

MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE

ÉCOLE PRATIQUE DES HAUTES ÉTUDES

Sciences de la Vie et de la Terre

MÉMOIRE

Présenté

Par

Philippe FROLLA

Pour l'obtention du Diplôme de l'École Pratique des Hautes Études

Impact d'un dragage sur les peuplements de poissons récifaux lagunaires de Nouvelle-Calédonie

Soutenu le 13 Septembre 2013 devant le jury suivant :

Mr Syvain CAPO	-Examineur
Mr René GALZIN	-Directeur
Mr Pierre LABROSSE	-Rapporteur
Mr Thierry LISON DE LOMA	-Examineur
Mr Pascal PAGAND	-Président
Mr Sébastien SARRAMEGNA	-Examineur
Mr Laurent VIGLIOLA	-Examineur
Mr Laurent WANTIEZ	-Tuteur Scientifique

Mémoire préparé sous la direction de :

Monsieur René GALZIN, Directeur d'Études à l'École Pratique des Hautes Études, CRIOBE, Moorea

Monsieur Laurent WANTIEZ, Maître de Conférences à l'Université de Nouvelle-Calédonie, Tuteur scientifique

Et de l'EPHE (Sciences de la Vie et de la Terre)

Ce document doit être cité comme suit :

FROLLA P., 2013-Impact d'un dragage sur les peuplements de poissons récifaux lagonaires de Nouvelle-Calédonie. Diplôme de l'Ecole Pratique des Hautes Etudes, Nouméa, Septembre 2013 : 143 pages + 9 pages annexes

Remerciements :

En tout premier lieu, mes remerciements s'adressent à la personne qui m'a donné l'opportunité de faire mes preuves dans le domaine du recensement de l'ichtyofaune en plongée, qui m'a accompagné sur mes premiers comptages et a cru en ma motivation et en mon potentiel dans ce domaine, et cela, dès notre première rencontre. « En te portant garant, tu m'as permis d'intégrer l'Ecole Pratique des Hautes Etudes, tout en me fournissant durant les premières années, du travail dans la plongée scientifique. C'est pour cela **Sébastien Sarramégna**, que tu es la première personne que je remercie très sincèrement pour l'opportunité exceptionnelle que tu m'as offerte, et que j'ai sue saisir. Merci également pour ton accompagnement durant les différentes étapes de mon diplôme, la mise à disposition de tes bureaux et de la base de données poissons BIP.

Merci également à **René Galzin**, qui m'a ouvert les portes de l'EPHE et du CRIOBE, et qui a orchestré magistralement toutes les étapes de ce diplôme et de ses intervenants. Merci de m'avoir fait confiance et d'avoir porté autant d'intérêt à mon sujet de mémoire. La distance n'a pas toujours permis les rencontres laborieuses souhaitées, mais lors de chaque étape importante, tu as su me motiver et m'orienter dans les bonnes directions. C'est un honneur d'avoir pu faire ce mémoire sous ta direction, et j'espère que toute l'énergie déployée pour son accomplissement et sa rédaction finale, sont à la hauteur de tes attentes.

Merci à **Laurent Wantiez**, d'avoir accepté le rôle de tuteur scientifique durant toute la période de mon diplôme EPHE. J'ai énormément appris en étudiant et travaillant à tes côtés. C'est un privilège d'avoir pu bénéficier de tes conseils scientifiques et d'avoir pu travailler ensemble sur différentes missions sous-marines. J'en ai tiré grand profit ! La rigueur de ton travail restera un modèle pour mon évolution. Merci pour ta disponibilité et tes choix musicaux lors de nos saisies poissons interminables !

Merci à **Thierry Lyson de Loma**, qui m'a accueilli et accompagné durant tout mon séjour d'étude sur l'île de Moorea. Tes connaissances m'ont permis d'accomplir une des phases les plus complexes de mon diplôme : le traitement des données. Merci pour ta générosité, ta disponibilité et pour ma première immersion dans un des innombrables et merveilleux lagons polynésiens.

Merci à **Laurent Vigliola**, d'avoir porté de l'intérêt à ma recherche. Tes conseils lors de nos diverses discussions ont toujours été très constructifs et tes orientations incontournables pour l'aboutissement de ce mémoire. Merci d'être resté accessible et à l'écoute, à chaque étape de cette recherche.

Merci à **Sylvain Capo**, d'avoir soutenu ce travail auprès de KNS SAS. L'intérêt que tu portes à l'intégralité du suivi en place depuis 2006, m'a permis, lors de nos échanges, d'intégrer des paramètres pertinents importants.

Il y a beaucoup d'autres personnes sur le plan scientifique, que je tiens à remercier, et qui ont apporté leur contribution au travail effectué. **Nicolas Guillemot**, pour s'être toujours montré disponible dans les échanges sur mon sujet d'étude et me faire bénéficier de son expérience de la zone de VKP acquise lors de sa thèse. **Pierre Labrosse** pour son intérêt dynamique à être rapporteur de ce mémoire. **Michel Kulbicki** pour m'avoir transmis les catégories alimentaires des espèces de poissons de Nouvelle-Calédonie. **Sandrine Job** pour ses orientations bibliographiques très bien ciblées et d'un grand intérêt. **Richard Farman**, directeur de l'Aquarium des Lagons pour la mise à disposition de la salle de conférence pour cette soutenance. Le professeur **Denis Lallemand** et **Eric Béraud**, chargé de recherche du Centre Scientifique de Monaco pour s'être penchés sur la problématique scientifique de mon mémoire et m'avoir orienté vers des publications scientifiques liées aux perturbations des coraux. **Andy Wright**, responsable superviseur biodiversité aquatique à KNS pour sa disponibilité. Mes remerciements s'adressent également à **toute l'équipe du CRIOBE** de Moorea rencontrée sur place durant mon séjour pour leur accueil et leur soutien. Un grand merci également à l'EPHE, cet établissement unique, qui permet de promouvoir les acquis d'expériences professionnelles, tout en excluant l'âge, la nationalité ou le niveau d'études mais en considérant uniquement l'intérêt scientifique d'un projet d'étude.

Enfin, je tiens à remercier chaleureusement, tous mes **amis**, ma **famille**, ma **belle famille**, pour l'aide et le soutien qu'ils m'ont apporté tout au long de cette recherche et pour la réalisation de ce mémoire. **Lila, ma fille...** et la puissance de ses 3 ans qui a dynamisé mes moments de doute !

Je souhaite particulièrement remercier ma compagne pour son inépuisable patience et ses sacrifices au quotidien :

« **Rébecca**, sans toi, je ne pense pas que j'aurais pu vivre et finaliser cette aventure ! Tout ce travail t'est entièrement dédié. »

Impact d'un dragage sur les peuplements de poissons récifaux lagunaires de Nouvelle-Calédonie

Philippe FROLLA le 13 septembre 2013

Résumé - L'implantation d'une usine pyro-métallurgique d'une capacité de production de 60 000 t/an de ferronickel a nécessité le dragage d'un chenal d'accès portuaire dans le lagon de Voh en Nouvelle-Calédonie. Les matériaux dragués ont été évacués à l'extérieur du lagon à une distance de plus de 5 km de la passe sur des fonds de 1000 à 1500 mètres de profondeur. L'augmentation de particules fines dans la colonne d'eau peut créer une baisse de l'intensité lumineuse et augmenté la turbidité et la sédimentation dans le lagon. Ces modifications peuvent perturber l'habitat corallien et les communautés qui y vivent. Cette étude se propose d'évaluer les perturbations créées par le dragage sur l'habitat corallien et les communautés de poissons. Les données analysées concernent la période de 2006 à 2010. Un total de 33 stations de suivi a été échantillonné en plongée sous-marine par la méthode du « Distance Sampling » pour l'ichtyofaune et par la méthode du « Line Intercept Transect » (LIT) pour le substrat. Ces stations sont réparties en deux zones bien distinctes : la zone « sous l'influence du dragage » (lagon de Voh, 19 stations) et la zone de « référence » isolée des effets du dragage (lagon de Koné 14 stations). L'impact du dragage a été analysé par la méthode du Before, After, Control, Impact, Paired, Series (BACIPS) et les évolutions temporelles ont été étudiées par des méthodes classiques (analyses de variance). La structure trophique des communautés de poissons a été analysée en richesse spécifique, densité et biomasse pour cinq catégories trophiques (piscivore, prédateur d'invertébré, corallivore, planctonophage et herbivore). Les différentes analyses ont été réalisées par unités géomorphologiques (récif frangeant, récifs réticulés, récif barrière interne et externe et les passes) et sur l'ensemble des stations de la zone sous l'influence du dragage. Malgré une augmentation générale de la couverture corallienne, un Δ négatif significatif de -17% du recouvrement corallien sur l'ensemble de la zone de Voh est détecté par le BACIPS. Sur le récif frangeant, le corail vivant a des Δ négatifs non significatifs de -48% et sur les récifs réticulés de -12% significatif. Un Δ négatif significatif de -34% du recouvrement en corail mou est observé dans la passe. La richesse spécifique des poissons corallivores a un Δ négatif significatif de -62% sur le récif frangeant. La densité des planctonophages sur le récif barrière externe a un Δ négatif significatif de -33%. Nous observons sur le récif frangeant une baisse de l'abondance des poissons corallivores stricts et une augmentation de la densité des poissons papillons moins dépendant du corail (*Chaetodon citinellus* et *Chaetodon mertensii*). Les unités géomorphologiques qui ont montré le plus de changement de leur composition structurelle des communautés de poissons sont celles qui ont subi le plus de modifications du recouvrement en substrat. La méthode BACIPS semble être la mieux adaptée à la détection d'un impact anthropique mais il est important d'avoir une double analyse si l'on veut pouvoir interpréter objectivement les variations des communautés récifales. Cette méthode demande un design rigoureux et une zone de référence semblable à la zone étudiée en terme de variations naturelles et anthropique.

