective pixels where fishing occurred). However, surface yields spatially ranged from 0 to 317 kg/ha in the southern site and from 0 to 53 kg/ha in the northern site, depending on boat frequentation and marine habitats. They reached the lowest values on soft seabed areas (less than 2 kg/ha) that encompassed very large areas (Table 1).

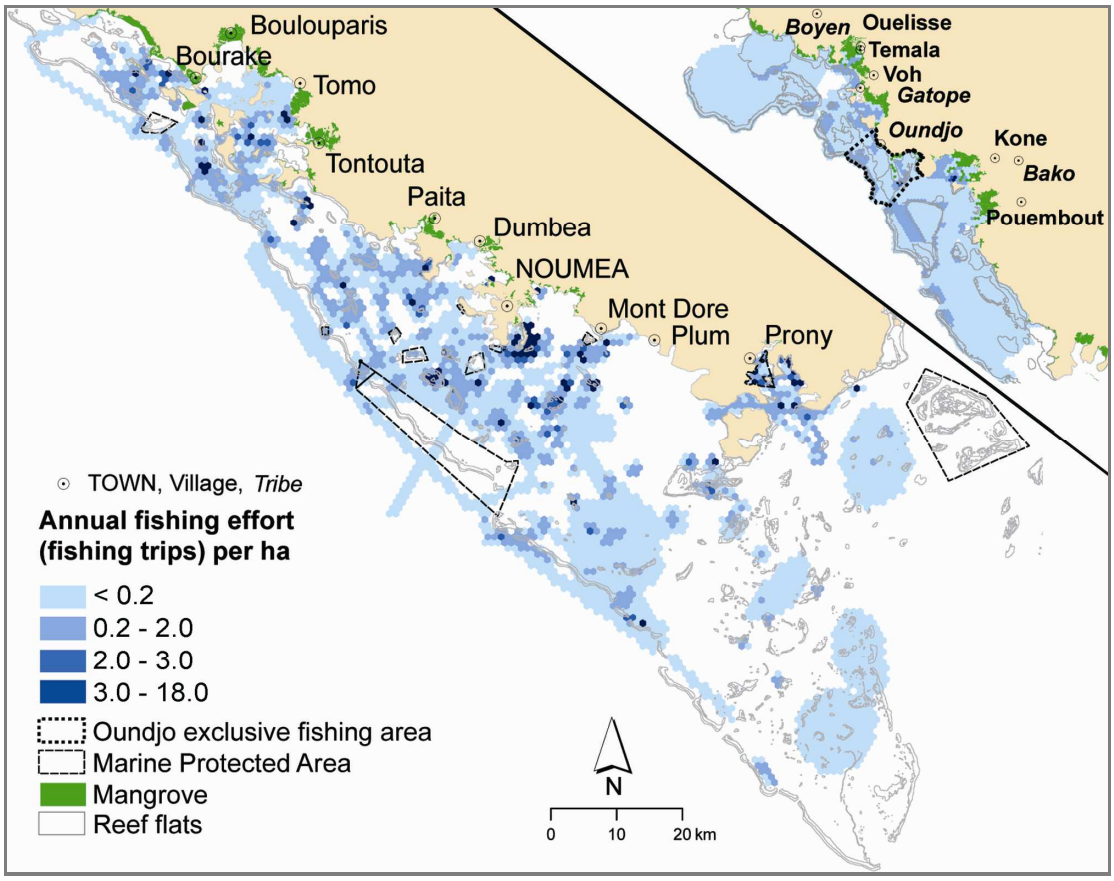


Figure 5: Annual fishing effort (number of fishing trips per hectare) in both study areas. Discretization inspired by Jenks method (natural breaks).

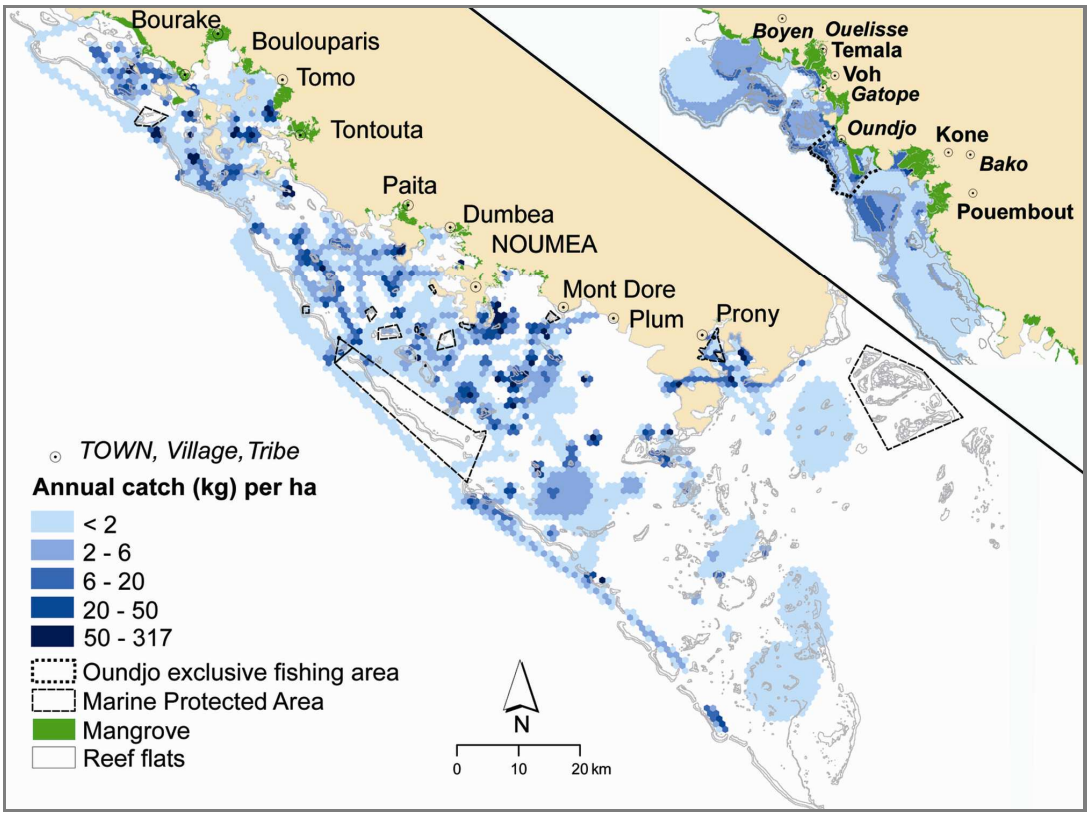


Figure 6: Annual catch (kg/ha) in both study areas. Discretization inspired by Jenks method (natural breaks).

Results also showed that fishing habits differed depending on the way of life of fishers:

1) Fishers from Melanesian tribes showed significant activity in the northern site (57% of the estimated annual catch). Fishing grounds covered 47,000 ha and were mainly located on the mangrove borders, close to the coast, and at a maximal distance of 10 km from tribes (Figure. 7). Catches were dominated by *Lethrinidae* (25%), *Mugilidae* (18%), and *Acanthuridae* (14%). The soft seabed areas were less exploited (< 1.7 kg/ha). The mean fishing pressure by this fisher category was 2.1 kg/ha in the whole area but was mainly located within the Oundjo exclusive fishing area (3.8 kg/ha). The activity displayed by the other tribes was less intensive.

2) Catches by rural fishers represented 44% and 6% of the total fish catches of each study area respectively (1.1 and 2.4 kg/ha on average) in the north (66,000 ha) and in the south (27,200 ha) for a total of 260 and 92 boats respectively (Figure. 8). Their fishing practices showed that they generally visited the same types of habitats (mangroves, mid-reefs, soft seabed), preferably close to their areas of residence and closer than 15 km from their boat launch ramps. *Acanthuridae* were the major target in the north (26% of the catch) and in the south (33%). *Lethrinidae* and *Serranidae* showed opposite patterns (26% and 9% versus 6% and 18% of the catch in the northern and the southern sites respectively). *Mugilidae* were rarely fished. Rural fishers exploited the entire VKP lagoon area (apart from the Oundjo customary area) but showed selective fishing grounds in the SW lagoon. The barrier reef and bay beds were not widely frequented despite their proximity, unlike St Vincent Bay where the activity was concentrated.

3) The highly mobile and numerous peri-urban fishers (1239 fishing boats, i.e. one boat for every 38 inhabitants) visited almost all the available fishing sites of the SW lagoon area, including the outer slope of the barrier reef up to the extreme southern reefs (191,000 ha in total). Catches amounted to 41% of the total catches in the southern site (Figure. 4) with a mean of 2.5 kg/ha (Figure. 9). They were mainly composed of *Serranidae* (24%), *Lutjanidae* (16%) and *Lethrinidae* (15%). However, the distribution was not even. The soft seabed areas far from the inhabited centers were unpopular, in particular in the very southern sector. The areas with high pressure were located close to islets and mid-reefs, within a radius of 15 km of Nouméa, and in St Vincent Bay. The distances between launching spots and fishing grounds reached up to 80 km, mainly towards the south of the study area.

4) Urban fishers (2611 boats, i.e. one for every 35 inhabitants in Nouméa) were the most important group and caught 53% of the total southern catches. As in peri-urban localities, Nouméa fishers scoured the entire SW lagoon (over 158,800 ha) from the various access spots. They also targeted similar fish species. The mean catch (3.8 kg/ha) concealed an important spatial variability (Figure. 10). Some highly localized areas – those located in an action range of 10 to 20 km around Nouméa – were heavily exploited, especially on coral reefs (mid-reefs and islets reefs) and passes. The other reef was also targeted, as was the outer slope of the barrier reef in the south of the main MPA, in the south horn and in St Vincent Bay. However, most of the coastline, the mangroves and the soft sea beds of the lagoon area were unpopular.

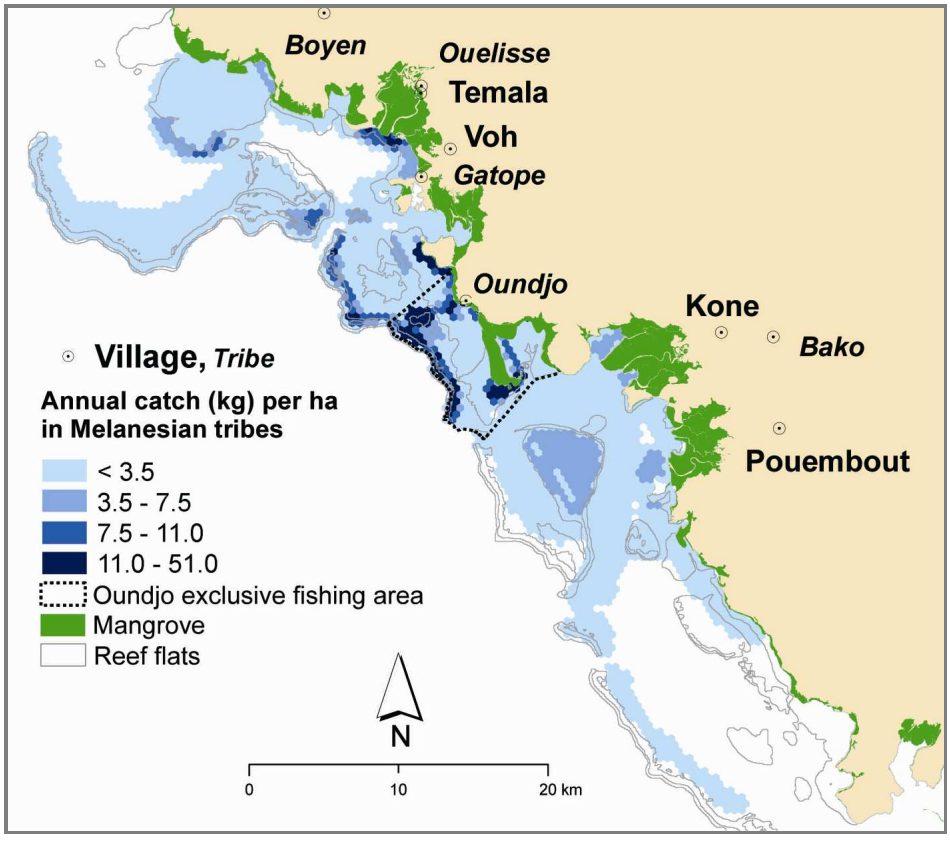


Figure 7: Annual catch (kg/ha) captured by Melanesian fishers living in the tribes of the northern study area. Discretization using standard deviation: 3.5 (mean = 2.1).

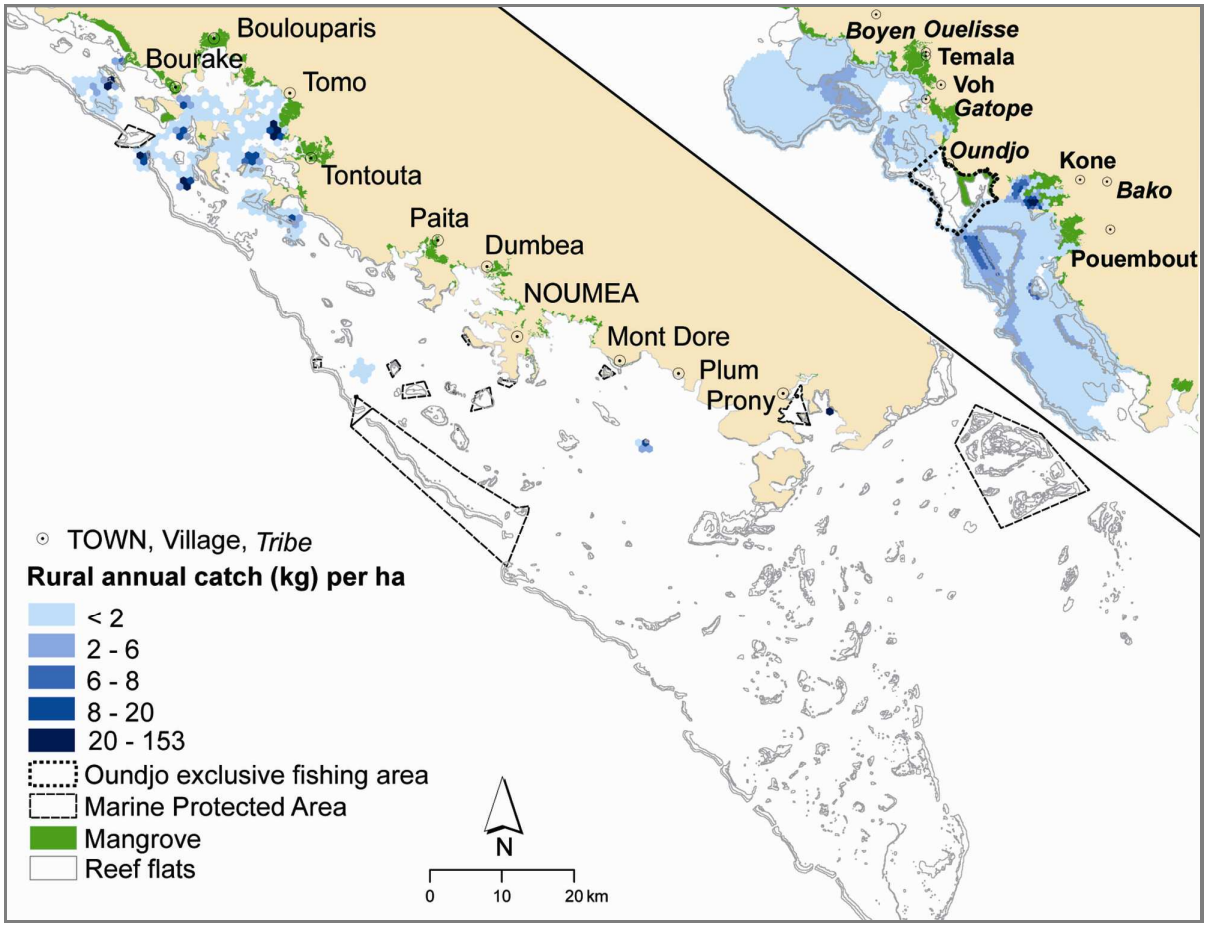


Figure 8: Rural fishers' annual catch (kg/ha) in both study areas. Discretization using Jenks method (natural breaks).

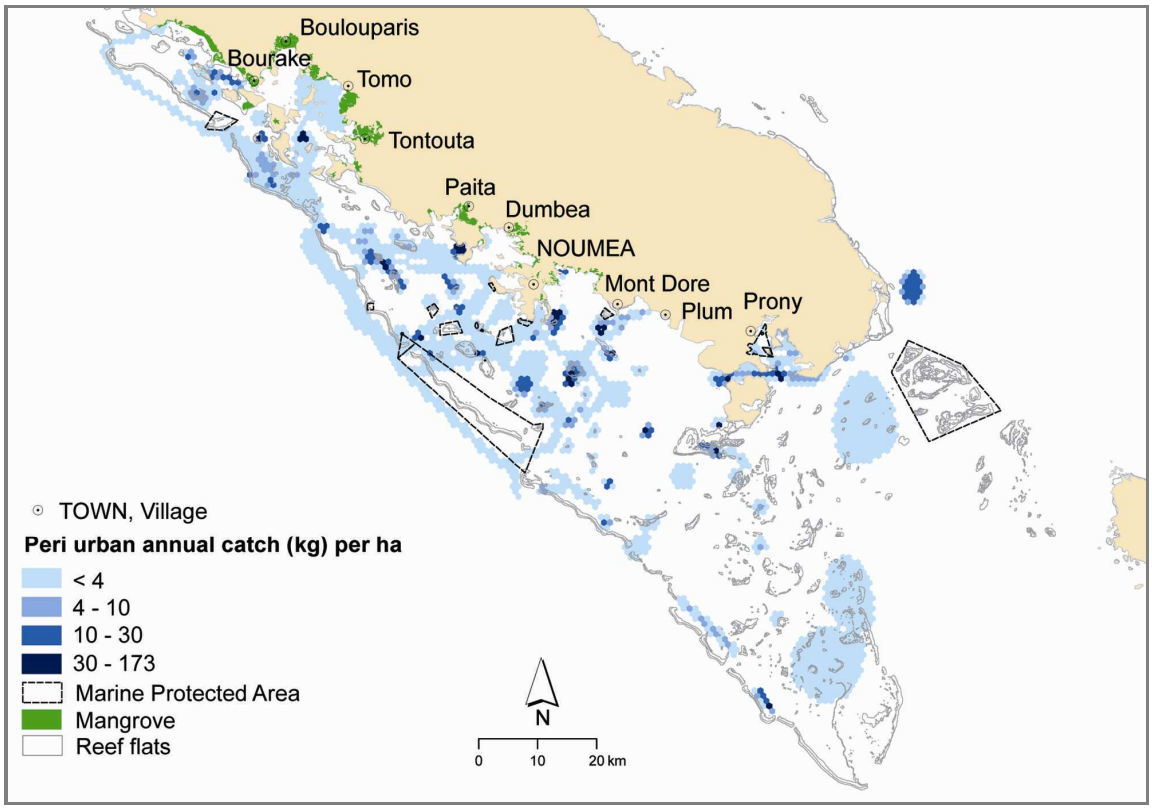


Figure 9: Peri-urban fishers' annual catch (kg/ha) in the southern area. Discretization using Jenks method (natural breaks).

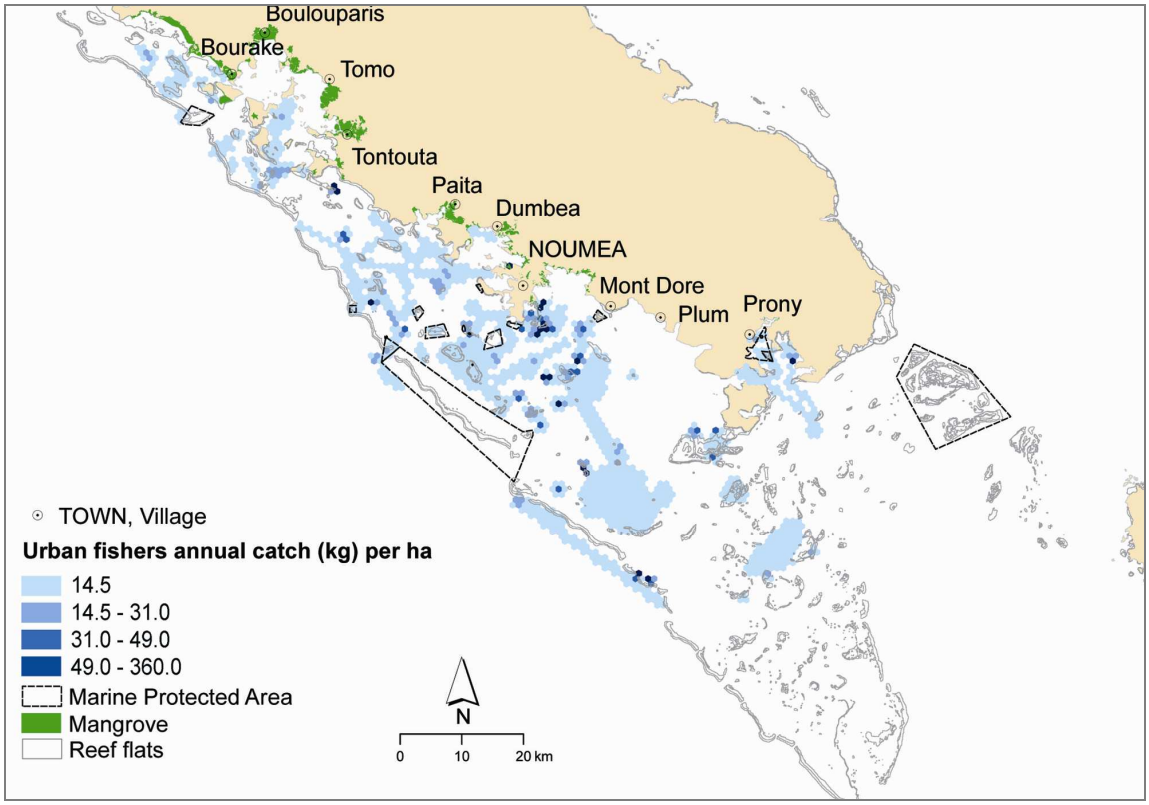


Figure 10: Urban fishers' annual catch (kg/ha) in the southern area. Discretization using standard deviation: 17.19 (mean = 5.9).

4. Discussion

The methodology used in this paper enabled us to conduct statistical and geographical analyses in order to determine the complexity of two fishery systems, while respecting the constraints of time, costs and the fishers' access to information. Launch ramps constituted the best places to meet and obtain information about the recreational fishers with the minimum inconvenience (time spent per questionnaire). The accuracy of the zoning undertaken by the fishers undoubtedly depended on the scale used (Campbell, 1993; Close and Hall, 2006). Given that the southern site was six times larger, it was not possible to use the same operating scale in both study sites. However, it was assumed that the spatial analysis conducted in the southwest lagoon enabled the collection of reliable data and the detection of potentially dubious areas where more refined studies could be carried out.

4.1. Definition and analysis of fishery geosystems

Quantifying and mapping the activities at the study sites allowed us to establish the spatial habits of the fishers' ways of life. Ways of life were embedded within a socio-system that combined factors relating society and individual choices (Hilborn and Walters, 1992; Corlay et al., 1995; Béné and Tewfik, 2001). The fishers developed practices, drew up itineraries and territories according to spatial choices and strategies that were based on their representations and in line with a legal and statutory framework. By representation, we understand the fisher's expectations, how he considers the resource and the fish (a piece of food or an opponent rather than an element of the ecosystem) and the benefits he derives from his fishing (food, conviviality, recreation etc.).

Our objective was to establish which factors affected the spatial distribution of informal fisheries and to deduce typical behaviors from these factors. We associated ecosystems to socio-systems that not only depended on the biological and physical environment, but also on management schemes such as laws and regulations. This approach corresponded to the concept of fishery geosystems developed by Corlay et al. (1995). It is defined as a social-ecological system, a composite and complex space, and the site of interactions between physical, biological and anthropogenic components (Rey et al., 1997; Berkes and Folke, 2002; Caill-Milly et al., 2003). The relative contribution of ecological and anthropogenic factors may vary according to locations and periods. Hence, time (at different stages) became a component that had to be integrated during the explanatory phase.

While adapting this concept to both case studies, some ecological and institutional similarities emerged. From an ecological point of view, species diversity on coral reefs was similar in these two areas (Chabanet et al., 1997), and so was the mangrove surface. From an institutional point of view, New Caledonian authorities in charge of fisheries within the coastal area used conventional regulatory measures for zoning and regulating the fishing pressure (fish quotas per boat, minimum sizes,

protected species, fishing gears etc.), including the implementation of Marine Protected Areas (David et al., this issue). Despite the fact that the MPA network was more developed in the south, the management regimes could still be compared at both study sites.

The main differences were thus geographical (distance from the barrier reef and the resulting lagoon area, presence/absence of coralline islets and lagoon bathymetry) (Andréfouët et al., 2007) and human. Both components interacted and generated four fishery geosystems based on respective ways of life categories:

1) The Melanesian fishers' exploitation means in the investigated tribes required a low level of financial investment. Moreover, the yields and the proximity of the fishing grounds were typical of subsistence activities and economic strategies. Exploitation costs, catch levels and fishing trip durations were determining factors for the fishing activity, be it for the fishers' own consumption or for informal sales (Lunn and Dearden, 2006; Schumann and Macinko, 2007) offering only a low level of household income (Hauck et al., 2002; Kuster et al., 2006).

The geosystem characterizing the fishing activity in the Melanesian environment also reflected a historical-cultural logic. The spatial distribution of the activities displayed the existence of effective "fishing territories" that were forcefully claimed as exclusive (as in the Oundjo tribe) or non-exclusive.

Our results suggested that the five Melanesian tribes in the area behaved differently through this double logic based on 1) their customary traditions (oriented towards the land or sea), 2) their geographical location on the seashore or inland, 3) their reliance on maritime resources and 4) their integration within the socio-economic network. As already observed in other Pacific regions (Bataille-Benguigui, 1989; Turner et al., 2007) and in New Caledonia (Bour and Hoffschir, 1985; Legeard, 2004), the economic development of the area is likely to alter this organization and practices (Craig et al., 2008).

2) The case of the rural village fishers illustrated the consequences of the evolution of the New Caledonian economy since the 1960s. Unlike investment costs (boats, engine specification) and exploitation costs (distances travelled), their activities were characterized by a lower intensity than in the case of the Melanesian tribes (annual effort and mean yield per boat). The sampling results showed that they mainly fished during weekends and on public holidays. These patterns reflected recreational activities. More precisely, they were traditional, if not cultural, in nature and could be explained by the country's settlement history. Even if the situation is progressively changing, most village inhabitants were still descendants of settlers, deported people or economic migrants from the agricultural and mining sectors who immigrated as early as the end of the 19th century (Roux, 1984; De Deckker and Devambez-Armand, 1992; Guiart, 1998; Angleviel, 2006). Koné, Pouembout, and Boulouparis are examples of villages that emerged from the colonial, mining and penitentiary history of New Caledonia (Trépied, 2007). Recreational fishery has been anchored in the country's pattern for a half-century (Loubens, 1978). The low cost of fishing equipment and abundance of resources, together with the general improvement in living standards over the past 50 years, explains why fishing has

progressively turned recreational (Jollit-Boniface, 2007; Craig et al., 2008). Today, it characterizes the ways and customs of this population with one boat per 37 inhabitants[1]. Moreover, the informal trade of catches tolerated until 1981 outside Nouméa (Assemblée Territoriale de la NC, 1968) could still influence the observed annual catch volumes. The close proximity of fishing grounds to places of residence could be explained by the concept of "friction of distance", which means that "resources further away are less liable to be exploited than those close to port" (Lloyd and Dicken, 1977; Isard and Liossatos, 1979; Caddy and Carocci, 1999; Hunt et al., 2007). The location of fishing grounds far away from boat ramps depends therefore on the quantity and quality of resources that suit the fishers' representations (Hutt and Jackson, 2008; Stuart-Smith et al., 2008). Moreover, the sea beds of some bays were poorly visited in the southern area because of the severe sedimentation coming from the runoffs of watersheds (Dumas et al., this issue).

However, the comparison between rural fishers of both study sites should be qualified. The frequency of their activity and their annual catch in the northern area suggested a great heterogeneity of behaviors among the rural fishers around Koné.

3) The peri-urban fishers we encountered in the southern area displayed some similarities with rural fishers. They also fished recreationally although in a more scattered manner throughout the lagoon, and more occasionally. Peri-urban fishers only accomplished two trips per month in average (against three trips per month for rural fishers). They travelled the longest distances using larger and faster boats. Their favourite grounds covered a 10 km radius from the launch ramps. The budget allocated to this type of activity was likely to be much higher than for the two previous categories of fishers, which was consistent with the available socio-economic statistics (ISEE/OE, 2001).

This broad spatial distribution probably depended on the purpose of the fishery itself which may be related to the geographical origins of this population. Most of the inhabitants of the peri-urban localities belonged to the rural exodus the country has been suffering since the 1960s, as a result of the economic development of Nouméa (Arréghini and Waniez, 1993; David et al., 1999; Bladinières, 2001). Expensive property rates in Nouméa along with good living conditions in the surrounding localities have prompted families to settle in the satellite suburbs (Doumenge, 1994; Derruelle and Sodter, 1999; Dussy, 1999). Therefore, in these localities, the fishers' representations partly came from their rural origin and can explain the importance granted to catch volume. Thus, they tended to avoid the areas around Nouméa where fishing pressure was high, and preferred to fish where resources were more abundant or focused on emblematic species (large pelagic and reef fish).