Mots clefs : Dragage, Nouvelle-Calédonie, sédimentation, peuplements de poissons, couverture corallienne, BACIPS.

TABLE DES MATIERES

1	AVANT PROPOS.....	9
2	INTRODUCTION.....	11
2.1	DESCRIPTION DES RECIFS CORALLIENS.....	11
2.1.1	<i>Répartition des récifs coralliens dans le monde.....</i>	<i>12</i>
2.1.2	<i>Perturbations du milieu corallien et état des récifs dans le Pacifique Sud.....</i>	<i>13</i>
2.2	PRESENTATION DE LA NOUVELLE-CALEDONIE.....	13
2.2.1	<i>Historique.....</i>	<i>13</i>
2.2.2	<i>Position géographique et description de la Nouvelle-Calédonie.....</i>	<i>14</i>
2.2.3	<i>Caractéristiques météorologiques et climatologiques.....</i>	<i>16</i>
2.2.4	<i>Biodiversité des espèces en Nouvelle-Calédonie.....</i>	<i>16</i>
2.2.5	<i>Impacts et variabilités du milieu récifal en Nouvelle-Calédonie.....</i>	<i>18</i>
2.2.6	<i>Variabilités spatio-temporelles du milieu récifal.....</i>	<i>21</i>
2.3	CONTEXTE DE L'ETUDE.....	21
3	PROBLEMATIQUES SCIENTIFIQUES	26
3.1	QUELLES PERTURBATIONS LE DRAGAGE PEUT ENTRAINER SUR LES DIFFERENTS COMPARTIMENTS DE L'ENVIRONNEMENT MARIN?.....	26
3.2	QUELS SONT LES FACTEURS QUI PEUVENT INFLUER LA CROISSANCE DU CORAIL?.....	27
3.3	QUELS LIENS ENTRE L'HABITAT CORALLIEN ET LA FAUNE ICHTYOLOGIQUE SONT AFFECTES PAR LA DEGRADATION POTENTIELLE LIEE AU DRAGAGE ?.....	28
3.4	COMMENT PEUVENT REAGIR LES COMMUNAUTES DE POISSONS FACE A LA DEGRADATION DE LEUR ECOSYSTEME ?.....	28
3.5	QUEL PEUT ETRE LE ROLE DES POISSONS HERBIVORES DANS LA RESILIENCE DES RECIFS CORALLIENS ?.....	30
3.6	QUEL PEUT ETRE L'IMPACT DU DRAGAGE SUR LA DISTRIBUTION DES PEUPELEMENTS DE POISSONS ?.....	31
4	RECHERCHE PROPOSEE.....	32
5	MATERIELS ET METHODES.....	33
5.1	PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE.....	33
5.2	CARACTERISTIQUES DU SUIVI ENVIRONNEMENTAL MARIN.....	36
5.2.1	<i>Suivi de l'habitat.....</i>	<i>36</i>
5.2.2	<i>Echantillonnage des poissons.....</i>	<i>38</i>
5.3	RECAPITULATIF DES PRISES DE DONNEES.....	41
5.4	TRAITEMENT DES DONNEES.....	43
5.4.1	<i>Traitement des données de l'habitat.....</i>	<i>43</i>
5.4.2	<i>Traitement des données ichtyologiques.....</i>	<i>44</i>
5.4.3	<i>Analyses statistiques.....</i>	<i>46</i>
5.4.4	<i>Analyse BACIPS.....</i>	<i>46</i>
5.4.5	<i>Puissance statistique.....</i>	<i>47</i>
6	RESULTATS.....	49
6.1	EVOLUTION DE L'HABITAT.....	49
6.1.1	<i>Evolution de l'habitat pour l'ensemble des stations.....</i>	<i>49</i>
6.1.2	<i>Evolution de l'habitat des passes.....</i>	<i>51</i>
6.1.3	<i>Evolution de l'habitat des récifs barrières externes.....</i>	<i>53</i>
6.1.4	<i>Evolution de l'habitat des récifs barrières internes.....</i>	<i>56</i>
6.1.5	<i>Evolution de l'habitat des récifs frangeants.....</i>	<i>57</i>
6.1.6	<i>Evolution de l'habitat des récifs réticulés.....</i>	<i>60</i>
6.1.7	<i>Conclusions sur l'évolution de l'habitat.....</i>	<i>62</i>

6.2	EVOLUTION DES COMMUNAUTES DE POISSONS	63
6.2.1	<i>Evolution de la richesse spécifique totale</i>	63
6.2.2	<i>Evolution de la richesse spécifique des poissons piscivores</i>	65
6.2.3	<i>Evolution de la richesse spécifique des poissons prédateurs d'invertébrés</i>	66
6.2.4	<i>Evolution de la richesse spécifique des poissons corallivores</i>	69
6.2.5	<i>Evolution de la richesse spécifique des poissons planctonophages</i>	71
6.2.6	<i>Evolution de la richesse spécifique des poissons herbivores</i>	72
6.2.7	<i>Evolution de la structure trophique en richesse spécifique</i>	74
6.2.8	<i>Conclusions sur l'évolution de la richesse spécifique</i>	75
6.2.9	<i>Evolution de la densité des poissons</i>	75
6.2.10	<i>Evolution de la densité des poissons piscivores</i>	78
6.2.11	<i>Evolution de la densité des poissons prédateurs d'invertébrés</i>	79
6.2.12	<i>Evolution de la densité des poissons corallivores</i>	80
6.2.13	<i>Evolution de la densité des poissons planctonophages</i>	82
6.2.14	<i>Evolution de la densité des poissons herbivores</i>	83
6.2.15	<i>Conclusions pour la densité</i>	85
6.2.16	<i>Evolution de la biomasse totale des poissons</i>	86
6.2.17	<i>Evolution de la biomasse des poissons piscivores</i>	88
6.2.18	<i>Evolution de la biomasse des poissons prédateurs d'invertébrés</i>	90
6.2.19	<i>Evolution de la biomasse des poissons corallivores</i>	91
6.2.20	<i>Evolution de la biomasse des poissons planctonophages</i>	93
6.2.21	<i>Evolution de la biomasse des poissons herbivores</i>	95
6.2.22	<i>Conclusions pour la biomasse</i>	97
6.3	LIENS ENTRE LES COMMUNAUTES DE POISSONS ET LEUR HABITAT	98
6.3.1	<i>Lien entre les communautés de poissons et le recouvrement en corail vivant</i>	98
6.3.2	<i>Lien entre les communautés de poissons et le recouvrement en corail abri</i>	105
6.3.3	<i>Lien entre les communautés de poissons et le recouvrement en corail mou</i>	109
6.3.4	<i>Conclusions sur les liens entre les communautés de poissons et leur habitat</i>	111
6.4	ANALYSES PAR LA METHODE DU BEFORE-AFTER/CONTROL-IMPACT PAIRED SERIES (BACIPS)	111
6.4.1	<i>Analyse à l'échelle régionale</i>	112
6.4.2	<i>Analyse à l'échelle locale</i>	115
6.4.3	<i>Conclusion sur le BACIPS</i>	123
6.4.4	<i>Analyse des poissons corallivores</i>	123
7	DISCUSSION	125
7.1	LIMITE DE L'ECHANTILLONNAGE.....	125
7.2	SUBSTRAT.....	127
7.2.1	<i>Evolutions temporelles</i>	127
7.2.2	<i>Analyse BACIPS</i>	128
7.3	RICHESSE SPECIFIQUE DES POISSONS	129
7.3.1	<i>Evolutions temporelles</i>	129
7.3.2	<i>Analyse BACIPS</i>	131
7.4	DENSITE ET BIOMASSE DES POISSONS	131
7.4.1	<i>Evolutions temporelles</i>	131
7.4.2	<i>Analyse BACIPS</i>	133
7.5	POISSONS CORALLIVORES.....	134
8	CONCLUSION	136
9	BIBLIOGRAPHIE	137
10	LISTE DES ANNEXES	144

TABLE DES ANNEXES :