4) The urban area of New Caledonia, comprising 2611 active boats, generated strong frequentation of the lagoon surrounding Nouméa, with the remarkable exception of the mangroves. In particular, the creation of the large Aboré marine reserve (no-take MPA) on the barrier reef off Nouméa in 1994 pushed the fishers further north and south. The fishers' activities in this area were

[1] *The amount of boats per inhabitant has been calculated for both study areas, which are the only available and reliable data. This rate is most certainly one of the highest in France.*

similar to the previous case in terms of areas visited, trip frequency and allocated budget, except for yields that remained 1.6 times lower (and the lowest of the two sites studied). This result implied that trips were not exclusively oriented towards fishing (perhaps focused on visits to the islets and the MPA, snorkelling or sea-touring, for example) and/or the low importance of the quantities fished.

4.2. Contribution of the fishery geosystems to management

The spatial and social analysis of the informal fishing activity demonstrated that the fishers' way of life was a major structuring factor. This spatial distribution primarily depended on the ecosystem "supply". However, this was not the only driver. In our two case studies, the activities of each category of fishers were carried out in targeted areas, and the maritime (physical and biological) environment did not solely determine the observed variations. In fact, economic and social parameters interfered through a "possibilitist approach" (Vidal de la Blache, 1902): "nature proposes, man disposes" according to the purpose (food, recreational, commercial etc.) and his representations of his own fishing activity. In the case of recreational fishery, for example, the logic mainly depended on the fishers' representations or on the fact that fishing had an amenity-based role that could lead fishers to seek out less-visited areas (Chambers and Price, 1986; Navarrete et al., 2004; Smyth et al., 2007).

The analysis of the southern case study showed that the fishery geosystems of the southwest lagoon was established in accordance with the socio-economic evolution of New Caledonia since the early 19th century. The nickel boom of the 1960s in and around Nouméa, the Melanesian villages and among tribes located close to mining sites represented a crucial step in this process. The employment perspectives for low qualified workers and the high incomes in the nickel industry between 1960 and 1973 turned Melanesian tribal fishers away from the commercial fishing of *Trochus* and sea-cucumbers that provided them with a subsistence income (Bour and Hoffschir, 1985; Conand, 1987; Legeard, 2004). Peri-urban and urban geosystems in Nouméa and the peripheral localities took shape over a 50 years course.

These evolving informal fisheries in New Caledonia, in particular in the southern region, can provide a historical model for the future of the fishery geosystems in response to economic drivers, in a given social context and maritime environment. It can provide a yardstick for possible future development in the northern area, where there is a resurgence of mining after the construction of a metal-processing plant. The current economic development in the Koné region is unprecedented in the country. The rapid economic and demographic growth suggests there might even be an acceleration of the process described in the southern Province. In any case, it is highly likely that it will alter the present structure of informal fishing activities as it did in the south (Guillemot et al., 2009).

However, while the nature of these external constraints appears similar, the geographical and social components are different in the northern site. Indeed, the lagoon area is six times smaller than in the southern region, shallower and mangroves cover 25% of the area. It is six times less populated

than the southern localities in the 1960s and the composition of the population is more heterogeneous. The larger influence of Melanesian communities on the coastal area also plays an important role on the structure of informal fishing activities and importance of catches, whereas it was negligible in the southern area. Moreover, it played a structuring role in the spatial determinism of fishing practices. The migration of newcomers from other New Caledonian regions may lead to increase conflicts from overusing fishing grounds and misreading local practices (Yandle, 2007; Guillemot et al., 2009). This will be emphasized by the fact that the whole northern study area is already being exploited, whereas in the larger southern site some areas remain free of frequentation. Thus, the Melanesian geosystem causes uncertainty over the evolution of the informal fisheries in the Koné region that cannot be considered from the recent history of the southern case (Horowitz, 2008). This model is therefore more suitable for interpreting possible changes to the rural geosystem because, in many respects, it looks like its equivalent in the southern area. Together with urbanization and the expected socio-economic change, it can follow the same type of transition towards peri-urban and urban structures as suggested by the behaviors already observed among some fishers in Koné.

Therefore, the complexity of the current distribution of fishing activity in the two study areas appeared to be inherited from an ongoing adjustment of the different fisher groups, in response to a century of changes experienced by New Caledonia. These adjustments included a spatial redistribution of the activities, an evolution in the fishers' representations together with the purposes of fishing itself (Radomski et al., 2001; Turner et al., 2007). If not adequately anticipated, they can be weakened by a radical mutation in the economic and social context, such as the expected evolution in the Koné region for the next decade (Poignonec, 2007). Solutions provided by the public authorities to manage the activities in the maritime area around Nouméa may thus be partly unsuitable in the case of Koné where the human context is to some extent different. The challenges involved in the preservation of resources specific to the Koné area derive from fishing pressure and a social structure that may get more complex in the short-term. It is therefore necessary to create new forms of local management to integrate the fishery systems and their spatial references (Adams, 1998; Salas and Gaertner, 2004).

5. Conclusion

This paper deals with the difficult issue of informal fisheries in complex territories where the monitoring of the exploitation has always been difficult to comprehend. In order to address this complexity and comprehend the activity of informal fisheries, we utilized and adapted the concept of fishery geosystems based on environmental, social and management issues. For that purpose, survey methods were developed in two sites to collect the most relevant and accurate quantitative and spatial data using appropriate sampling techniques, questionnaires and maps during fisher interviews. In both sites, we gathered the same types of data and adapted survey methods to local conditions. Robust

statistical and spatial analyses using GIS allowed us to generate the first annual estimations and draw maps of informal fishing activities.

We found (and quantified) that subsistence and recreational fishers were likely to exert a higher fishing pressure than professional fishermen on coral reef resources in New Caledonia. A large part of the forms of exploitation and the spatial appropriation could have been explained by the fishery geosystems. We demonstrated that ways of life were appropriate to address the social issue. They allowed us to distinguish Melanesian, rural, peri-urban and urban geosystems that showed different fishing practices and geographical patterns. The spatial structure depended on the purpose of the activities and on the fishers' representations as shaped by the New Caledonian culture, the natural environment and the history of the country that has been significantly marked by the economic context of the last century.

The comparative study of the fishery geosystems of the west coast of New Caledonia enabled us to understand how informal fishing activities have been linked to the dynamics of the nickel mining industry in the country. These interactions, still prevailing today, may re-emerge in the Koné region in the Northern Province with the establishment of the country's second metal-processing plant. Indeed, the case of the southern area provided information about the various types of informal fishery geosystems that may develop in areas facing similar social and economic constraints. Rapid adjustments of the tribal and rural geosystems would be essential in the VKP area to cope with the brutal economic and demographical changes affecting fishers' behaviors in the short-term. The vulnerability of the social and natural systems to the economic constraints already experienced in New Caledonia, calls for the promotion of approaches linking informal fishing activities to their spatial organization.

In order to improve the approach developed in the present study, it would be valuable to consider beyond the evolution of the social diversity, the temporal parameters affecting the fishing activities (e.g. related to seasons and weather conditions) and the spatial variability of the different fishing gears implemented.

This paper showed that the study of fishery geosystems represents an innovating approach that can help to determine prospective fishery management actions. Our results could, in this regard, be integrated into management scenarios, with the aim to assess, spatialize and predict evolutions of the uses of the lagoon and the marine resources, to determine potential conflict areas, overfishing situations, etc. Local authorities facing coastal management issues could then anticipate and adapt their management strategies in consequence.

Acknowledgements

This research was funded by the French PNEC Program (Programme National d'Environnement Côtier 2004–2008), IRD (Institut de Recherche pour le Développement) and Koniambo Nickel SAS.

We thank the New Caledonia ZONECO Program that also provided valuable data. We also thank the two anonymous reviewers who have greatly improved the original manuscript.

References

Adams, T., 1998. The Interface Between Traditional and Modern Methods of Fishery Management in the Pacific Islands. Ocean and Coastal Management 40, 127-142.

Andrefouet, S., Cabioch, G., Flamand, B., Pelletier, B., 2007. The diversity of New Caledonia coral reef geomorphology and genetic processes : a synthesis from optical remote sensing, coring and acoustic multi-beam observations. In: Payri, C.E., Richer de Forges B., (Ed.), Compendium of marine species from New Caledonia, Vol. II7. IRD-Noumea, Noumea, New Caledonia. pp. 33-49.

Andréfouët, S., Torres-Pulliza, D., 2004. Atlas des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie. IFRECOR Nouvelle-Calédonie, IRD, Nouméa.

Angleviel, F., 2006. Histoire de la Nouvelle-Calédonie. Nouvelles approches, nouveaux objets. Portes Océanes. L'Harmattan, Paris.

Arréghini, L., Waniez, P., 1993. La Nouvelle Calédonie au tournant des années 1990 : un état des lieux. ORSTOM, La documentation française, Reclus.

Assemblée Territoriale de la Nouvelle-Calédonie, 1968. Memento de la chasse et de la pêche en NC. Assemblée Territoriale de la Nouvelle-Calédonie, Noumea, NC.

Babcock, E.A., Pikitch, E.K., McAllister, M.K., Apostolaki, P., Santora, C., 2005. A Perspective on the Use of Spatialized Indicators for Ecosystem-Based Fishery Management Through Spatial Zoning. ICES Journal of Marine Science, 62(3): 469-476.

Bataille-Benguigui, M.C., 1989. La pêche artisanale aux îles Tonga : antagonisme entre projets de développement et traditions. Aquat. Living Resour., 2: 31-43.

Beckley, L.E., Fennessy, S.T., Everett, B.I., 2008. Few Fish but Many Fishers: a Case Study of Shore-Based Recreational Angling in a Major South African Estuarine Port. African Journal of Marine Science, 30(1): 11.

Bensa, A., Leblic, I., 2000. En pays Kanak. Ethnologie, linguistique, archéologie, histoire de la Nouvelle-Calédonie. Ed. de la Maison des sciences et de l'homme ed., Paris.

Béné, C. and Tewfik, A., 2001. Fishing Effort Allocation and Fishermen's Decision Making Process in a Multi-Species Small-Scale Fishery: Analysis of the Conch and Lobster Fishery in Turks and Caicos Islands. Human Ecology, 29(2): 157-186.

Berkes, F., 1990. Native Subsistence Fisheries - a Synthesis of Harvest Studies in Canada. Arctic, 43(1): 35-42.

Berkes, F., Folke, C., 2002. Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience. Cambridge University Press, New York.

Bertrand, C., Bertrand, G., 2000. The Geosystem as an Anthropized Space-Time System - Overview of an Aspect of Environmental Temporality. Presses Univ Mirail, Univ. Toulouse Mirail, 5 Allées Antonio Machado, 31058 Toulouse, France.

Bladinières, G., 2001. Le mémorial Calédonien : tome X 1988-1998. Planète Memo, Nouméa, NC.

Booth, A.J., 2000. Incorporating the spatial component of fisheries data into stock assessment models. ICES Journal of Marine Science, 57(4): 858-865.

Bour, W., Hoffschir, C., 1985. Evaluation et gestion de la ressource en trocas de Nouvelle-Calédonie. Rapport final de convention, ORSTOM.

Bryant, E.C., Hartley, H.O., Jessen, R.J., 1960. Design and estimation in two-way stratification. Journal of the American Statistical Association, 55(289): 105-124.

Caddy, J.F., 1996. An objective approach to the negotiation of allocations from shared living resources. Marine Policy, 20(2): 145-155.

Caddy, J.F., Carocci, F., 1999. The Spatial Allocation of Fishing Intensity by Port-Based Inshore Fleets: a Gis Application. Ices Journal of Marine Science, 56(3): 388-403.

Caill-Milly, N., Trouillet, B., Léauté, J.-P., Grandpierre, A., 2003. Modélisation graphique des pratiques spatiales pour une approche globale des enjeux à l'interface entre éco- et socio-systèmes. Le cas du bassin d'Arcachon (France). In: A. Biseau et al. (Editors), Connaissance scientifique et décision. Actes du Sixième Forum Halieumétrique. Association Française d'Halieumétrie, Montpellier, France, pp. 69-82.

Campbell, J., 1993. Map use and analysis. Wm. C. Brown, Dubuque, IA.

Chabanet, P., Ralambondrainy, H., Amanieu, M., Faure, G., Galzin, R., 1997. Relationships Between Coral Reef Substrata and Fish. Coral Reefs, 16(2): 93-102.

Chabanet, P., Guillemot, N., Kulbicki, M., Vigliola, L., Sarramegna, S., 2009. Baseline study of the spatio-temporal patterns of reef fish assemblages prior to a major mining project in New-Caledonia (south Pacific). Marine Pollution Bulletin

Chambers, T.W.M., Price, C., 1986. Recreational congestion: Some hypotheses tested in the Forest of Dean. Journal of Rural Studies, 2(1): 41-52.

Cillaurren, E., David, G., 2000. Hétérogénéité spatiale du système pêche et structuration d'un système d'information pour gérer la ressource : l'exemple du Vanuatu, archipel océanien. In: Alain Biseau, Nicolas Bez, Pierre Chavance and D. Gascuel (Editors), Les Espaces De L'Halieutique. 4ème Forum Halieumétrique, Rennes 29 juin-1er juillet 1999. IRD, Rennes, pp. 119-141.

Close, C.H., Hall, G.B., 2006. A Gis-Based Protocol for the Collection and Use of Local Knowledge in Fisheries Management Planning. Journal of Environmental Management, 78(4): 341-352.

Conand, C., 1987. Exploitation des holothuries : historique en Nouvelle-Calédonie et marché mondial. Bull. Soc. SC. Nat. Ouest France. Suppl. HS.: 169-173.

Corlay, J.P., Laloë, F., Rey, H., Durand, J.-L., 1995. Le concept d'espace halieutique: Réflexions de géographe sur les pêches maritimes à partir du cas danois, ORSTOM Éditions, Paris, 125-140 pp.

Craig, P., Green, A., Tuilagi, F., 2008. Subsistence Harvest of Coral Reef Resources in the Outer Islands of American Samoa: Modern, Historic and Prehistoric Catches. Fisheries Research, 89(3): 230-240.

Daguzan, M., 1994. Coastal fisheries in the Loyalty Islands. SPC Fisheries Newsletter(69): 25-28.

Dalzell, P., 1998. The role of archaeological and cultural–historical records in long-range coastal fisheries resources management strategies and policies in the Pacific islands. Ocean Coast. Manage., 40: 2027-2032.

Dalzell, P., Adams, T., 1997. Sustainability and management of reef fisheries in the Pacific islands, Proceedings of the Eighth International Coral Reef Symposium, Panama.

David, G., 1999. La petite pêche villageoise au Vanuatu, bilan d'un recensement. In: G. Blanchet (Editor), Les Petites Activités De Pêche Dans Le Pacifique Sud. IRD, Paris, pp. 93-117.

David, G., Fontenelle G., Leopold, M., Ferraris, J., Pelletier, D., Herrenschmidt, J.B., 2009. Integrated coastal zone management perspectives to ensure the sustainability of New Caledonia coral reefs. Marine Pollution Bulletin (this issue).