<i>Annexe 1 Carte de la Nouvelle-Calédonie , les îles Loyautés et dépendances. Cette carte montre les éléments structuraux de la ZEE : fosse des Nouvelles-Hébrides (profondeur 10 000 m) à l'est, rides, ou arcs, de la Grande Terre et des Loyauté dans le centre-est, ride de Fairway au centre, plateaux des Chesterfields à l'ouest. Ces rides et plateaux sont séparés par des bassins de profondeurs 2 000 à 4 000 m (carte produite par Zonéco); page 16</i>	<i>144</i>
<i>Annexe 2 Carte de localisation de la zone de déchargement des matériaux du dragage ; page 23.....</i>	<i>145</i>
<i>Annexe 3 Chronologie des différents intervenants pour la récolte des données durant la période de 1996 à 2010; page 42</i>	<i>146</i>
<i>Annexe 4 Feuille de terrain substrat en papier immergeable pour l'échantillonnage du substrat ; page 36.....</i>	<i>147</i>
<i>Annexe 5 Plan de la station CLC2, station de la pente externe. Ce plan permet de localiser également les colonies coralliennes ainsi que les quadrats qui ne sont pas prient en compte dans cette étude. Les observations notées en haut à droite permettent de mettre à jour le plan de chaque station lors des visites précédent l'échantillonnage ; page 37</i>	<i>148</i>
<i>Annexe 6 Liste des poissons pris en compte dans les catégories de comptage commerciales et non-commerciale. Certaines espèces ou famille peuvent être changée de catégorie suivant les compteurs, le but étant d'échantillonner l'ensemble de l'ichtyofaune sur chaque stations ; page 38, 42 et 130</i>	<i>149</i>
<i>Annexe 7 Feuille de terrain en papier immergeable pour l'échantillonnage des poissons ; page 38.....</i>	<i>152</i>
<i>Annexe 8 Cartographie des zones dégradées par l'activité minière sur le massif du Koniambo (Maurizot et al., 2002) ; page 127</i>	<i>153</i>
<i>Annexe 9 Cartographie du massif du Koniambo et influence des rivières pour la commune de VOH (Rapport BRGM N° RP 51 624-FR) ; page 127</i>	<i>154</i>

GLOSSAIRES :

BACIPS : Before, After, Control, Impact, Paired, Series

BIP : Base d'Inventaire Piscicole

CPS : Commission du Pacifique Sud

CRIOBE : Centre de Recherche Insulaire et Observatoire de l'Environnement

DAET : drague autoporteuse à élinde traînante

DE : drague excavatrice

EMR : Environnement de la Mine au Récif

EPHE : Ecole Pratique des Hautes Etudes

EXCEL : Logiciel de tableur de la suite bureautique Microsoft Office

FISHEYE : base de connaissances sur les poissons du Pacifique Sud

HSD : Honest Significant Differences

IRCP : Institut des Récifs Coralliens du Pacifique

IRD : Institut de Recherche pour le Développement

KNS : Koniambo Nickel SAS

LIT : Line Intercept Transect

PROCFish : Programme régional de développement des pêches océaniques et côtières

PVC : Polychlorure de vinyle

R : Langage de programmation et environnement statistique

SAS : Société par Action Simplifiée

SMSP : Société Minière du Sud Pacifique

TSS : Total Suspended Sediment

UNC : Université de la Nouvelle-Calédonie

VKP : Voh, Koné et Pouembout

XSTRATA : Multinationale Canadienne spécialisée dans l'extraction minière

1 Avant Propos

Originaire de Monaco j'ai grandi sur les côtes méditerranéennes où depuis mon plus jeune âge j'ai développé une passion de la mer par le biais de la chasse sous-marine, l'apnée (compétitions internationales) et la plongée. Mon intérêt pour ces disciplines a toujours été guidé par ma curiosité des poissons. J'ai orienté une grande partie de ma vie professionnelle vers les métiers qui me rapprochaient le plus de la mer, et lors de mes différents emplois, la pratique de mes passions m'a permis de voyager et d'acquérir une connaissance plus large des poissons. C'est lors de compétitions internationales d'apnée que je rencontre plusieurs grands plongeurs Calédoniens et que je prends connaissance de la Nouvelle-Calédonie et de la richesse de son lagon.

J'arrive en Nouvelle-Calédonie à l'âge de 25 ans où après quelques mois, je crée un club de plongée en apnée à l'île des Pins où je propose des randonnées palmées et des stages d'apnée. Pour développer cette activité, je fais imprimer des plaquettes sous-marines d'identifications des poissons qui présentent 64 poissons lagunaires. Ce projet est monté en collaboration avec Pierre Laboute, photographe de la faune et la flore sous-marine calédonienne, qui me fournit les photos des poissons sélectionnés.

Par la suite, je travaille comme plongeur professionnel dans les travaux sous-marins et j'intègre quelques missions à caractère scientifique où je participe à la mise en place de stations d'inventaires. Je rencontre Pierre Boblin, spécialiste dans le comptage des poissons qui travaille à ce moment là pour la Commission du Pacifique Sud (CPS). Pierre cherche des personnes à former dans le comptage poissons pour le Programme régional de développement des pêches océaniques et côtières (PROCFish). Je décide d'apprendre à différencier, reconnaître et savoir le nom scientifique de toutes les espèces considérées comme commerciales en Nouvelle-Calédonie. Le programme PROCFish ne sera pas reconduit mais motivé et passionné par ce projet, je commence à travailler après quelques mois sur des missions scientifiques où je me familiarise avec la méthode du Line Intercept Transect (English *et al.*, 1994) qui permet de faire une évaluation du recouvrement du substrat et commence les comptages poissons en doublon.

En 2008, un contrat de suivi environnemental d'une période de 2 ans est obtenu par le bureau d'étude EMR (Environnement de la Mine au Récif) où du comptage poissons est nécessaire. Ce contrat se situe dans la zone du lagon de Voh, Koné et Pouembout et vise le suivi des communautés récifales. Je rentre en contact avec Sabrina Virly (cogérante et ingénieure halieutique) puis j'obtiens un rendez-vous avec Sébastien Sarramegna (docteur en biologie marine et directeur/gérant d'EMR). Il cherche un compteur de poissons « non-commerciaux ». Après un important travail dans les mois qui suivirent, j'effectue plusieurs comptages poissons « non-commerciaux » en doublon avec Sébastien. Je valide alors mes connaissances auprès de Sébastien et intègre ma place de compteur.

Après plusieurs mois de travail avec EMR sur ce chantier (photo quadrat, LIT, comptage poissons, etc.) je cherche à reprendre mes études dans ce domaine et en fait part à Sébastien. Il rentre alors en contact avec le Professeur René Galzin, Directeur d'études à l'EPHE (Ecole Pratique des Hautes Etudes), Section des Sciences de la Vie et de la Terre qui a été le rapporteur de sa thèse de doctorat en 2000. J'apprends que cette structure de recherche peut accueillir des élèves qui souhaitent commencer, continuer ou reprendre leurs études sans limite d'âge ou de nationalité. L'objectif de l'EPHE est de donner aux étudiants une formation à la recherche par la recherche. René Galzin, enseignant-chercheur à

l'EPHE se porte garant pour être mon tuteur pédagogique qui m'accompagnera et encadrera toutes les phases et l'orientation de ma recherche.

Le sujet de mon étude s'appuie sur le travail d'inventaire de l'ichtyofaune et du substrat mis en place depuis 2000 par Koniambo Nickel SAS (KNS) suite à une étude préliminaire de l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) en 1996 et 1997 menée par Michel Kulbicki. Ce suivi a fait partie d'un consortium de 2002 à 2007 entre KNS, la Province Nord, la CPS et l'IRD. A compter de 2006 le suivi de la zone a été optimisé et repris par des bureaux d'études.

En 2009, au moment de ma première inscription à l'EPHE, je travaille depuis un an sur ce chantier comme « compteur poissons ». L'équipe mise en place autour de moi se compose de Sébastien Sarramegna (docteur en biologie marine) directeur d'EMR qui est le laboratoire qui m'accueille, Laurent Wantiez (maître de conférence à l'Université de Nouvelle-Calédonie) qui est mon tuteur scientifique, Laurent Vigliola (Chargé de Recherche à l'Institut de Recherche pour le Développement), Thierry Lison de Loma (Directeur Adjoint Institut des Récifs Coralliens du Pacifique) et Sylvain Capo (responsable environnement marin à Koniambo Nickel SAS).

Les 4 années qui suivent je travaille en collaboration avec Laurent Wantiez pour l'Université de Nouvelle-Calédonie (UNC) et l'Aquarium des Lagons sur plusieurs missions : suivi des réserves sous-marines, suivi des zones inscrites au Patrimoine Mondial de l'Unesco et avec Sébastien Sarramegna pour EMR sur le suivi environnement de KNS. Comme travailleur indépendant, je crée en Décembre 2010 une société « Entreprise Générale de Logistique Environnementale » 5 mois après la naissance de ma fille Lila. Cette société est spécialisée dans la conduite de missions scientifique, la fourniture de matériels de plongée, de plongeurs spécialisés aux techniques d'inventaires (poissons, macro invertébrés, substrat) et le transport maritime. C'est durant cette période de 4 ans que je réalise les différentes étapes de mon diplôme EPHE :

- en 2009, élaboration du sujet de recherche et rédaction d'un document de présentation du sujet pour mon inscription à l'EPHE ;
- en 2010, validation de certains modules du diplôme, recherche bibliographique et rédaction d'un document de 30 pages qui présente la problématique scientifique, et exposition orale de ce manuscrit, lors d'un Comité de Diplôme ;
- en 2011, correction du document de 30 pages, récupération de la série de données (substrat et poissons) et intégration dans la Base d'Inventaire Piscicole (base de donnée poisson d'EMR) et prétraitement des données ;
- en 2012, traitement des données à Moorea au Centre de Recherche Insulaire et Observatoire de l'Environnement (Thierry Lison de Loma) et début de rédaction du mémoire ;
- en 2013, le vendredi 13 septembre, finalisation et soutenance du mémoire à l'Aquarium des Lagons, Nouméa.

2 Introduction

2.1 Description des récifs coralliens

Comme les forêts équatoriales le sont pour la biodiversité terrestre, les récifs coralliens sont considérés en terme de biodiversité marine comme les endroits les plus riches de notre planète (Connel, 1978). Ils jouent un rôle social et économique majeur pour plus de 100 millions d'individus, au travers d'activités comme la pêche vivrière et commerciale, le tourisme et l'artisanat.

Les récifs coralliens sont des structures sous-marines construites par les coraux constructeurs, qui appartiennent à l'ordre des Scléactiniaires. Ces coraux dits « hermatypiques » sont des animaux marins, vivant en endosymbiose avec des microalgues « les zooxanthelles », qui constituent leur propre squelette calcaire (en opposition aux coraux ahermatypiques qui ne possèdent pas de symbiote). Ces algues unicellulaires de la famille des Dinoflagellés vivent dans les tissus vivants de leurs hôtes et leurs fournissent des nutriments ainsi que leurs coloration. Cette relation symbiotique corail-algue est très importante dans la détermination de l'abondance, du taux de croissance des colonies et de la capacité du récif à prospérer à partir de ces coraux (Bessat, 1998). Ces assemblages de coraux morts et vivants peuvent atteindre 2 000 km de long et servent d'abris à des milliers d'espèces animales et végétales qui forment la communauté corallienne. Les récifs coralliens protègent le littoral contre l'érosion en ceinturant les îles océaniques et les plateaux continentaux. Ils fabriquent un rempart naturel qui abrite les côtes de la houle océanique ainsi que des cyclones. Cela permet le développement d'autres écosystèmes comme les champs d'herbiers de phanérogame ou les mangroves. Ces écosystèmes complexes sont des zones de nourriceries, de nurseries et de reproduction pour de nombreuses espèces. Ils stabilisent les sédiments et protègent contre l'érosion côtière tout en oxygénant les eaux.

Les récifs coralliens sont représentés par différentes constructions :

- récifs frangeants : les récifs frangeants sont des récifs directement accolés à la côte ou, au plus, séparés d'elle par un étroit chenal (Battistini *et al.*, 1975). Le récif frangeant forme avec le temps un court platier de faible profondeur composé de débris coralliens, de sable et d'alluvions, entre la côte et la zone active de croissance du corail. Ils peuvent être directement exposés à l'océan, ou protégés par un ensemble périphérique constitué d'autres récifs (Andréfouët *et al.*, 2004) ;
- récifs intermédiaires : les récifs réticulés intermédiaires sont souvent des alignements de formations récifales ou des îlots de coraux (massifs coralliens, pâtés coralliens, buissons de coraux branchus, etc.) qui ne sont ni associés aux récifs frangeants, ni aux récifs barrières. Ils sont souvent constitués de plusieurs constructions coralliennes dont la taille varie de quelques colonies à des pinacles massifs qui peuvent être surmontés de platiers et d'îlots (Battistini *et al.*, 1975; Lieske et Myers, 1994) ;
- récifs barrières : il s'agit à l'origine d'un récif frangeant éloigné du littoral par l'enfoncement de l'île par un effet de subsidence et le creusement du lagon par les courants, alors que la croissance des coraux se poursuit sur le récif. Ce sont des récifs généralement linéaires, séparés de la côte par un lagon plus ou moins profond. Avec le temps, ils forment une couronne récifale enserrant l'île. On distingue le récif barrière externe et interne :

- le récif barrière externe (ou pente externe) marque la bordure externe du complexe récifal d'une île océanique ou continentale, ou d'une masse continentale. Il est en contact direct avec la zone océanique ;
- le récif barrière interne est séparé de la barrière externe par une crête récifale sur laquelle se brise la houle océanique. Il est en contact direct avec les eaux du lagon ;
- les passes : les passes sont des entailles profondes (parfois jusqu'à 70 mètres) reliant le lagon à la pente externe (Lieske et Myers, 1994). Les cañons présents dans le lagon sont les empreintes laissées par le lit des rivières lors de la dernière phase de transgression (-12 000 à -8 000 ans) et se prolongent jusqu'aux récifs barrières où les anciens estuaires forment ainsi les passes. Ce biotope est soumis à un hydrodynamisme très important dû à la houle et aux courants de marée souvent très forts.

2.1.1 Répartition des récifs coralliens dans le monde

Le développement des récifs coralliens dépend d'un nombre important de facteurs. Les récifs coralliens couvrent environ 284 000 km², soit 15 % de la surface des fonds de 0 à 30 m de l'océan mondial (www.centrescientifique.mc). Les récifs coralliens se répartissent entre les latitudes 30° nord et 30° sud (Figure 1). Leur extension est limitée par la température, la salinité et la charge sédimentaire de l'eau de mer (www.centrescientifique.mc).

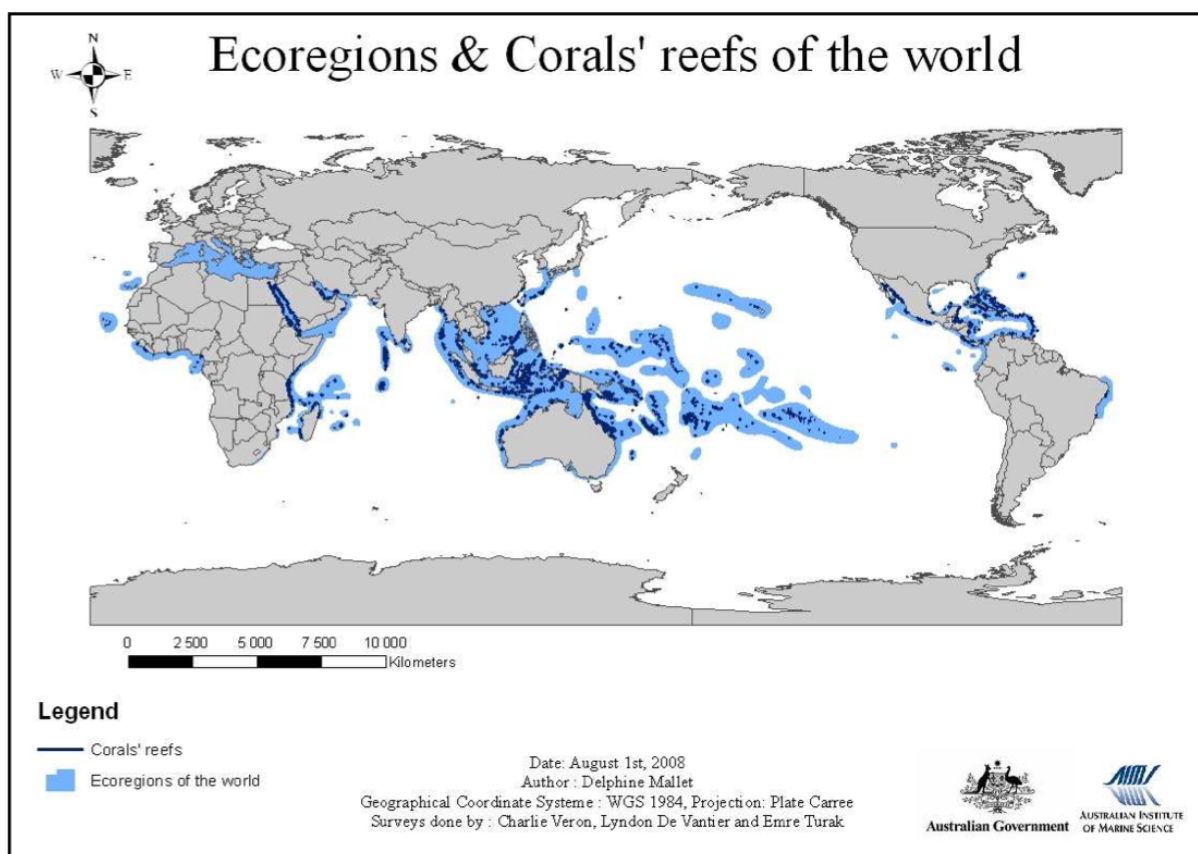


Figure 1 Répartition des récifs coralliens (bleu foncé) et les écorégions (bleu clair) dans lesquelles ils sont inclus dans le monde (Mallet, 2008)

2.1.2 Perturbations du milieu corallien et état des récifs dans le Pacifique Sud

Les récifs coralliens sont exposés à un large éventail de perturbations naturelles dont l'impact dépend de la durée, de l'intensité, des fréquences et de l'organisation des communautés (Connel, 1978 ; Chabanet *et al.*, 2005). Ces perturbations jouent un rôle important dans la réorganisation des communautés biologiques (Nyström *et al.*, 2000) et favorisent la libération d'espace vital pour de nouvelles colonisations (Connell *et al.*, 1997). L'amplification des perturbations anthropiques vient perturber la résilience des écosystèmes. La réorganisation après une perturbation naturelle peut s'en trouver modifiée.