David, G., Guillaud, D., Pillon, P., 1999. La Nouvelle-Calédonie à la croisée des chemins : 1989-1997. Société des Océanistes, IRD, Paris, 324 pp.

De Deckker, P., Devambez-Armand, V., 1992. Le peuplement du Pacifique et de la Nouvelle-Calédonie au XIXème siècle : condamnés, colons, convicts, coolies, chân dang. Actes du colloque universitaire international. Université française du Pacifique, Paris, pp. pp. 208-217.

De Freitas, D.M., Tagliani, P.R.A., 2009. The use of GIS for the integration of traditional and scientific knowledge in supporting artisanal fisheries management in southern Brazil. Journal of Environmental Management 90, 2071-2080.

Derruelle, V., Sodter, F., 1999. Les minorités dans la ville : l'immigration des Ni-Vanuatu et des Wallisiens et Futuniens en Nouvelle-Calédonie. In: David, G., Guillaud, D., Pillon, P., (Eds.), La Nouvelle-Calédonie à la croisée des chemins : 1989-1997, Société des Océanistes, IRD ed, Paris. pp. 271-285.

Doumenge, J.P., 1994. La Nouvelle-Calédonie au plan humain : approche géographique et historique des réalités culturelles, démographiques, économiques et politiques. In: Le Bourdiec, P., Jost, C., Angleviel, F., (Eds.), GéoPacifique des Esapces Français, Vol. 2. CTRDP Nouvelle-Calédonie/Université Française du Pacifique. pp. 63-105.

Dumas, P.S., Printemps, J., Fossey, M. and Luneau, G., 2009. Developing Erosion Models for Integrated Coastal Zone Management. A Case Study of New-Caledonia West Coast. Marine Pollution Bulletin (this issue).

Dussy, D., 1999. Des projets pour Nouméa. In: David, G., Guillaud, D., Pillon, P., (Eds.), La Nouvelle-Calédonie à la croisée des chemins : 1993-1997. Société des Océanistes, ORSTOM, Paris. pp. 237-250.

Guiart, J., 1998. Les Mélanésiens devant l'économie de marché. Du milieu du XIXème siècle à la fin du millénaire. Le Rocher à la voile, Nouméa, New Caledonia.

Guillaud, D., 1996. Les formes du territoire. Trois modèles d'organisation territoriale : Aribinda (Burkina-Faso), Jambi (Indonésie) et Koumac (Nouvelle-Calédonie). Three models of territorial organization : Aribinda (Burkina-Faso), Jambi (Indonesia) and Koumac (New Caledonia). In: Bonnemaison, J., Cambrézy, L., Quinty Bourgeois, L., (Eds.), Territoire, Lien ou Frontière? : Identités, Conflits Ethniques, Enjeux et Recompositions Territoriales. Colloque, 1995/10/02-04. Paris, Vol. 20. ORSTOM, Paris. pp. 19-30.

Guillemot, N., Léopold, M., Chabanet, P. and Cuif, M., 2009. Characterization and management of informal fisheries confronted to socio-economic changes in New Caledonia (South Pacific). Fisheries Research, 98: 51-61.

Hall, G.B., Moore, A., Knight, P., Hankey, N., 2009. The extraction and utilization of local and scientific geospatial knowledge within the Bluff oyster fishery, New Zealand. Journal of Environmental Management 90, 2055-2070.

Hauck, M., Sowman, M., Russell, E., Clark, B.M., Harris, J.M., Venter, A., Beaumont, J., Maseko, Z., 2002. South African Journal of Marine Science-Suid-Afrikaanse Tydskrif Vir Seewetenskap 24, 463.

Hilborn, R., Walters, C., 1992. Quantitative fisheries, Stock assessment: choice, dynamics and uncertainty Chapman and Hall, International Thomson Science, New York.

Horowitz, L., 2008. Destroying God's Creation or Using What He Provided?: Cultural Models of a Mining Project in New Caledonia. Human Organization, 67(3): 292-306.

Hunt, L.M., Boots, B.N., Boxall, P.C., 2007. Predicting Fishing Participation and Site Choice While Accounting for Spatial Substitution, Trip Timing, and Trip Context. North American Journal of Fisheries Management, 27(3): 832-847.

Hutt, C.P., Jackson, J.R., 2008. Implications of Angler Motivations and Preferences for Urban Fisheries Management. In: Eades, R.T., Neal, J.W., Lang, T.J., Hunt, K.M., Pajak, P., (Eds.), Urban and community fisheries programms : Dvelopement, Management, and Evaluation, Vol. 67. Amercican Fisheries Society, 5410 Grosvenor Lane, Ste 110, Bethesda, MD 20814-2199 USA pp. 63-76.

INSEE., 1997. Recensement de la population en 1996.

ISEE/OE., 2001. Les salaires en 1999 ISEE/OE, Nouméa.

ISEE/OE., 2007. Nouvelle-Calédonie en bref (NCB) ISEE/OE, Nouméa.

Isard, W., Liossatos, P., 1979. Spatial dynamics and optimal space-time development. North-Holland Publishing Co., New York.

Jollit-Boniface, I., 2007. L'histoire de la pêche lagonaire en Nouvelle-Calédonie depuis l'arrivée des européens jusqu'à nos jours: synthèse bibliographique. In: F. Angleviel (Editor), L'Histoire De La Nouvelle Calédonie, Approches Croisées. Actes de la 16e conférence de l'Association des Historiens du Pacifique. Les Indes savantes, Nouméa-Koné (Koohnê), pp. 235-248.

Kulbicki, M., Labrosse, P., Letourneur, Y., 2000. Fish stock assessment of the northern New Caledonian lagoons: 2 – Stocks of lagoon bottom and reef-associated fishes. Aquat. Living Resour., 13(2): 77-90.

Kuster, C., Vuki, V.C., Zann, L.P., 2006. Validation of the Accuracy of Household Reporting of Subsistence Fishing Catch and Effort: a Fijian Case Study. Fisheries Management and Ecology, 13(3): 177-184.

Leblic, I., 1988. L'évolution des techniques de pêche en Nouvelle-Calédonie. Techniques et Cultures, 12: 81-119.

Leblic, I., Teuliere, M.H., 1987. Systèmes techniques et sociaux d'exploitation traditionnelle des ressources marines des pêcheurs kanaks du Nord et du Sud de la Nouvelle Calédonie, Ministère de la culture, Mission du patrimoine ethnologique. Rapport pour les appels d'offre : appartenance régionale et identité culturelle 1983, transmission des savoirs 1984.

Legeard, L., 2004. L'aventure de la nacre (1899-1929). Bulletin de la Société d'études historiques de Nouvelle-Calédonie: 43-63.

Léopold, M., Ferraris, J., Labrosse, P., 2004. Assessment of the reliability of fish consumption as an indicator of reef fish catches in small Pacific islands: The example of Ouvea Island in New Caledonia: Scientific knowledge and social demand. Aquatic living resources 17, 119-127.

Lloyd, P.E., Dicken, P., 1977. Location in space - A theoritical approach to economic geography. Harper and Row, London.

Loubens, G., 1978. La pêche dans le lagon néo-calédonien. Etude réalisée avec la collaboration de G. Charreire. Rapport Scientifique et technique n°1. ORSTOM, Centre de Nouméa.

Lunn, K.E., Dearden, P., 2006. Monitoring Small-Scale Marine Fisheries: an Example From Thailand's Ko Chang Archipelago. Fisheries Research, 77(1): 60-71.

Mora, C., Chittaro, P.M., Sale, P.F., Kritzer, J.P., Ludsin, S.A., 2003. Patterns and Processes in Reef Fish Diversity. Nature, 421(6926): 933-936.

Navarrete, J., Lora, A., Gonzalez-Arenas, J., 2004. Sustainable Tourism and Visitor Satisfaction: Social Carrying Capacity in 'sierra De Grazalema' Natural Park (Spain). Sustainable World. Wit Press, Ashurst Lodge, Southampton SO40 7AA, Ashurst, England, pp. 261-271.

Pawson, M.G., Glenn, H., Padda, G., 2008. The definition of marine recreational fishing in Europe. Marine Policy 32, 339-350.

Poignonec, D., Unpublished. Apport de la combinaison cartographie cognitive/ontologie dans la compréhension de la perception du fonctionnement d'un écosystème récifo-lagonaire de Nouvelle-Calédonie par les acteurs locaux, Ph.D. thesis, 2006, Ensa-Rennes.

Pollock, K.H., Jones C. M., Brown T. L., 1994. Angler survey methods and their applications in fisheries management American Fisheries Society, Maryland.

Pradervand, P., Beckley, L.E., Mann, B.Q., Radebe, P.V., 2003. Assessment of the Linefishery in Two Urban Estuarine Systems in Kwazulu-Natal, South Africa. African Journal of Marine Science, 25: 111-130.

Radomski, P.J., Grant, G.C., Jacobson, P.C. and Cook, M.F., 2001. Visions for Recreational Fishing Regulations. Fisheries, 26(5): 7-18.

Rey, H., Catanzano, J., Mesnil, B., Biais, G., 1997. Système halieutique : un regard différent sur les pêches. Collection "Propos" (France), 1. Inst. Oceanographique/IFREMER, Paris (France), 277 pp.

Roux, J.C., 1984. Le problème des migrations dans la zone Pacifique insulaire, un éternel recommencement, Nature et hommes dans les îles tropicales : réflexions et exemples. Collection "Iles et archipels". CEGRET-CRET, Bordeaux, pp. 129-134.

Salas, S., Gaertner, D., 2004. The Behavioural Dynamics of Fishers: Management Implications. Fish and Fisheries, 5(2): 153-167.

Schumann, S., Macinko, S., 2007. Subsistence in Coastal Fisheries Policy: What's in a Word? Marine Policy, 31(6): 706-718.

Smyth, R.L., Watzin, M.C., Manning, R.E., 2007. Defining Acceptable Levels for Ecological Indicators: an Approach for Considering Social Values. Environmental Management, 39(3): 301-315.

Stuart-Smith, R.D., Barrett, N.S., Crawford, C.M., Frusher, S.D., Stevenson, D.G., Edgar, G.J. 2008. Spatial patterns in impacts of fishing on temperate rocky reefs: Are fish abundance and mean size related to proximity to fisher access points? Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 365, 116-125.

Tirunelveli, G., Gordon, R., Pistorius, S., 2002. Comparison of Square-Pixel and Hexagonal-Pixel Resolution in Image Processing. I E E E 345 E 47th St, New York, NY 10017 USA, pp. 867-872.

Trépied, B., Unpublished. Politique et relations coloniales en Nouvelle-Calédonie : ethnographie historique de la commune de Koné (1946-1988), Ecole des hautes études en sciences sociales, 2007.

Turner, R.A., Cakacaka, A., Graham, N.A.J., Polunin, N.V.C., Pratchett, M.S., Stead, S.M., Wilson, S.K., 2007. Declining Reliance on Marine Resources in Remote South Pacific Societies: Ecological Versus Socio-Economic Drivers. Coral Reefs 26, 997-1008.

Vidal de la Blache, P., 1902. Les conditions géographiques des faits sociaux. Annales de Géographie, 11: p. 13-23.

Yandle, T., 2007. Understanding the Consequences of Property Rights Mismatches: a Case Study of New Zealand's Marine Resources. Ecology and Society, 12(2): 27.

ANNEXE D

Feuilles de récolte des données pour les observations visuelles en plongée

Cette annexe présente les feuilles de relevé utilisées lors de la collecte des données écologiques *in situ* : celle utilisée pour les comptages visuels de poissons en plongée puis celle utilisée pour la description en plongée de l'habitat à l'échelle d'un transect selon la méthode du Medium Scale Approach (MSA, Clua et al. 2006).

Feuille de relevé pour les observations visuelles de poissons par transect

PAGE /

Campaign |_____| Site |_____| Diver |__|__| Transect |__|__|__|

D |__|__|/|__|__|/20|__|__| Lat.|__|__|°|__|__|,|__|__|__|' Long.|__|__|__|°|__|__|,|__|__|__|' Left ☐ Right ☐

ST	SCIENTIFIC NAME	NBER	LGT	D1	D2	COMMENTS

Feuille de relevé pour la description de l'habitat par transect (MSA)

Campaign |_____| **Site** |_____| **Diver** |__|__| **Transect** |__|__|__|

D |__|__|/|__|__|/20|__|__| **Lat.**|__|__|°|__|__|,|__|__|__|' **Long.**|__|__|__|°|__|__|,|__|__|__|' **WT** |__|__|__|

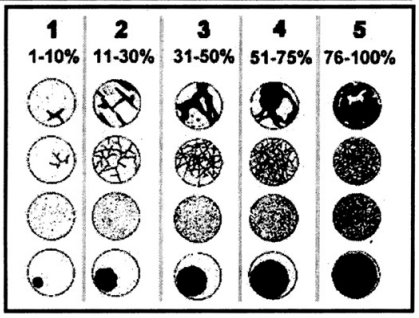
Starting time : |__|__| :|__|__| | **Visibility** |__|__| m | **Side :** Left ☐ Right ☐

☐ coast	☐ intermediate zone	☐ barrier
☐ linear ☐ cape	☐ submerg. reef ☐ pinnacle	☐ outer slope ☐ pass
☐ bay mouth ☐ back of bay	☐ near surf. reef ☐ islet lagoon	☐ reef crest ☐ hoa/chanel
☐ estuary ☐ chanel	☐ lagoon floor ☐ islet fringing reef	☐ back reef ☐ motu

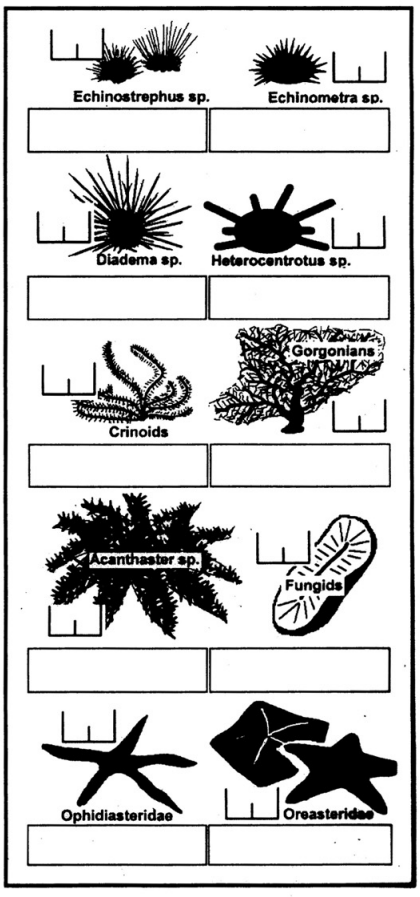
☐ intertidal ☐ flat ☐ gentle slope ☐ steep slope ☐ talus ☐ basin ☐ lagoon plain

☐ hard bottom ☐ large coral patches ☐ small coral patches ☐ coral field ☐ seaweed bed
☐ detritical bottom ☐ soft bottom ☐ seagrass bed ☐ mangrove

	current	relief features	exposure to dominant wind	oceanic influence	terrigenous influence
none	☐	☐	☐	☐	☐
medium	☐	☐	☐	☐	☐
strong	☐	☐	☐	☐	☐



	Quadrat limits	0	5	10	15	20	25	30	35	40	45	50
	Average depth (m)											
	Habitability (1 to 4)											
General coverage	Mud											
	Sand											
	Dead coral debris											
	Small boulders (< 30 cm)											
	Large boulders (< 1 m)											
	Eroded dead coral, rock											
	Old dead coral in place											
	Bleaching coral											
	(1) Live corals											
	(2) Soft invertebrates											
(1) Live corals	Encrusting											
	Massive											
	Digitate											
	Branch											
	Foliose											
	Tabulate											
	Millepora sp.											
(2)	Soft corals											
	Sponges											
Grass/alg	Cyanophyceae											
	Sea grass											
	Encrusting algae											
	Small macro-algae											
	Large macro-algae											
	Drifting algae											
	Micro-algae, Turf											
	Others :											



ANNEXE E

Article 6
Marine Biology, soumis.

Observing highly diversified fish assemblages: do high definition video and underwater visual censuses provide similar information?

Dominique Pelletier[1], Kévin Leleu[2], Gérard Mou-Tham[2]. Nicolas Guillemot[2], Pascale Chabanet[3]

[1] *IRD-UR CoReUs / EMH IFREMER, BP A5, 98848 Nouméa Cedex, New Caledonia*
[2] *IRD-UR CoReUs / Centre IRD de Nouméa, Nouméa, New Caledonia*
[3] *IRD-UR CoReUs / IRD La Reunion, BP 172, 97492 Ste Clotilde Cedex, La Réunion*
* Corresponding author: Dominique Pelletier; Present address: IFREMER BP 70, 29280 Plouzané Cedex, France; E-mail: dpellet@ifremer.fr

Abstract

Monitoring of fish and habitat, particularly in and around highly protected Marine Protected Areas (MPA) requires non-destructive observational methods. This is generally achieved using underwater visual censuses (UVC) conducted by divers, but video-based observational techniques are more and more used for observing underwater macrofauna and habitat. The comparison of these two techniques is particularly relevant with the development of high-definition video, which constitutes a substantial improvement over previous resolutions at limited extra cost. We conducted a paired observation experiment involving both video and UVC transects in an MPA located in the New Caledonian lagoon, a highly diversified coral reef ecosystem. This experiment aimed at comparing three techniques used to count fish along 50x4m materialized strip transects: UVC and video with the diver using either a straight trajectory (I-type transect) or a browsed one (S-type video transect). Results showed that the proportion of fish that were not identified up to the species level did not exceed 3.3% in video transects *versus* 1.7% in UVC transects. Abundance and species richness were larger for UVC than for video transects, and S-type transects detected more individuals and species than I-type transects. Average abundance and species richness observed by UVC were respectively 1094 individuals and 69.7 species per transect. In comparison with UVC, I-type (resp. S-type) video transects detected on average 56% and 61% (resp. 85% and 77%) of the abundance and species richness seen by UVC. Our results showed that the *a posteriori* analysis of high definition video images provide satisfactory observations of fish abundance and species diversity, compared to UVC counts recorded *in situ*. Advantages and shortcomings of each observation technique for monitoring fish assemblages, in particular in MPA, were discussed in terms of human resources and time needed for implementation. Overall, this suggests that high definition video-based techniques constitute an interesting alternative to UVC when these cannot be implemented.

Key-words: fish assemblages, underwater video, Underwater Visual Censuses (UVC), observation method, coral reefs, MPA monitoring.

1. Introduction

Coral reefs are characterized by a high species diversity and a high gross productivity, among the highest of world's marine ecosystems (Connell 1978; Ray 1988). Recent reports on the condition of coral reefs forewarn of their continually ongoing degradation (Wilkinson 2004). Such a situation requires the implementation of management measures aiming at i) preserving the biodiversity of the coral reef ecosystems and ii) the sustainable development of the activities that depend on it. MPA are a key management instrument for these two objectives, with quantitative targets set regarding the coverage of a global network of MPAs to be reached in the next years (Convention for Biological Diversity (CBD), http://www.biodiv.org/defaults.html). These targets are reflected in other international texts such as the European "Habitat Directive" (European Union 1992) and the Marine Strategy Framework Directive (European Union 2008).

Along with such recommendations comes the obligation of establishing monitoring programs to track progress toward the achievement of biodiversity conservation, based on tools that do not disturb the ecosystem at stake. In particular, the monitoring and assessment of fish and habitat in and around highly protected MPA require non-destructive observational methods. This is generally achieved by Underwater Visual Censuses (UVC) that have been successfully used for years to estimate reef fish abundance or biomass in studies of population dynamics, ecology and management (e.g. Barans and Bortone, 1983; Samoilys, 1997; Samoylis and Carlos 2000; Bortone et al., 2000). Advantages and disadvantages of this method have been summarized in several papers (Harmelin-Vivien et al. 1985; Harmelin-Vivien and Francour 1992; Cappo and Brown 1996; Samoilys 1997; Willis et al. 2000; Watson et al. 2005), e.g. some "shy" or cryptic species are not correctly observed because of the presence of divers (Kulbicki 1998; Watson et al. 1995; Willis and Babcock 2000; Stewart and Beukers 2000; Watson et al. 2005).

UVC require experienced divers that are trained for identifying species and estimating individual fish sizes. For the purpose of MPA monitoring, managers often prefer methods that do not need experienced divers and can be implemented by MPA staff. In the last fifteen years, video-based observational techniques have become appropriate tools for observing underwater macrofauna and habitat, in particular for fish (Michalopoulos et al.1992; Potts et al. 1987; Tipping 1994, Tessier et al. 2005). We know of no paper dealing with high-definition (HD) video, which constitutes a recent and substantial improvement over previous resolutions at little extra cost. Yet, we do not intend to compare HD video with standard video as the latter is not widely used for observing fish assemblages contrary to UVC, and it is likely that HD video-based techniques will be the rule in the future. We here investigated the value of using HD video techniques versus UVC for observing fish assemblages in a highly diversified coral reef ecosystem of the South Pacific. For this purpose, we conducted a paired observation experiment involving both video transects and UVC transects in an MPA located in the New Caledonian lagoon. We report the findings of the experiment, and then discuss the advantages

and shortcomings of each observational technique for monitoring fish assemblages.

2. Material and Methods

2.1. Observation protocol

The study area is located in the Southwest Lagoon of New Caledonia, South Pacific. The lagoon encompasses a network of marine reserves including reefs and islets. The experiment was conducted around Signal Island, which has been protected from all fishing since 1989 (Figure 1). Three sites located on the reef were selected that correspond to distinct habitat complexities in shallow areas from 3 to 5m depth. In each site, we materialized three 50m-long and 4m-wide strip transects using a measuring tape (Figure 2). Each transect was split according to 10m-long strip segments of 5 m x 4 m. On each transect, we successively performed two video transects, one UVC transect and again two video transects. For each UVC transect, all fish individuals were identified and counted per 10m segment, and size was estimated. Each pair of video transects included: i) a transect with straight trajectory, conducted at constant speed (ca. 0.2-0.3 $m.s^{-1}$), elevation (ca. 1.5 m above the bottom), with an approximate angle of 80° with the water surface (named I-type transect); and ii) a transect where the diver browsed inside the transect area at varying height, speed, and angle, and zooming when needed (named S-type transect). I-type transects lasted for ca. 5 minutes, while S-type ones lasted up to 15 minutes. There were at least 5 minutes between two successive transects, including UVC. Transects are thus considered as independent observations.

The images were obtained from a HD Sony camera HDR-SR1 with integrated hard drive of 30 Gigabytes enabling up to 4 hrs of HD images. The camera records a signal that follows the 1080i standard, i.e. with a resolution of 1920X1080 pixels, and is saved on the internal hard drive using the AVCHD™ format which is based on the MPEG-4 AVC/H.264 for image compression. The housing and camera resulted in an approximate focal angle of 60°. No artificial light was used. Images were analysed by the same fish expert that had conducted the UVC, using standard viewing software that enables slow view and zooming, such as PowerDVD[1] or the Nero Suite[2]. Images were analysed according to 10m segments. All fish were identified and counted per species. Fish size was estimated as small, medium or large, based on the expertise of the UVC divers to ensure that video and UVC size estimates are consistent.

For each transect at each site, habitat was characterized through the images using the Medium-Scale Approach (MSA) described in Clua et al. (2006). For each of the 10m segments, the percent cover of biotic and abiotic components was recorded. Seven categories were considered for the abiotic

[1] PowerDVD (Version 9.0 Ultra). Cyberlink Corp. 2009.
[2] The Nero Suite (Version 9) Nero Ltd. 2009..

component, while seven categories were defined for living hard coral (Table 1). Algae and sponges were not recorded as they were scarce in the studied sites. Values were then averaged over segments for a given transect.

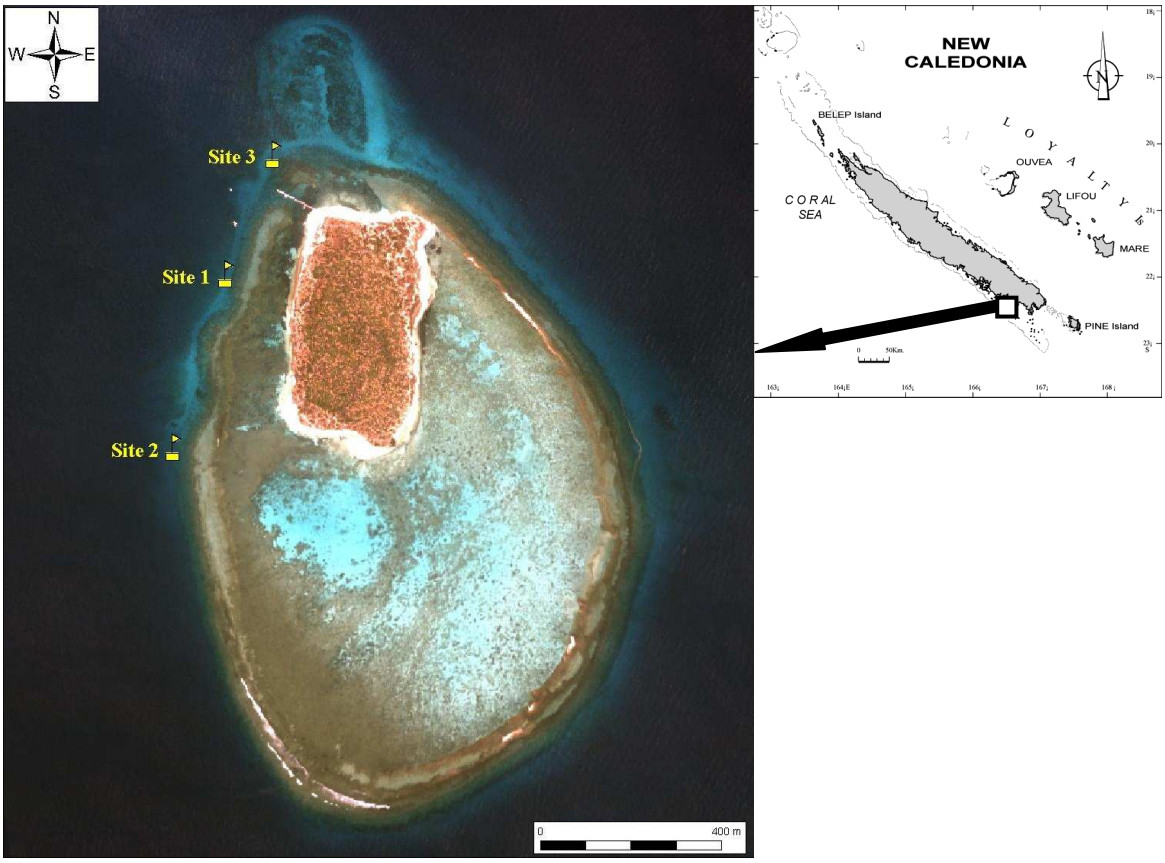


Figure 1: Study area. Three sites (indicated by flags) were selected along the reef slope on the leeward side of the Signal Islet, located in the southwest lagoon of New Caledonia, South Pacific (insert). From North to South, the three sites are respectively S3, S1 and S2.

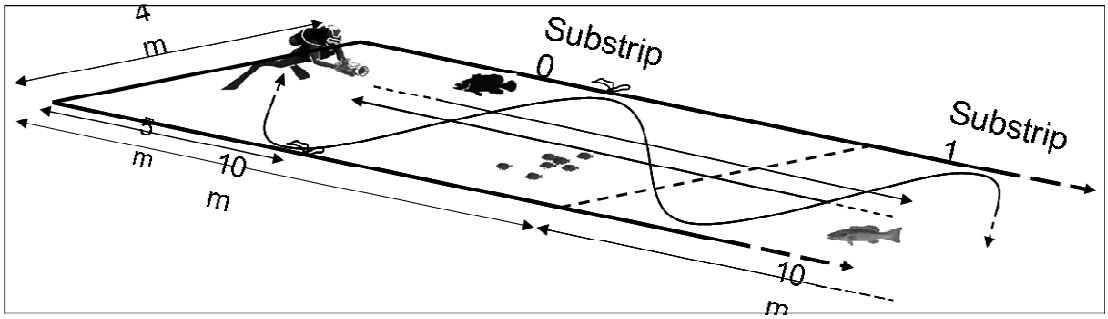


Figure 2: Sketch of the transect area. The transect area was delineated by bands around the 50 m per 4 m area, and additional bands were set every 10 m inside the transect area. In addition to UVC, two transect types were used : one with the diver swimming along a straight trajectory (I-type) and one with the diver browsing through the transect area (S-type) (see § 2.1).

Table 1: Percent composition of abiotic and biotic cover at the three sites, as recorded by the Medium Scale Approach according to Clua et al. (2006). The percent covers sum up to 100% for both general cover and for living coral categories inside the living hard coral component. Values larger than 10% are in bold.

	Site 1	Site 2	Site 3
1.General cover			
Mud	0.0	0.0	0.0
Sand	**22.1**	7.3	**25.4**
Debris	**12.5**	**39.3**	**13.3**
Small boulders	0.3	1.6	1.0
Large boulders	0.0	0.9	0.3
Dead corals or rock	**29.0**	**15.2**	**28.5**
Coral skeleton in place	1.8	9.7	3.5
Bleached corals	0.0	1.8	0.8
Living hard corals	**28.5**	**19.9**	**25.0**
Living soft.corals	5.8	4.2	2.3
2.Composition of living hard corals			
Encrusting	9.1	5.8	9.9
Massive	**59.6**	9.8	**27.4**
Digitated	0.1	0.2	0.0
Branch	**26.3**	**63.3**	**49.7**
Foliose	0.0	0.0	0.0
Tabular	3.5	**20.7**	**12.8**
Millepora.sp.	1.4	0.2	0.2

2.2. Data analysis

We first tested the effects of conducting the video transects before or after the UVC on overall abundance and species richness per transect by fitting two-way ANOVA models to video transect data. The models (one for species richness and one for abundance) included a timing (before or after) and a transect type factor (I-type and S-type). The before/after effect was tested using a t-test.