Bien que les récifs du Pacifique Sud semblent actuellement les moins dégradés du monde, les activités humaines dans les zones urbanisées engendrent certaines dégradations (Salvat et Wilkinson, 2008). Un développement côtier souvent incontrôlé des États du Pacifique Sud (remblai pour la construction portuaire et aéroportuaire, constructions hôtelières, extractions de matériaux coralliens pour la construction) a détruit les récifs coralliens à proximité immédiate des zones urbaines. Les récifs frangeants sont généralement les plus impactées par ces perturbations (Salvat et Wilkinson, 2008). L'érosion causée par l'activité minière, le défrichement pour l'agriculture ou l'urbanisation ont entraîné des apports sédimentaires et chimiques néfastes aux récifs coralliens. La pression démographique de plus en plus forte, crée en plus de la surexploitation des ressources, des rejets d'eaux usées importants (une majorité des zones urbaines du Pacifique Sud ne possèdent pas de stations de traitement des eaux usées) ce qui entraîne un enrichissement des eaux lagunaires en nitrates et phosphates et favorise les développements des algues aux dépiments des coraux (Salvat et Wilkinson, 2008).

Cependant ce sont les catastrophes naturelles qui créent le plus de dégâts aux récifs coralliens du Pacifique Sud, notamment les impacts causés par les cyclones ou les invasions d'*Acanthaster planci* (étoile de mer épineuse) prédatrice des coraux. Ces événements destructeurs semblent avoir augmenté en nombre, en étendue et en intensité ces dernières décennies et le constat de ces phénomènes couplés aux prédictions du réchauffement climatique (cause de blanchissement et mortalité des colonies coralliennes) et à l'acidification des océans (perturbation des organismes calcifiants) aggravent considérablement le devenir de bonne santé des récifs coralliens du Pacifique Sud (Salvat et Wilkinson, 2008).

2.2 Présentation de la Nouvelle-Calédonie

2.2.1 Historique

D'après des sources archéologiques, les premiers ancêtres des Kanaks (population autochtone de la Nouvelle Calédonie) sont venus en Nouvelle-Calédonie depuis le sud-est Asiatique il y a 5 000 ans (Winslow, 1995).

C'est le 04 septembre 1774 que le navigateur anglais James Cook arriva en Nouvelle-Calédonie lors de sa seconde mission scientifique. Il la baptisa « New Caledonia », pour donner à sa découverte le nom d'une région de Grande-Bretagne, (Caledonia est l'ancien nom latin de la province correspondant à l'Ecosse). Par la suite la Nouvelle-Calédonie suscita principalement l'intérêt des navigateurs français: La Pérouse (1785), d'Entrecasteaux (1792), Dumont d'Urville (1827). Toutefois quelques navigateurs anglais

s'y rendent : Hunter (1791) et Kent (1803). De 1810 à 1840, l'île est de plus en plus fréquemment abordée par des baleiniers, des marchands, des trafiquants et des aventuriers de toutes sortes.

D'abord fréquentée par les Britanniques, la Nouvelle-Calédonie deviendra une colonie Française le 24 septembre 1853.

Les premières connaissances acquises sur la Nouvelle-Calédonie et son lagon ont été le fruit du travail de nombreux naturalistes lors de ces voyages.

2.2.2 Position géographique et description de la Nouvelle-Calédonie

Située dans le Pacifique Sud, au nord du tropique du Capricorne entre les 18^{ème} et 23^{ème} parallèles sud et 164^{ème} et 167^{ème} méridiens est, à 1 500 km à l'est des côtes australiennes et à 1 800 km au nord de la Nouvelle Zélande, la Nouvelle-Calédonie occupe le sud de la Mélanésie (Figure 2) et est la terre d'outre-mer la plus éloignée de la Métropole.

L'archipel de la Nouvelle-Calédonie représente une surface émergée de 18 575 km² et comprend principalement :

- la Grande Terre (16 642 km²) : La Grande Terre s'étire sur près de 400 km pour une largeur dépassant rarement les 50 km de large dans un axe sud-est/nord-ouest. Elle est traversée sur toute sa longueur par une chaîne de montagnes « la Chaîne Centrale » avec des sommets culminant à 1 618m dans le sud (Mont Humbolt) et 1 629m dans le nord (Mont Panier). Elle est bordée d'un récif barrière externe de 1 744 km² qui délimite un lagon de 16 874 km² (Andréfouët *et al.*, 2009). C'est autour de la Grande Terre que s'étendent principalement les superficies lagunaires du territoire ;
 - la côte ouest est très large avec de grandes plaines utilisées pour l'élevage extensif du bétail et pour l'agriculture. La végétation y est très sèche et principalement composée de savane de niaoulis (*Melaleuca quinquenervia*), de faux mimosas (*Leucaena leucocephala*), de gaïacs (*Acacia spirorbis*) et de lantanas (*Lantana camara*), (Bird *et al.*, 1984). Le littoral est composé à 79% de mangrove. Son lagon est étroit (moins de 10 milles) et généralement peu profond (moins de 15m). Le récif barrière est linéaire et parallèle à la côte avec de rares petites passes bien délimitées ;
 - la côte Est est très étroite et possède moins de mangrove (14% du littoral). Les montagnes qui constituent la Chaîne Centrale plongent directement dans la mer. La côte Est est l'endroit le plus humide du territoire dû au régime d'alizé SSE qui charrie les nuages que bloquent les montagnes. Une végétation luxuriante et tropicale prédomine sur ce versant de la Grande Terre. Son lagon est caractérisé par un récif barrière irrégulier, parfois immergé, et même par endroit par l'existence de récifs barrières multiples (double ou triple barrières). Les profondeurs sont en général importantes (plus de 30 m) et les reliefs plus tourmentés que dans les autres lagons. Les passes sont nombreuses et souvent mal définies (www.ifreco.nc);



Figure 2 Position de la Nouvelle-Calédonie dans le Pacifique

- le lagon sud de la Grande terre s'étend de Bourail à l'île des Pins. Il est le plus profond et atteint à l'extrémité de la corne sud-ouest et dans les passes, 80m de profondeur. Ce lagon couvre environ 5 000 km². Il est délimité par un récif barrière bien formé, des passes relativement nombreuses et des îlots coralliens et récifs intra-lagonaires dont le nombre croit vers le sud (www.ifrecor.nc);
- le lagon nord s'étend de Koumac au « Grand Passage » (récif ennoyé à l'extrémité nord du lagon) et comprend les îles Belep (69 km², 283m). Les fonds meubles dominent, il y a très peu de récifs intra-lagonaires. La barrière récifale est pratiquement continue avec très peu de passes ;
- l'île des Pins ou Kunié (152 km², 162 m) : L'île est de type continental (Andréfouët *et al.*, 2004) et se trouve dans le lagon sud, à l'est dans le prolongement de la Grande Terre ;
- les Iles Loyauté et dépendances : Les îles Loyauté, situées à 150 km au nord-est de Nouméa ont une superficie qui représente 10% du territoire. Les trois îles principales sont Ouvéa (132 km²,

46m), Lifou (1 207 km², 104m) et Maré (642 km², 138m). L'archipel des Loyauté est une succession d'anciens atolls coralliens plus ou moins soulevés et basculés (Chardon *et al.*, 2012), d'altitude décroissante du sud-est au nord-ouest (Dubois *et al.*, 1973) qui présente un relief bas et plat. Les îlots voisins sont Mouli au sud d'Ouvéa, Dudune au nord-ouest de Maré et les petites îles situées entre Lifou et Maré (principalement Tiga). Ces îles avec celles de Walpole, de Mathew et d'Hunter forment, avec les récifs de Beautemps-Beaupré (à l'ouest d'Ouvéa), les récifs de la Gazelle et du récif de l'Astrolabe les îles Loyauté et dépendances.

La Nouvelle-Calédonie représente le deuxième plus vaste ensemble récifale (24 000 km²) au monde après la Grande Barrière de Corail. La zone économique exclusive de la Nouvelle-Calédonie atteint 1 740 000 km² (Annexe 1).

2.2.3 Caractéristiques météorologiques et climatologiques.

La Nouvelle-Calédonie est située en région subtropicale. Isolée géographiquement et soumise au régime des alizés, elle subit des influences saisonnières tropicales et tempérées (Maitrepierre, 2012).