We then analysed abundance and species richness observed from visual counts and from the two types of video transects. Tests and comparisons were achieved by two-way ANOVA modelling of species richness and abundance, considering the site (three levels), transect type (three levels: UVC, I-type, and S-type). We could thus predict the mean abundance and species richness per transect that can be expected to be observed by each observation technique, namely UVC, I-type transect and S-type transect. Results were interpreted considering the differences in sites due to habitat on the basis of the MSA description of habitat. For this purpose, the percent values of biotic and abiotic components of habitat were averaged over the transects of each site to provide information for between-sites comparisons.

In a third step, we investigated the differences in fish assemblages observed from each observation technique. For each family, we first calculated the number of species and the abundance per transect. Then for each transect type, the overall means over transects for both abundance per family and species number per family were computed by averaging the previous values over transects

of a given type. For a number of families that were observed in both a large proportion (more than 75%) of video transects and in all UVC transects, abundance per family per transect was modelled using a two-way ANOVA involving site and transect type factors. Differences due to transect type could thus be statistically tested. For the other families, no test was done as the number of non-zero observations was too low to enable quantitative comparison.

3. Results

3.1. Fish identification

During the 36 video transects conducted, 37950 fish individuals were observed corresponding to 182 species from 35 families. A number of fish could not be identified at the species level: 655 individuals were identified at the genus level, 592 individuals were identified at the family level, and 28 individuals were not identified at all. Overall, only 3.3% of all observed fish were not identified at species level. Most fish identified at family level corresponded to juvenile individuals belonging mainly to Scaridae (parrotfish) and Pomacentridae (damselfish) (respectively 80% and 17% of individuals identified at family level). Similarly, most fish identified at genus level were represented by *Pomacentrus* and *Scarus* (respectively 67% and 26% of individuals identified at genus level).
In the 9 UVC transects, 11394 fish individuals were observed corresponding to 138 species from 29 families. Among these, individuals were identified at species level, except 1.7% (200 ind.) that could only be identified at genus level. Most of these individuals belonged to damselfish (77 ind.), parrotfish (65 ind.) and labrids (39 ind.).

3.2. Before/after UVC effect on video transects.

For video transects, the difference in species richness or abundance due to transect type was larger than that due to the timing with respect to the UVC (Figure 3). This was confirmed by three-way ANOVA fitted on these variables with site, transect type and before/after factors. Although the model of species richness was highly significant (adjusted R^2=0.47, F(11,24)=3.81 with p=0.003), the transect type effect was the only significant effect ($p=1.7.10^{-5}$) and the before/after effect was far from being significant (p=0.65). For abundance, the model with three factors was not found to be significant, but the model with the transect type and before/after factors was significant (adjusted R^2=0.2891, F(3,32)= 5.7 with p=0.003). In this model, the before/after effect was not significant (p=0.79) and the transect type effect was the only significant effect (p=0.00025). Therefore, conducting the transect before or after the UVC transect was found to have no significant effect on overall abundance and species richness per transect. We also compared the abundance per family

observed before and after for a given transect type. The correlation coefficient between these two abundance values was 0.998 ($p<2.2.10^{-16}$). Two ANOVA models including the transect type, site, family, and before/after factors and respectively fitted to abundance and species richness per family confirmed that the before/after factor was not significant and did not interfere with the other effects. Non identified individuals were excluded from the latter models. So were Pomacentridae individuals, as the distribution of corresponding data was problematic for model assumptions when they were included.

Since this before/after effect was not significant in the previous results, the corresponding factor will not be considered in the rest of the analysis.

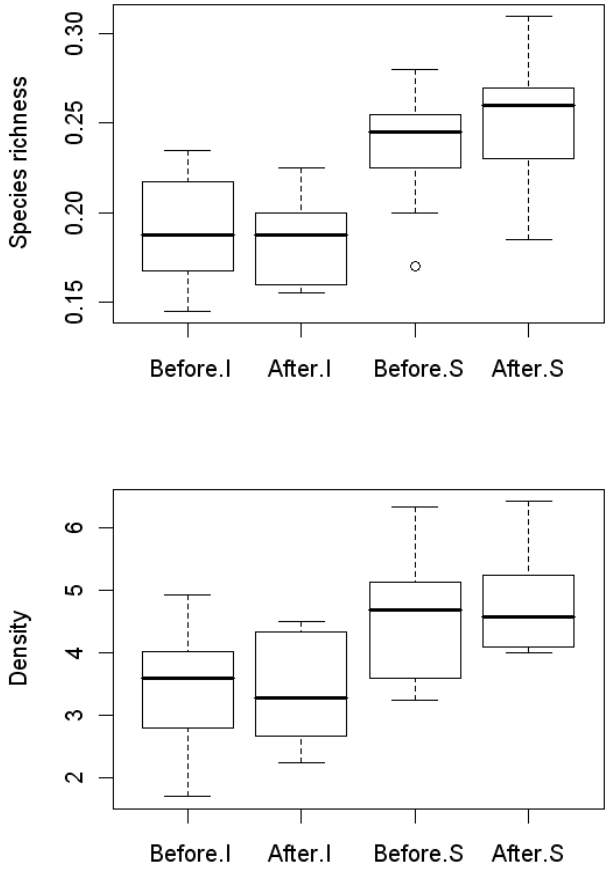


Figure 3: Boxplots of species richness per transect (in number of species per m^2 (top) and abundance density per transect (in number of individuals) per m^2 (bottom) per video transect type and per timing (before/after) with respect to UVC transect. “I” and “S” respectively denote I-type and S-type video transects, i.e. to straight and browsing transects (see § 2.1).For each boxplot, the thick line in the box corresponds to the median value, the lower and upper limits of the box correspond to the 25% and 75% percentiles of the data. The plot whiskers extend out from the box to the most extreme data point which is no more than 1.5 times the interquartile range from the box and all values were plotted.

3.3. Transect type effect on species richness and abundance per transect.

At each site (S1, S2, S3), the mean species richness per transect observed for each transect type was respectively (38.7, 38.5, 35.8) for I-type, (54.7, 45.8, 45.2) for S-type, and (69.7, 60.3, 63.7) for UVC transects. Mean abundances per transect observed at each site were respectively (612, 728, 704) for I-type, (932, 901, 1008) for S-type, and (1094, 1570, 1134) for UVC transects. Observed abundances and species richness were larger with UVC transects than with video transects, and S-type transects detected more individuals and species than I-type transects (Figure 4).

We fitted a two-way ANOVA with transect type and site factors to both overall abundance and species richness per transect. For species richness, the model was valid and highly significant (adjusted R^2=0.77, F(8,36)= 19.2 with $p<7.10^{-11}$), and only the transect type effect and site effect were significant (resp. $p<4.9.10^{-13}$ and $p<9.10^{-3}$). For abundance and species richness, the adjusted R^2 were respectively 0.58 and 0.62, the F(8,36) statistics were 8.5 (with $p<2.1.10^{-6}$) and 9.95 (with $p<3.5.10^{-7}$), and a single significant effect due to transect type was found (respectively $p<5.9.10^{-8}$ and $p<2.4.10^{-9}$). In both cases, the interaction between site and transect type was not significant, meaning that differences between transect types did not depend on site.

The model was used to predict species richness, abundance and number of families per transect that can be detected by each technique (Table 2). Predicted average abundance and species richness obtained from UVC were respectively 1094 individuals and 69.7 species per transect. The predictions of abundance and species richness for I-type video transects were respectively 56% and 61% of the abundance and species richness predicted for UVC, while for S-type video transects, they were 85% and 77% respectively of the predictions for UVC.

From UVC, species richness appeared higher at site 1 than at the other sites and overall abundance was higher at site 2 than at the other sites (Figure 4). Between-sites differences in abundance and species richness may be attributed to differences in coral reef habitat (Table 1). Site 1 was characterized by a larger cover of living coral mostly massive coral, while site 2 exhibited much more debris cover than the other two sites (40% of debris versus ~13% for the others), with more branched coral than massive coral (63% of branched coral versus 26% and 50% for the others), some table coral, and consequently a lower habitat rugosity. Site 3 was intermediate in terms of rugosity; it had more sand and dead coral, but also a lot of branched coral and some massive coral.

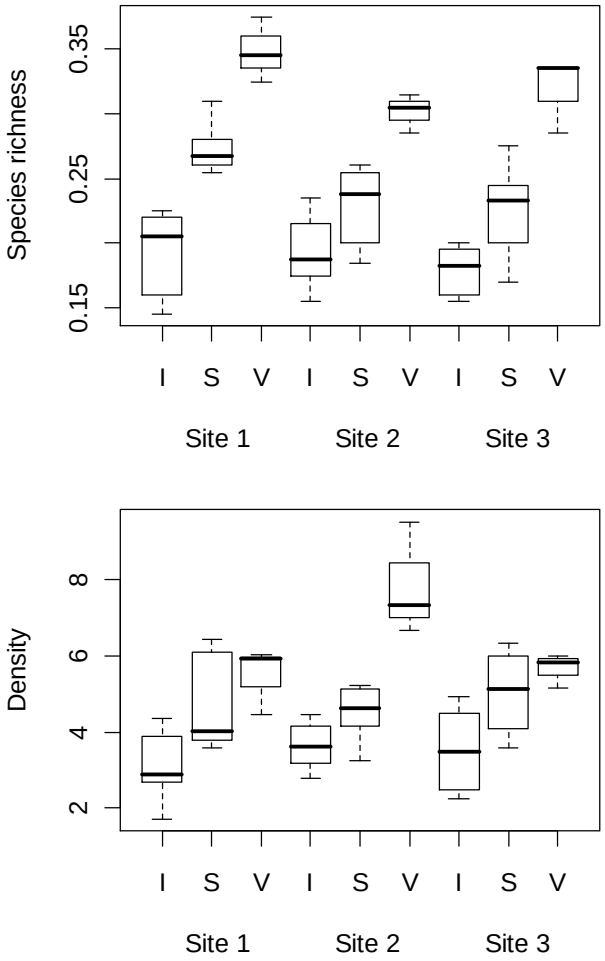


Figure 4: Boxplots of species richness per transect (in number of species per m^2 (top) and abundance density per transect (in number of individuals) per m^2 (bottom) per site and transect type. "I", "S" and "V" respectively denote I-type, S-type and UVC transects. I-type and S-type respectively refer to straight and browsing transects (see § 2.1). For each boxplot, the thick line in the box corresponds to the median value, the lower and upper limits of the box correspond to the 25% and 75% percentiles of the data. The plot whiskers extend out from the box to the most extreme data point which is no more than 1.5 times the interquartile range from the box and all values were plotted.

Table 2: Prediction of average species richness, abundance and number of families per transect (per 200 m^2) for each observation technique from a two-way ANOVA with transect type and site factors. I-type and S-type respectively refer to straight and browsing transects (see Material and Methods section).

Predicted metric	I-type video transect	S-type video transect	UVC
Species richness	38.7	54.7	69.7
Abundance	612	932	1094
Number of families	12.5	15.1	18.4

3.4. Results per family

In the rest of the paper, only S-type video transects will be compared to UVCs as they provide more complete observations than I-type transects.

Twenty-nine families were observed in the 9 UVC transects and 35 from the 36 video transects (Table 3). Because the number of S-type video transects is twice that of UVC, the overall species richness and abundances cannot be compared. In terms of occurrences, Pomacentridae, Labridae, Scaridae, Chaetodontidae, Acanthuridae, Pomacanthidae, Nemipteridae, Mullidae, and Blennidae, were observed in all or more than 89% of video transects. Serranidae, Gobiidae, Lutjanidae and Balistidae and Synodontidae were seen in more than half of the video transects. The other families were seen less often. The previous families were seen in all UVC transects, except for Balistidae, Synodontidae, Gobiidae and Lutjanidae.

For each family, the mean abundance per transect and mean species number per family were computed by averaging values computed at transect level, which mitigates the effect of differences in transect numbers between techniques. Results indicated that the mean number of species per transect detected from UVC is larger than from the videos, except for Scaridae, Nemipteridae, Aulostomidae and Lutjanidae (Figure 5). But, the number of species detected by video transects is relatively large and not much smaller than the one detected by UVCs, particularly for frequent families such as Pomacentridae, Pomacanthidae, Scaridae, Labridae, Chaetodontidae Acanthuridae and Blennidae. For 21 families out of 35, mean abundance per transect is larger in UVCs than in video, but not strikingly for 8 of them. The reverse is true for two families, while abundances are similar for four families. For each family who was encountered at a sufficient number of video transects (more than 75%) and in all UVC transects (Table 4), a two-way ANOVA with transect type and site factors was fitted to family abundance per transect. For all the models presented, the fits were good, and the residuals conformed well to linear model assumptions. In all models but for Pomacentridae, there was no significant interaction between site and type, which means that the comparison between transect types did not depend on habitat, i.e. not on fish abundance. From these models, the abundance predicted by UVC was always larger than that predicted by video (Table 3). Predicted abundances were very similar for Pomacentridae and Nemipteridae, with video detecting respectively 92% and 94% of UVC-detected abundance. For Chaetodontidae, Acanthuridae and Blennidae, UVC predictions of abundance were quite larger than those for video, with video detecting respectively 72%, 66% and 54% of UVC-detected abundance. For Scaridae and Mullidae, the abundance predicted by UVC exceeds by far that predicted by video, with video detecting respectively 43% and 36% of UVC-detected abundance. For families with an occurrence comprised between 7 and 11 video transects (40 and 60% of video transects, Table 3), no model was fitted, but UVC abundance was larger than video abundance for Synodontidae, Tetraodontidae, Gobiidae, Lutjanidae and Penguipedidae, and it was the contrary for Balistidae. For families rarely encountered (in less than 40% of video transects), results should be

interpreted with caution (Table 3). Note that Lutjanidae were seen much more often in video transects than in UVC, but mean abundance per transect was larger in UVC due to a school of individuals.

Table 3: Number of occurrences (# occur.), density and number of species (sp. nb.) per family observed in the 18 S-type video transects and in the 9 UVC transects (S-type refers to browsing transects). Total abundance is the number of fish encountered over the transects of a given type. Mean abundance per family is computed by first adding individuals per family per transect and then averaging over transects of a given transect type. It is expressed in number of individuals per transect surface area (each transect has a surface area of 200 m^2).