Quatre saisons se distinguent :

- une saison chaude et humide, ou été austral, de mi-novembre à mi-avril. Elle est caractérisée par des températures maximales de 28 °C à 32 °C et un fort taux d'humidité. Des cyclones ou dépressions tropicales se succèdent à cette période et peuvent parfois être violents ;
- une intersaison automnale, de mi-avril à mi-mai, avec une diminution du nombre de basses pressions, des précipitations et des températures ;
- une saison fraîche, ou hiver austral, de mi-mai à mi-septembre. Les températures oscillent généralement entre 15 °C et 25 °C. C'est une saison douce autant pour ses températures que pour sa pluviométrie. Le Territoire est sous l'influence des perturbations d'origine polaire qui remontent la mer de Tasman et amènent des « coups d'ouest » (vents froids et forts de secteur ouest, amenant du mauvais temps sur la côte ouest de la Grande Terre) ;
- une intersaison printanière, de mi-septembre à mi-novembre. Le régime des Alizés est dominant, les précipitations sont très faibles (source : Météo France).

Les localités du nord de la Grande Terre et de la chaîne enregistrent près de 50% des précipitations de l'année pendant la saison des pluies de janvier à mars. Du mois d'août à octobre, un régime beaucoup plus sec est enregistré (Maitrepierre, 2012).

2.2.4 Biodiversité des espèces en Nouvelle-Calédonie

La Nouvelle-Calédonie montre, sur le plan terrestre, une richesse végétale totalisant 3 371 espèces de plantes vasculaires dont 74,4% sont endémiques et 45 espèces de conifères toutes endémiques (Jaffré *et al.*, 2012). La végétation des sols salés (mangroves, tannes, plages et arrières plages) rassemblent 175 espèces dont 11% sont endémiques à la Nouvelle-Calédonie. La biodiversité originale de la Nouvelle-Calédonie sur le plan végétal comme animal est due à un isolement de plusieurs millions d'années entraînant un processus puissant de spéciation (Barré *et al.*, 2012). La Nouvelle-Calédonie se trouve être aux 3^{ème} rang mondial en proportion d'espèces endémiques, après Hawaï et la Nouvelle-Zélande (Barré *et al.*, 2012). Un total de 103 espèces de poissons d'eau douce est répertorié et affiche un

endémisme de 12,8% alors que les poissons marins côtiers, largement plus nombreux, contiennent moins de 3% d'espèces endémiques (Kulbicki *et al.*, 2012).

La Nouvelle-Calédonie présentent un intérêt pour plusieurs espèces marines remarquables. Une partie de ses récifs coralliens sont inscrits au Patrimoine Mondial de l'Unesco. Le littoral du territoire de Nouvelle-Calédonie, sert de lieux de ponte à 20% des tortues « grosses têtes » (*Caretta caretta*) ; (Hamel, 1992). La population de « dugong » (Dugong dugon) de Nouvelle-Calédonie est la plus importante d'Océanie et la 3^{ème} populations dans le monde (Garrigue, 2005). En 2001 la sous-population de « baleine à bosse » (*Megaptera novaeangliae*) de Nouvelle-Calédonie a été estimée entre 300 et 500 individus, le lagon étant une zone de reproduction et de nurseries (Garrigue, 2005 ; Garrigue et Patenaude, 2004). La Nouvelle-Calédonie est une zone d'importance mondiale des oiseaux marins avec 25 espèces natives nicheuses et 32 espèces migratrices (Barré *et al.*, 2012). Les populations de poissons de Nouvelle-Calédonie comporte un nombre important d'espèce de grande taille remarquable dont font partie les napoléons, certains requins et les grosses loches.

Les poissons récifaux du Pacifique sont beaucoup plus diversifiés que beaucoup d'autres grandes zones biogéographiques marines (Kulbicki 2007). Une liste d'un total de 5935 d'espèces de poissons côtiers du Pacifique tropical (rencontrés dans moins de 100 mètres de profondeur) a été établie par Kulbicki (2007). La richesse spécifique sous-marine est proportionnelle à la taille des îles, d'où un plus grand nombre d'espèces de poissons littoraux (0-80m) sur les grandes îles du Pacifique comme la Papouasie Nouvelle-Guinée et la Nouvelle-Calédonie par rapport aux petites îles comme celle de Micronésie (Kulbicki 2007, 2008). La richesse spécifique de la Nouvelle-Calédonie (Tableau 1) résulte également de sa position dans le Pacifique Sud par rapport au centre de biodiversité, de sa diversité géomorphologique (161 unités géomorphologiques d'après le travail d'Andréfouët *et al.*, 2009) et de la diversité de ses habitats. On recense en Nouvelle-Calédonie 1 851 espèces de poissons côtiers (poissons vivant dans moins de 80 mètres de profondeur qui à l'âge adulte ne se retrouve pas dans les eaux pélagiques océaniques) d'après la liste de Fricke *et al.*, 2011.

Tableau 1 Biodiversité marine en Nouvelle-Calédonie

Estimation du nombre d'espèces dans quelques groupes d'organismes marins	
Groupes d'organismes	Nombres d'espèces décrites
Algues	438
Phanérogames marines	8
Mangrove	37
Prorifères (spongiaires)	149
Scléractiniaires	310
Bryozoaires	407
Mollusques	1 652
Crustacés	544
Echinodermes	257
Poissons	1 851
Serpents marins	15
Tortues marines	4
Mammifères marins	24
Oiseaux	57

2.2.5 Impacts et variabilités du milieu récifal en Nouvelle-Calédonie

Les perturbations affectant les récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie ont fait l'objet d'une évaluation (Junker *et al.*, 2006). Au total, 20 pressions et menaces liées à des perturbations naturelles et humaines ont été recensées (Tableau 2). Les impacts des perturbations d'origine naturelle ont rarement été évaluées en termes de pressions et menaces bien que certaines études (Wantiez *et al.*, 2006 ; Guillemot *et al.*, 2010) sur les effets d'un cyclone en Nouvelle-Calédonie ont permis d'acquérir d'importants éléments. De même, il n'existe pas d'information précise recueillie pour six des dix-sept pressions et menaces d'origine anthropique (dragages, remblais, rejets d'eaux usées domestiques, autres rejets d'eaux usées, espèce invasive, techniques de pêche destructrice).

Tableau 2 Pressions et menaces naturelles et anthropiques identifiées sur les récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie (M.Juncker *et al.*, 2006)

Origine	Groupe	Détail	Information
Anthropique	Aménagement du littoral	Aquaculture	disponible
		Carrières et prélèvements de sable	disponible
		Dragages	inexistante
		Ports, marinas, enrochements	disponible
		Remblais	inexistante
		Zones touristiques (hébergement, restauration, plaisance et plongée)	disponible
		Zones urbaines	disponible
Anthropique	Pollutions marines chimiques et biologiques	Agriculture (engrais, pesticides)	disponible
		Elevage (bovin, porcin, avicole)	disponible
		Trafic maritime et installations pétrolières	disponible
		Rejets d'eaux usées domestiques	inexistante
		Autres rejets d'eaux usées (industriel, portuaire, aquacole)	inexistante
		Espèces invasives	inexistante
		Décharges et dépotoirs sauvages	disponible
Anthropique	Erosion	Déboisement, incendie, mines carrières	disponible
Anthropique	Exploitation des ressources marines	Pêche destructrice	inexistante
		Pêche respectueuse de l'environnement (professionnelle, plaisancière, vivrière)	disponible
Naturelle	Perturbations naturelles	Infestation par des <i>Acanthaster planci</i>	inexistante
		Blanchissement du corail	pas d'effet significatif
		Cyclone	aucune étude

De nombreuses perturbations (anthropiques et naturelles) s'exercent sur les écosystèmes récifaux et ont un impact direct sur l'architecture du milieu corallien (Chabanet *et al.*, 1995 ; Jones et Syms 1998) : cyclone, blanchissement corallien, prolifération d'*Acanthaster planci*, remblai du littoral, apport terrigène, dragage, activité touristique, etc. Ces perturbations sont différentes dans leurs modes d'actions, leurs intensités et leurs durées mais se traduisent souvent par une réduction de la couverture corallienne à plus ou moins long terme (Jones et Syms 1998).

2.2.5.1 Impacts naturels

En 1995 une température excessive de l'eau a entraîné un important phénomène de blanchissement des coraux de janvier à mars 1996 (Richer de Forges et Garrigue, 1997). C'est la première fois qu'un phénomène de ce type était rapporté en Nouvelle-Calédonie. Les événements de blanchissement des coraux de 1998 qui ont perturbé plusieurs régions du Pacifique et de l'Océan Indien (Chabanet, 2002) ne semblent pas avoir affecté la Nouvelle-Calédonie.

L'*Acanthaster planci* (étoile de mer qui s'alimente de polypes coralliens) atteint en moyenne en Nouvelle-Calédonie, une densité de 0,5 individus par 100 m², considérée comme faible (www.ifrecor.nc). En 1998 une augmentation a été observée avec 3 individus pour 100 m² aux alentours de Nouméa, densité considérée comme élevée (www.ifrecor.nc). Il semble que les proliférations et les augmentations

soudaines du taux de recrutement d'*Acanthaster planci* soient difficilement prévisibles. Les facteurs responsables de ces proliférations sont très subtils et compliqués à déceler (Pratchett, 2005).