Family	# occur. (Video)	# occur (UVC)	Total sp. nb. (Video)	Total sp. nb. (UVC)	Mean abundance (Video)	Mean abundance (UVC)
Pomacentridae	18	9	31	29	803.3	1022.7
Labridae	18	9	28	22	44.6	66.2
Scaridae	18	9	11	10	37.2	57.1
Chaetodontidae	18	9	13	19	13.9	24.2
Acanthuridae	18	9	6	6	10.6	17.8
Pomacanthidae	18	9	3	3	9.9	18.2
Nemipteridae	18	9	1	1	6.1	6.3
Mullidae	16	9	4	4	3.9	6.8
Blenniidae	17	9	7	8	3.5	7.6
Serranidae	11	9	5	6	1.3	5.0
Balistidae	9	5	1	3	0.7	0.8
Synodontidae	9	8	1	1	0.9	2.1
Tetraodontidae	7	8	2	1	0.7	2.9
Gobiidae	11	8	3	3	1.1	3.9
Lutjanidae	10	3	7	2	6.1	8.6
Penguipedidae	4	8	2	2	0.5	4.7
Aulostomidae	4	2	1	1	0.3	0.4
Siganidae	3	2	1	2	0.4	0.3
Lethrinidae	4	1	3	1	0.3	0.2
Monacanthidae	3	3	1	1	0.3	0.9
Cirrhitidae	3	6	1	1	0.2	1.3
Apogonidae	2	7	2	4	0.3	6.7
Microdesmidae	3	1	2	1	0.2	0.2
Haemulidae	1	1	1	1	0.1	0.2
Scorpaenidae	2	1	1	1	0.1	0.1
Ostraciidae	1	1	1	1	0.1	0.1
Syngnathidae	2	0	1	0	0.1	0.1
Priacanthidae	2	0	1	0	0.1	0
Holocentridae	2	2	2	2	0.1	0.3
Muraenidae	1	1	1	1	0.1	0.1
Zanclidae	1	0	1	0	0.03	0
Carcharhinidae	1	0	1	0	0.06	0
Scombridae	1	0	1	0	0.007	0
Echeneidae	1	0	1	0	0.06	0
Plesiopidae	0	1	0	1	0	0.2

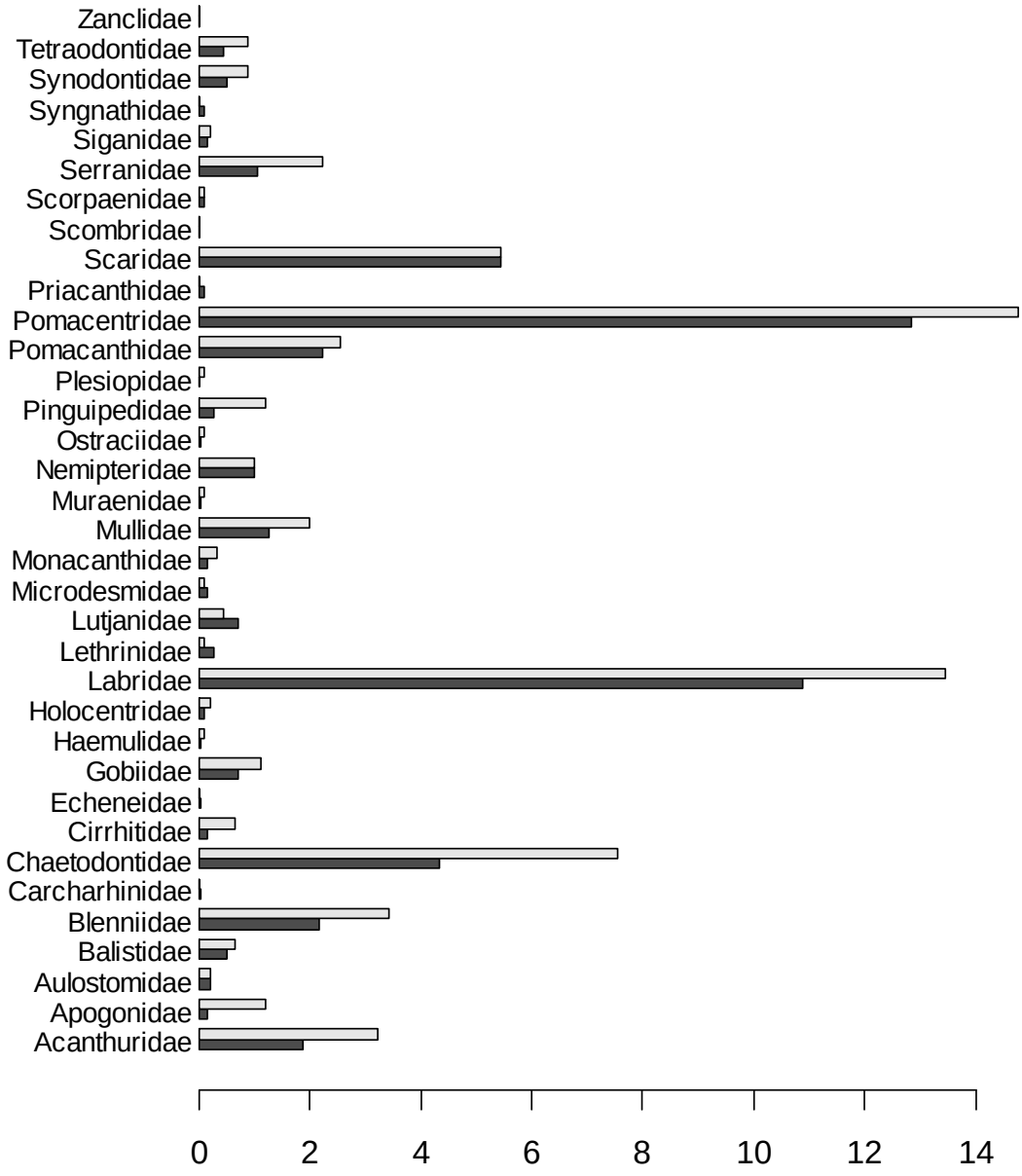


Figure 5: Average species number per transect (in number of species per 200 m^2) for each family, for UVC (light gray) and for S-type video (dark gray) transects.

Table 4: ANOVA results for abundance per family, for families frequently encountered (in more than 75% of S-type video transects and in all UVC transects) (S-type refers to browsing transects). Model assumptions were not met for other families. “Type” stands for transect type effect while “Site” stands for site effect. The effect linked to site 1 has no p-value attached as the coefficient is set to 0 by contrast options in the ANOVA model.

Family	Model significance Significant effects	Direction of effects and model predictions of abundance
Pomacentridae	R^2=0.48, F(8,36)=6.2 ($p<6.10^{-5}$) Type ($p<5.10^{-6}$) & Site*type ($p<0.03$)	More fish in UVC ($p<0.01$) More fish at site 2 in UVC ($p<0.05$) Video detects 92% of UVC abundance, but at site 2
Labridae	R^2=0.78, F(8,36)=6.2 ($p<8.10^{-10}$) Type ($p<2.10^{-11}$) & Site ($p<2.10^{-4}$)	More fish at site 2 ($p<2.10^{-3}$) Video detects 68% of UVC abundance
Scaridae	R^2=0.69, F(8,36)=13.5 ($p<9.10^{-9}$) Type ($p<7.10^{-5}$) & Site ($p<7.10^{-10}$)	More fish at site 2 ($p<10^{-5}$) Video detects 43% of UVC abundance
Chaetodontidae	R^2=0.44, F(8,36)=5.3 ($p<2.10^{-4}$) Type ($p<5.10^{-6}$)	More fish in UVC ($p<0.01$) Video detects 72% of UVC abundance
Acanthuridae	R^2=0.71, F(8,30)=14.5 ($p<5.10^{-7}$) Type ($p<5.10^{-10}$) & Site ($p<5.10^{-7}$)	More fish in UVC ($p<1.2.10^{-4}$) More fish at site 1 Video detects 66% of UVC abundance
Pomacanthidae	R^2=0.64, F(8,36)=11 ($p<2.10^{-7}$) Type ($p<6.10^{-7}$) & Site ($p<7.10^{-6}$)	More fish in UVC ($p<1.2.10^{-4}$) More fish at site 3 ($p<6.10^{-3}$) Video detects 47% of UVC abundance (6.3 vs 13.5 ind./tr)
Nemipteridae	R^2=0.38, F(8,36)=4.3 ($p<10^{-3}$) Type ($p<5.10^{-3}$) & Site ($p<5.10^{-4}$)	More fish at site 1 Video detects 94% of UVC abundance
Mullidae	R^2=0.44, F(8,36)=5.3 ($p<2.10^{-4}$) Type ($p<6.10^{-5}$) & Site ($p<6.10^{-3}$)	Video detects 36% of UVC abundance
Blenniidae	R^2=0.59, F(8,36)=8.8 ($p<1.4.10^{-6}$) Type ($p<2.10^{-2}$) & Site ($p<8.10^{-8}$)	More fish at site 1 Video detects 54% of UVC abundance

4. Discussion

4.1. Observations of the fish assemblage according to the technique used

Abundance and species richness were larger with UVC transects than with video transects but the fraction of the fish assemblage that can be detected from video images is overall satisfactory. The comparison between UVC and video is here discussed with regard to species identification and to the influence of fish abundance and habitat complexity on fish detection.

The first point is related to species identification, one of the most frequent questions raised about video techniques. It is often assumed that fish identification is difficult on 2-dimensional images. However, in the present study, the proportion of fish that were not identified up to the species level did not exceed 3.3% in video transects versus 1.7% in UVC transects. This good result is largely due to the use of HD cameras, and to a lesser extent to the large screen used for image analysis. Also, the camera was filming close to fish, similarly to visual counts, thus making image analysis easier. In addition, because of the possibility of image re-analysis, observers could spend more time identifying an individual from the guide books and hesitate between species, thereby allowing for more individuals to be identified at species level.

The second point deals with detection of fish species and fish individuals. Overall, our findings indicate a larger number of fish seen in UVC compared to video transects, although results depend on families. Overall, the difference between UVC and video is larger for abundance than for species number. There might be three hypotheses to explain this. First, on 2-dimensional images it is more difficult to estimate the number of individuals within a school than from direct underwater view, which might lead to lower abundance estimates from video compared to UVC. Second, assigning an individual to a given species from the screen might lead to more distinct species if the identification is done with the help of a book. In addition, video observers have more time than divers to discriminate among species in a given school. Third, UVC lasted underwater on average 3 to 4 times as much as S-type video transects, thus more time was available to meet fish individuals underwater. Observation time clearly depends on the technique, notably since additional time at the office is necessary in the case of video. In this study however, overall observation time including time spent underwater and time spent at the office, was quite similar to UVC. Straight transect (I-type) were conducted at constant speed and elevation above the ground. At this elevation, the wide angle of the camera allows for viewing the entire width of the transect. In browsing transects (S-type), the diver can look in any direction, stop and get closer to the ground. This technique is the same as in UVC. It is important to consider that for a given technique, observation time always increases with in situ abundance and diversity of fish. In the present study, differences in underwater observation time were not a problem for comparing techniques as both of them were tested on the same materialized surface area. Thus, the fact that for S-type transects and UVC, the time taken to swim along the transect is not the same does

not matter for the comparison, because in each case the diver takes the time required to capture, either by eye or by the camera, all the fish that can be seen at that moment within the materialized area.
The third point deals with the importance of the habitat on fish detection. In our study, observations were done in several habitats with distinct characteristics, and the comparison was not found to depend on habitat complexity. Even if some species and/or families were found in larger abundances in some sites due to differences in habitat, the techniques used were equally successful in the habitats surveyed. In only one occasion (*Pomacentridae*), the comparison depended on site, in relation with a very large abundance of this family. For the other families, the techniques compared similarly irrespective of the habitat considered.

Comparing the two video techniques, S-type transects yielded much better results than I-type transects, which implies that it is necessary to materialize the surface area surveyed, since S-type transects must browse the area. Since transects areas were materialized, we avoided the issue of estimating distance which is an additional source of uncertainty for UVC transects and for video techniques when stereo video is not used (Harvey et al. 2004). We still tested the I-type transect because as elevation and speed are standardized, it could also be used in other instances without materializing the transect area, which might be interesting for quicker monitoring. It appears that the time taken to swim along the transect may not be enough to capture all fish on the images in a way that enables subsequent identification and counting. Consequently, this kind of transect might be useful for monitoring particular species, but not the whole fish assemblage.

Another video technique, the Baited Remote Underwater Videos (BRUV), used in the same area resulted in few species and individuals observed (Langlois et al. 2006). Our results show the relevance of the HD video technique used here and in particular of S-type transects.

Note that we did not investigate the estimation of fish length which is a concern for both techniques and was studied by Harvey et al. (2003) for stereo video systems. We preferred to concentrate on fish numbers which is a first issue for monitoring.

4.2. Advantages and shortcomings of the techniques in terms of logistics

The differences between techniques mainly pertain to the required diving time and level of expertise of the diver. As for human resources, UVC need at least one fish expert diver on the field, while a video transect needs a single diver. As security regulation often requires two divers underwater, plus one in surface, if two cameras are available, the number of observations can be doubled with video. At the office, UVC data can be input by a single person, while videos are preferably analyzed by two persons, out of which one fish expert. Note that as capacity for image analysis built, a single person became perfectly able to do the work alone.

As for expertise, the video transects can be conducted by any diver once trained to use the camera, which is quite easy. A single transect can be analyzed for both fish and habitat. In contrast,

UVC transects require expert divers. At least one has to be able to identify fish species, and often two when all fish species are counted, as was the case in this study. UVC transects are generally run twice, one for fish, one for habitat.

With regard to the time taken for a given transect, I-type transects and S-type transects respectively take five minutes and ten minutes on the field. At the office, image analysis lasts from 45' to 1h30' for New Caledonia coral reefs, depending on fish abundance and diversity. On the field, a UVC takes between 45' and 1h15'. At the office, data input and validation require 10 to 15 minutes per transect. Therefore, the two techniques are comparable in terms of overall time required per transect. As mentioned in the discussion above, the difference in observation time on the field does not impede the comparison between techniques. In terms of required time for image analysis, our findings somehow differ from those of previous papers such as Francour et al. (1999), Cappo et al. (2003) and Stobart et al. (2007) who found that image analysis was the limiting factor for videos in the case of BRUV. This is probably due to the fact that image analysis is largely facilitated by HD. Note also that here, the duration of a video transect by a diver is shorter than that of a BRUV, 10' versus 30' at least for Stobart et al. (2007) and Langlois et al. (2006).

To summarize the advantages and shortcomings of the techniques currently used for observing fish assemblages (Table 5), UVC are a widely used technique, with experts around the world, although not all of them able to identify all species at the species level in diversified ecosystems. Indeed, many monitoring programs either require only information for some species or species groups, e.g. target species, or do not collect information at the species level, see e.g. the protocols recommended by the Global Coral Reef Monitoring Network (Hill and Wilkinson 2004). In addition, UVC only require data input after field work, unlike video which requires further image analysis. In our study, UVC led to detect significantly more fish individuals and fish species than video. The advantages of video transects are that no expert in fish identification is needed on the field, hence a technical diver can operate the camera. Second, video reduces the time spent underwater, allowing for more observations. Less time on the field implies less field costs, which are always larger than office costs. Third, images may be archived; they may be analyzed by several persons, thus limiting potential observer effect, which is sometimes a shortcoming of UVC (Preuss et al. 2008). They may also be analyzed for other purposes, e.g. for a subset of species of interest. Finally, habitat information is collected at the same time as fish information.