Les cyclones sont la première source de perturbation naturelle des récifs coralliens en Nouvelle-Calédonie, bien que les dégâts restent très localisés (Wantiez *et al.*, 2006 ; Guillemot *et al.*, 2010).

Les perturbations naturelles peuvent avoir un effet dévastateur mais restent cependant ponctuelles dans l'espace et dans le temps (Junker *et al.*, 2006). L'environnement récifal de Nouvelle-Calédonie ne semble pas être affecté, de manière majeure, par les perturbations naturelles. Cependant l'étendu du complexe récifo-lagonaire du territoire ne permet pas de toutes les localiser.

2.2.5.2 Impacts anthropiques

La pression de la pêche est mal connue sur l'ensemble de la Nouvelle-Calédonie. Les statistiques sur la pêche concernent principalement la pêche professionnelle et sont probablement sous évaluées par manque de contrôle et de déclaration des pêcheurs sur les quantités pêchées. La pêche vivrière et plaisancière est très répandue sur le territoire et a été estimée en 1999 à plus de la moitié de la production totale de la pêche (ZoNéCo 1999). Cependant les études de stocks des ressources marines réalisées sur les récifs de la Grande Terre et dans les îles Loyauté ne semblent pas indiquer de véritable surexploitation des ressources hormis sur quelques espèces au sein de quelques sites (Junker *et al.*, 2006 ; Guillemot *et al.*, 2010). La pression liée à la pêche professionnelle apparaît comme très variable (de faible à forte) selon les sites. Elle s'exerce principalement sur la façade ouest de la Grande-Terre et concerne majoritairement les poissons et les mollusques (Junker *et al.*, 2006).

Concernant les impacts générés par l'agriculture, de vastes zones ont été défrichées et brûlées, particulièrement sur la côte ouest pour l'élevage d'animaux de pâturage. Les forêts n'occupent plus que 18% de la Grande Terre et se retrouvent principalement dans les hautes terres et les parties les plus élevées des rivières.

Une des menaces principales affectant le milieu naturel néo-calédonien est l'exploitation minière (historiquement nickel, chrome, fer, cobalt et charbon), sur laquelle s'est développée l'économie de la Nouvelle-Calédonie. Les sites d'extraction du nickel, la principale ressource du Territoire, se trouvant généralement au sommet des collines, un impact majeur s'est produit sur les paysages de l'île. Les déchets générés par l'exploitation minière à ciel ouvert (non réglementé avant 1970) ont modifié la sédimentologie, fragilisant les sols et provoquant une érosion qui se traduit par un apport massif de sédiments dans les cours d'eaux puis le lagon.

La couverture végétale a largement été perturbée par des glissements de terrain, et l'érosion accentuée par la prospection minière, la construction de routes, le déboisement de la végétation naturelle, le pâturage et l'écobuage (Bird *et al.*, 1984). Il résulte de ces impacts terrestres, une augmentation de l'érosion des sols lors d'événements météorologiques spéciaux (cyclone, tempête tropicale, pluie torrentielle). Suite à ces événements, la turbidité des eaux littorales et les apports sédimentaires peuvent augmenter et engendrer des perturbations sur les peuplements coralliens.

2.2.6 Variabilités spatio-temporelles du milieu récifal

Des variations spatio-temporelles naturelles peuvent générer des modifications importantes au sein des peuplements récifaux. De nombreuses variations obéissent à des cycles temporels de plusieurs ordres qui peuvent être nycthéméraux, lunaires, saisonniers ou interannuels. Ces cycles peuvent influencer la composition, la dispersion, la diversité, la résilience et la densité de certains peuplements récifaux. Les peuplements benthiques semblent être plus stables que les populations de poissons face à ces variations (Augustin, 1997). Ces variations peuvent provenir de migrations alimentaires, ontogénétiques, génésiques ou encore du recrutement des espèces (Galzin et Harmelin-Vivien, 2000).

Il apparaît essentiel d'évaluer et de prendre en compte ces variations temporelles dans les études dont le but est de mettre en évidence un impact anthropique.

2.3 Contexte de l'étude

La Nouvelle-Calédonie possède 25% des ressources connues de nickel au monde (www.koniambonickel.nc). L'exploitation du massif de Koniambo en partenariat entre la Société Minière du Sud Pacifique (SMSP) et Xstrata s'appuie sur une usine pyro-métallurgique d'une capacité de production de 60 000 t/an (projet Koniambo-service environnement). Ce projet est situé sur la côte occidentale de la province nord dans la région de Voh, Koné et Pouembout (VKP) à 270 km de Nouméa, capitale de la Nouvelle-Calédonie (Figure 3). La construction de cette usine de classe mondiale, a engendré depuis 2005 de profondes mutations de la zone. La phase d'exploitation devrait durer approximativement 25 ans à compter de 2013. Les communes de VKP (dont 18 tribus) comprenait en 2009, 9 700 habitants, soit 5,2 habitants/km², (Léopold *et al.*, 2013). La population devrait atteindre 15 000 habitants en 2015, augmentant de près de 80 % en une décennie (Léopold *et al.*, 2013).

Le massif de Koniambo a été exploité de façon intermittente à partir de la fin des années 1880. Le potentiel du gisement Koniambo qui peut alimenter une exploitation de classe internationale n'a pas été utilisé durant le XX^{ème} siècle, considéré comme une réserve pour le futur (Bird *et al.*, 1984). Situé sur la péninsule de Vavouto entre Voh et Koné, un port industriel de chargement ainsi que le dragage d'un chenal lagonaire d'accès ont été réalisés.

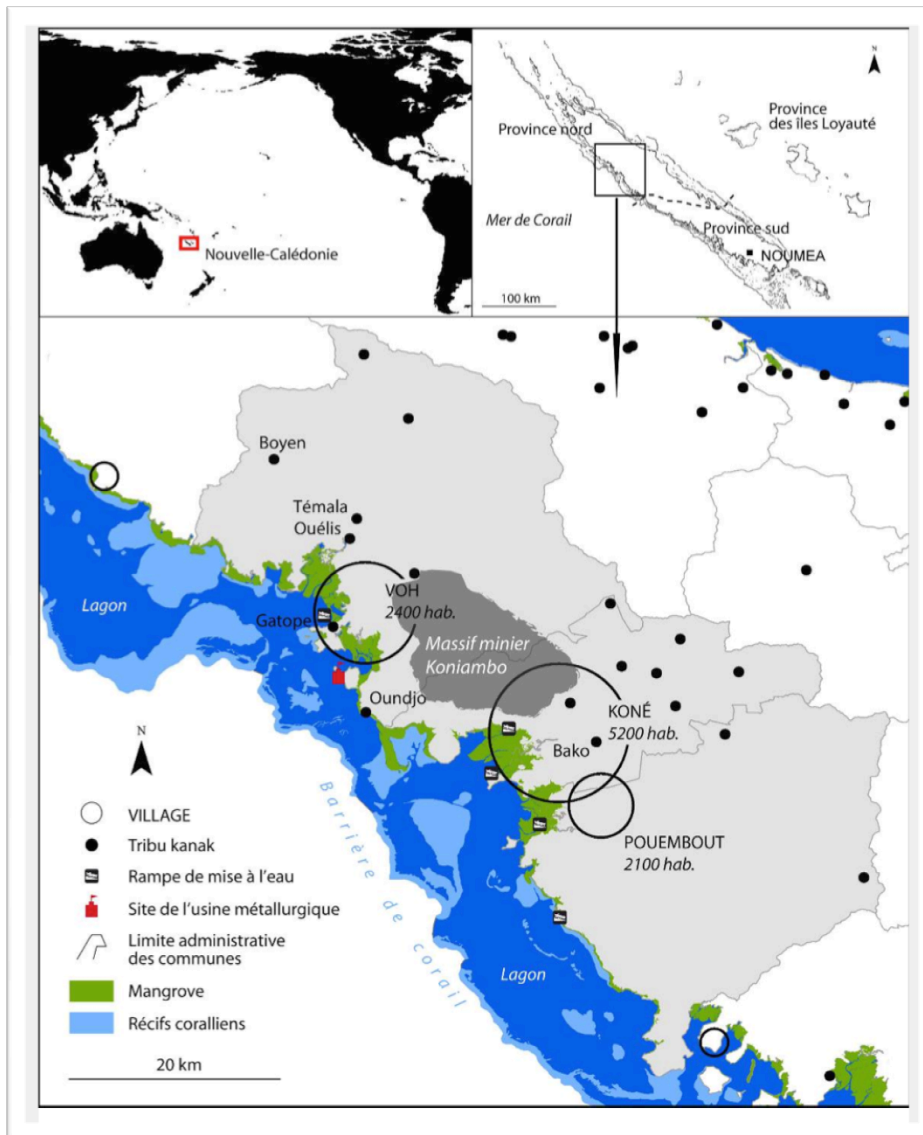


Figure 3 Caractéristiques du site d'étude dans les communes de Voh, Koné et Pouembout sur la côte occidentale de la Nouvelle-Calédonie (province Nord). La population totale par commune en 2009 et les noms des villages et des tribus kanak (Léopold *et al.*, 2013).