We also noted that capacity building in image analysis needed some training that was relatively quick when the analysis was conducted together with fish experts.

Table 5: Advantages and disadvantages of the observation methods used for observing fish assemblages in reef ecosystems.

Method	Advantages	Disadvantages
UVC (Samoylis 1998; Harmelin-Vivien et al. 1985)	Widely used Most complete observation of fish assemblage Limited additional time at the office	Requires qualified divers Diver effect on fish Observer effect on counts Additional field effort needed for habitat information Limited diving time and depth
HD Video transects	Rather complete observation of fish assemblage Reduced underwater observation time Simultaneous habitat information Limited observer effect (multiple image analysis) Images are archived	Diver effect on fish Takes additional time for image analysis Limited diving time and depth
Baited Remotely Operated Video (Willis and Babcock 2000; Cappo et al.2003; 2004)	In general rather complete observation of fish assemblage, but better for carnivorous species No diver effect on fish No depth limitation Size estimation (if stereo video) Images are archived	Uncertainty about the bait plume Takes additional time for image analysis

From this study, we thus conclude that HD video is an interesting technique for observing and/or monitoring fish assemblages in highly diversified ecosystems such as coral reefs. Regarding habitat, results were not presented per transect, and further study is needed to evaluate the ability of the technique for habitat monitoring, but the image analyses carried out up to now show that habitat characterization is easier than fish identification and abundance estimation. Using the MSA approach described in this paper, it takes at most 10' to analyze a single transect for habitat (Pelletier et al., unpublished data).

Standard video was not considered in this study as the extra cost incurred by resorting to HD video compared to standard-video is marginal in the light of the overall cost of conducting underwater observations, whether visual or video-based. The real issue here was to compare HD video to UVC which is currently the most widely used technique for observing fish assemblages.

It appears that HD video might constitute an interesting alternative to UVCs when these cannot be implemented, e.g. when no fish expert is available on the field. Also, relying on several kinds of observation for monitoring is always a plus (Willis et al. 2000; Cappo et al. 2004).

Yet, both techniques share a common disadvantage, namely the presence of divers underwater (Table 5). Divers are known to disturb fish, particularly in fished areas (see references in Stobart et al. 2007), where fish behaviour differs from behaviour in MPA, which is a potential cause of bias for assessing the effects of MPA on the fish assemblage. An additional shortcoming lies in the limited range of depth that can be investigated by diving-based techniques. Therefore, investigating techniques that do not require humans' presence underwater is a promising avenue. Remotely operated

video stations have been used for this purpose (Watson et al. 2005, 2007; Willis et al. 2000, Willis and Babcock 2000, Westera et al. 2003) and are increasingly envisaged as a monitoring tool for MPAs (Pelletier et al. 2007; Stobart et al. 2009). They might be an interesting complement to UVC. For instance, Baited Remote Underwater Video (BRUV) is now widely used in Australia (Willis and Babcock 2000; Willis et al. 2000, Harvey et al. 2004) and is also used in the Mediterranean (Stobart et al. 2007). A large number of species may be observed in coral reef ecosystems (Cappo et al. 2006) and in other contexts (Stobart et al. 2007). In addition, observations may be carried out in deep areas (Cappo et al. 2006). Other techniques are under development, on which we will concentrate in future studies.

Acknowledgements

This work was made possible through funding of the ZONECO program of the New Caledonia government and of the Coral Reef Initiative for the South Pacific program of the French Agency for Development.

References

Barans CA, Bortone, SA (1983) The visual assessment of fish populations in the southeastern United States: 1982 Workshop. Technical Report 1 (SC-SG-TR-01-83), South Carolina Grant Consortium, Charleston.

Bortone, SA, Samoilys MA, Francour P, 2000. Fish and macroinvertebrate evaluation. In: Seaman, W Jr (ed.), Artificial Reef Evaluation with application to Natural Marine Habitats. CRC Press, Boca Raton. pp 127–164

Cappo, M., De'ath, G. and Speare, P. (2007) Inter-reef vertebrate communities of the Great Barrier Reef Marine Park determined by baited remote underwater video stations. Mar Ecol Progr Ser 350, 209-221

Cappo MC, Speare PJ, Deat'h 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 MC, Harvey ES, Malcolm HA, Speare PJ (2003) Potential of video techniques to design and 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? World Congress on Aquatic Protected Areas Proceedings, Cairns, Australia, August 2002. Australian Society of Fish Biology, pp 455-464

Cappo M, Brown I (1996) Evaluation of sampling methods for reef fish populations of commercial and recreational interest, Technical Report No. 6, CRC Reef Research Centre, Townsville, Australia

Clua E, Legendre P, Vigliola L, Magron F, Kulbicki M, Sarramegna S, Labrosse P, Galzin R (2006) Medium scale approach (MSA) for improved assessment of coral reef fish habitat. J Exp Mar Biol Ecol 333:219-230

Connell JH (1978) Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science 199:1302-1310.

Francour P, Liret C, Harvey E (1999) Comparison of fish abundance estimates made by remote underwater video and visual counts. Natur. Sicil. 23:155-168

Harmelin-Vivien ML, Harmelin JG, Chauvet C, Duval C, Galzin R, Lejeune P, Barnabé G, Blanc F, Chevalier R, Duclerc J, Lasserre G (1985) Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons: méthodes et problèmes. Rev. Ecol. (Terre Vie) 40:467-539

Harmelin-Vivien ML, Francour P (1992) Trawling or Visual Censuses - Methodological bias in the assessment of fish populations in seagrass beds. Mar. Ecol. Pub. Sta. Zool. Napoli I 13:41-51

Harvey E, Cappo M, Shortis M, Robson S, Buchanan J, Speare P (2003) The accuracy and precision of underwater measurements of length and maximum body depth of southern bluefin tuna (Thunnus maccoyii) with a stereo-video camera system. Fish. Res. 63(3):315-326

Harvey E, Fletcher D, Shortis MR, Kendrick GA (2004) A comparison of underwater visual distance estimates made by scuba divers and a stereo-video system: implications for underwater visual census of reef fish abundance. Mar. Freshw. Res. 55(6):573-580

Hickford MJH, Schiel DR (1995) Catch versus Count - Effects of gill-netting on reef fish populations in southern New-Zealand. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 188:215-232

Hill J, Wilkinson C (2004) Methods for ecological monitoring of coral reefs. Australian Institute of Marine Science, Townsville, Australia

Kulbicki M (1998) How the acquired behaviour of commercial reef fishes may influence the results obtained from visual censuses. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 222:11-30

Langlois TJ, Chabanet P, Pelletier D, Harvey E (2006) Baited underwater video for assessing reef fish populations in marine reserves. Sec. South Pac. Comm. Fish. Newsletter 118:53-56

Michalopoulos C, Auster PJ, Malatesta RJ (1992) A comparison of transect and species time counts for assessing faunal abundance from video surveys. Mar. Tech. Soc. J. 26 (4) :27-31

Pelletier D, Leleu K, Mou-Tham G, Chabanet P, Langlois T, Hervé G, Guillemot N (2007) Video-based observation techniques for monitoring fish assemblages in coral reef MPAs. European Symposium on Marine Protected Areas as a Tool for Fisheries Management and Ecosystem Conservation, Murcia, 25-28th September

Potts GW, Wood JW, Edwards JM (1987) Scuba diver operated low-light-level video system for use in underwater research and survey. J. Mar. Biol. Assoc. UK, 299-306

Preuss B, Pelletier D, Wantiez L, Letourneur Y, Sarramégna S, Kulbicki M, Galzin R, Ferraris J (2009) Considering multiple species attributes to understand the effects of successive changes in protection status on a coral reef fish assemblage. ICES J. Mar. Sci. 66:170-179

Ray CG (1988) Ecological diversity in coastal zones and oceans. In: Wilson E.O. (ed.), Biodiversity, National Academic Press, Washington DC

Samoilys, M.A., Carlos G., 2000. Determining methods of underwater visual census for estimating the abundance of coral reef fishes. Environmental Biology of Fishes 57, 289-304.

Samoilys M (1997) Underwater visual census surveys. In: Samoilys M (ed.), Manual for Assessing Fish Stocks on Pacific Coral Reefs, Department of Primary Industries, Townsville, Australia

Stewart BD, Beukers JS (2000) Baited technique improves censuses of cryptic fish in complex habitats. Mar. Ecol. Progr. Ser. 197 :259-272

Stobart B, García-Charton JA, Espejo C, Rochel E, Goñi R, Renoñes O, Herrero A, Crec'hriou R, Polti S, Marcos C, Planes S, Perez-Ruzafa A (2007) A baited underwater video technique to assess shallow-water Mediterranean fish assemblages: Methodological evaluation. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 345:158-174

Tessier E, Chabanet P, Pothin K, Soria M, Lasserre G (2005) Visual census of tropical fish assemblages on artificial reef: slate *versus* video recording techniques. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 315(1):17-30

Tipping MJ (1994) Measuring fish by video image processing. Progr. Fish Cult. 56:299-300

Watson DL, Harvey ES, Kendrick GA, Nardi K, Anderson MJ (2007) Protection from fishing alters the species composition of fish assemblages in a temperate-tropical transition zone. Mar. Biol. 152:1197-1206

Watson DL, Harvey ES, Anderson MJ, Kendrick GA (2005) A comparison of temperate reef fish assemblages recorded by three underwater stereo-video techniques. Mar. Biol. 148:415-425

Watson RA, Carlos GM, Samoilys MA (1995) Bias introduced by the non-random movement of fish in visual transect surveys. Ecol. Modell. 77:205-214

Westera M, Lavery P, Hyndes G (2003) Differences in recreationally targeted fishes between protected and fished areas of a coral reef marine park. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 294:145-168

Wilkinson C (2004) Status of coral reefs of the world. In Wilkinson C (ed.), Australian International Marine Sciences, Townsville, Australia

Willis TJ (2001) Visual census methods underestimate density and diversity of cryptic reef fishes. J. Fish Biol. 59:1401-1408

Willis TJ, Babcock RC (2000) A baited underwater video system for the determination of relative density of carnivorous reef fish. Mar. Freshw. Res. 51:755-763

Willis TJ, Millar RB, Babcock RC (2000) Detection of spatial variability in relative density of fishes: comparison of visual census, angling and baited underwater video. Mar. Ecol. Progr. Ser. 198:249-260

ANNEXE F

Liste des communications orales en lien avec les différents chapitres de la thèse

Chapitre 2

¤ Léopold M, **Guillemot N**, Jollit I, Rocklin D (2009). Indicateurs spatialisés de pression de pêche, développés à partir d'enquêtes auprès des pêcheurs côtiers de Nouvelle-Calédonie. 9ème Forum de l'Association Française d'Halieumétrie, Brest, France, 30 juin - 2 juillet.

¤ Léopold M, Sourisseau J-M., Cornuet N, Lasseigne L, **Guillemot N**, Herrenschmidt J-B, Le Meur P-Y (2009). Participation, usages, appropriation : la gestion des ressources marines côtières dans la région de Koné (province Nord, Nouvelle-Calédonie). 11th Pacific Science Inter-Congress, Tahiti, Polynésie Française, 2-6 mars.

¤ **Guillemot N**, Chabanet P, Léopold M, Le Pape O, Cuif M (2008). Impacts of informal fisheries on reef fish communities. A case study in New Caledonia (South Pacific). 11th International Coral Reef Symposium, Fort Lauderdale, Floride, 7-11 juillet.

Chapitre 3

¤ **Guillemot N**, Chabanet P, Pelletier D, Langlois T, Léopold M (2007). Impacts of an expected anthropogenic disturbance in New Caledonia (South Pacific): which methods should be used to monitor reef fish communities? 21st Pacific Science Congress, Okinawa, Japon, 13-17 juin.

¤ Chabanet P, Andréfouët S, Baillon N, Cornuet N, Ferraris J, **Guillemot N**, Kulbicki M, Léopold M, Maïhota N, Mou-Tham G, Poignonec D, Sarramégna S, Vigliola L (2006). From local knowledge to management of a coral reef ecosystem: application to a mining development project in New Caledonia (West Pacific). 1st Asia Pacific Coral Reef Symposium, Hong-Kong, 18-24 juin.

¤ Chabanet P, Andréfouët S, Baillon N, Ferraris J, **Guillemot N**, Kulbicki M, Mou-Tham G, Poignonec D, Sarramégna S, Vigliola L (2006). Impact of an expected disturbance associated with a mining project in New Caledonia: which methods and indicators should be used to assess fish communities? Coral Reef Initiative South Pacific (CRISP) Workshop: "Using indicators to assess coral reef ecosystem and fisheries health", Fiji, avril.

¤ *[Poster]* **Guillemot N**, Chabanet P, Andréfouët S, Baillon N, Cornuet N, Ferraris J, Kulbicki M, Léopold M, Maïhota N, Mou-Tham G, Poignonec D, Sarramégna S, Vigliola L (2006). Gestion des ressources en poissons sur la zone d'impact du projet Koniambo, Nouvelle-Calédonie. Analyse des peuplements et de leurs usages pour l'élaboration d'un suivi à long terme. Forum international « BIODiversité des Ecosystèmes Coralliens » (BIODEC), Nouméa, Nouvelle Calédonie, 30 octobre - 4 novembre.

Chapitre 4

¤ **Guillemot N**, Le Pape O, Léopold M, Kulbicki M, Jollit I, Chabanet P (2009). Toward appropriate methodologies and indicators to assess the impact of coastal fisheries on reef fish communities in New Caledonia (South Pacific). 11th Pacific Science Inter-Congress, Tahiti, Polynésie Française, 2-6 mars.

Chapitre 5

¤ Pelletier D, Leleu K, Mou Tham G, Hervé G, Guilpart N, **Guillemot N**, Chabanet P (2009). Monitoring biodiversity and resources in marine protected areas using video systems. International Marine Conservation Congress, Washington D.C., Etats-Unis, 19-24 mai.

¤ Leleu K, Pelletier D, Mou-Tham G, Hervé G, **Guillemot N**, Chabanet P (2008). High definition video system for monitoring biodiversity in MPA. World Conference on Marine Biodiversity, Valencia, Espagne, 11-15 novembre.

¤ Pelletier D, Leleu K, Mou-Tham G, Chabanet P, Langlois T, Hervé G, **Guillemot N** (2007). Video-based observation techniques for monitoring fish assemblages in coral reef MPAs. European Symposium on Marine Protected Areas as a Tool for Fisheries Management and Ecosystem Conservation, Murcia, Espagne, 25-28 septembre.