La zone d'implantation du projet couvrira 3 277 km², dont 1 912 km² en milieu terrestre et 1 365 km² en milieu marin. Un dragage a été réalisé pour permettre aux minéraliers de rentrer dans le lagon de Voh et d'accoster pour effectuer leurs chargements. Le chenal de navigation réalisé par le dragage est de 12 m de profondeur sur 150 m de large et 4 500 m de long. Confiés à une firme internationale spécialisée dans le dragage (Jan de Nul), ce chantier a débuté en août 2008 et s'est achevé en mars 2010. Le positionnement du chenal de navigation est parallèle à la côte dans un axe sud-est nord ouest (127°) à une distance approximative de 500 m de la pointe Vincent (Figure 4). Ce chenal est entre le port industriel associé à l'usine et la passe du Duroc par laquelle on accède à la pleine mer. Le volume estimé des déblais extraits est de 7 300 000 m³ et se compose de vase, de boue et de sable jusqu'à des constructions coralligènes indurées (Allenbach *et al.*, 2010). Pour ce faire, Jan de Nul a utilisé 2 types de drague : une DAET (drague autoportée à élinde traînante) et une DE (drague excavatrice). La DAET est un navire qui aspire les matériaux présents au fond de l'eau à l'aide de tube (élinde) relié à un système de pompage.

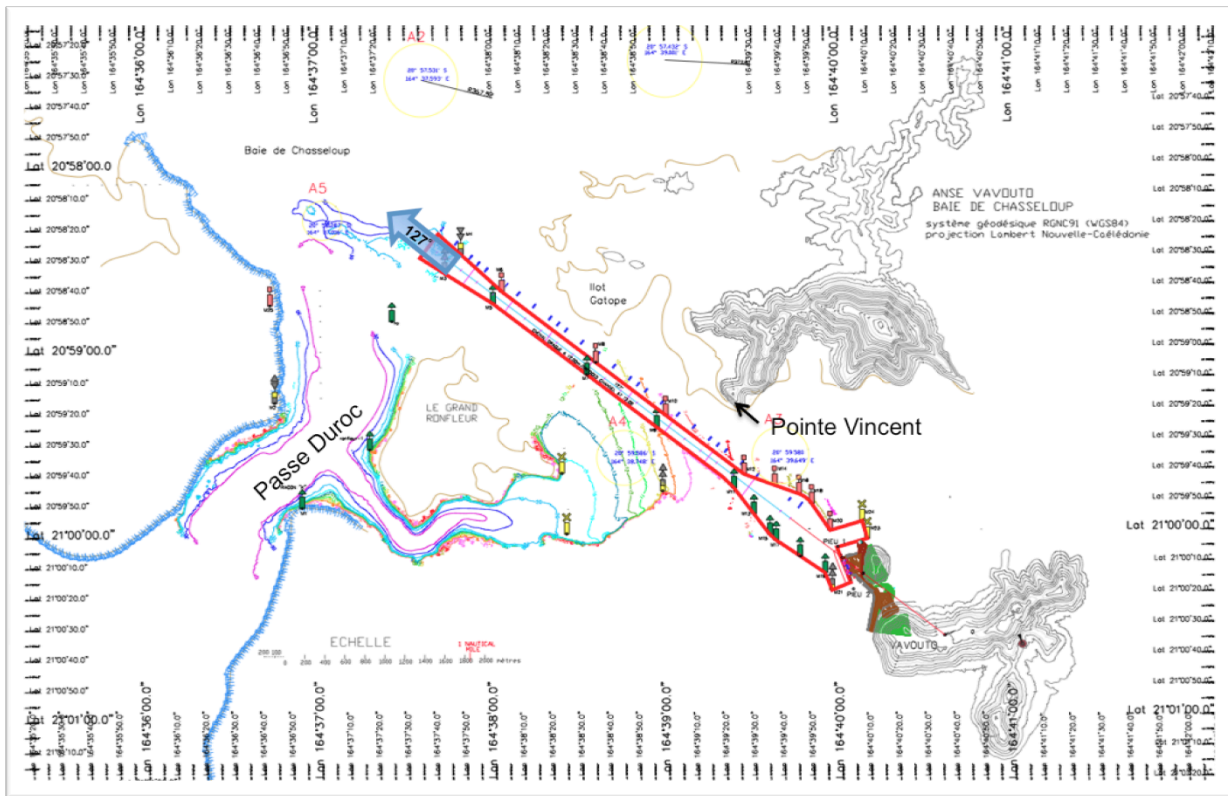


Figure 4 Emplacement du dragage et balisage du chenal dans le lagon de Voh.

Les matériaux extraits par cette technologie sont les sédiments meubles. Les matériaux étaient stockés à bord de cette drague porteuse d'une longueur de 99,5 m et d'une capacité de 3 700 m³ puis déchargés par clapage (ouverture de volets dans le fond des cales). La DE se présente sous la forme d'un ponton fixé au fond par des pieux, sur lequel est gréé une pelleteuse. La DE utilisée, d'une longueur de 64,9 m, a utilisé des godets de 15 à 40 m³ et accomplit 70 % du dragage. Cette drague permet de creuser les fonds durs et d'extraire des déblais volumineux et solides. La DE travaillait en association avec 2 barges à clapets (ou à fonds ouvrants) d'une longueur de 99,5 m et d'une capacité de 3 700 m³ chacune. Le site d'immersion des déblais est un carré de 1 km d'arête, situé à une distance de 5 km de la pente externe du récif barrière, au sud-ouest de la passe de Duroc sur des fonds supérieurs à 1 000 m (Annexe 2 et Figure 5).

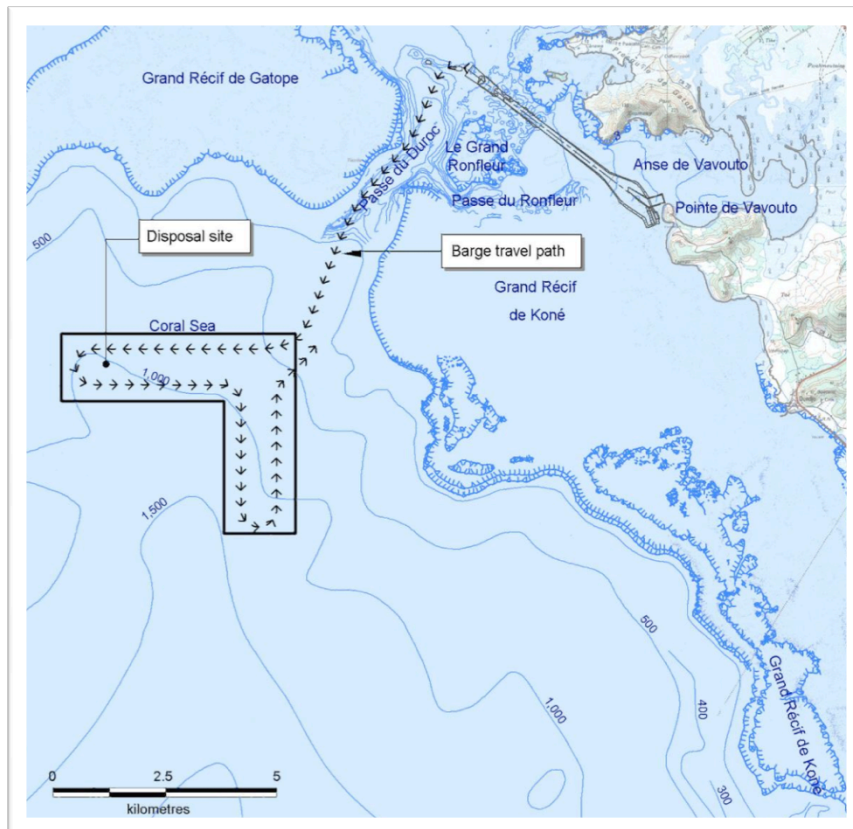


Figure 5 Trajet effectué par les dragues à clapet pour le déchargement des matériaux extraits du dragage (KNS)

Jusqu'à aujourd'hui, le lagon de Voh n'avait jamais connu de perturbation anthropique aussi importante. Soucieuse de limiter et quantifier l'impact environnemental, la société minière en charge du projet, Koniambo Nickel SAS (KNS), a mis en place un suivi environnemental marin quatre ans avant le début des travaux, qui perdurera pendant la phase d'exploitation. Ce suivi s'effectue dans deux zones : le lagon de Voh (zone dite : « sous l'influence du dragage ») et le lagon de Koné (zone dite : « de référence »). Ces deux zones ont des similitudes géomorphologiques et sont espacées de 10 milles nautiques (passe de Voh à passe de Koné, Figure 6). De plus KNS a fait effectuer des travaux de transplantation corallienne afin de délocaliser une partie des colonies coralliennes qui se trouvaient à l'endroit dragué. Les zones de réensemencement des colonies sont actuellement suivies (poissons, substrat) afin de noter leurs évolutions et montrent des résultats satisfaisants.

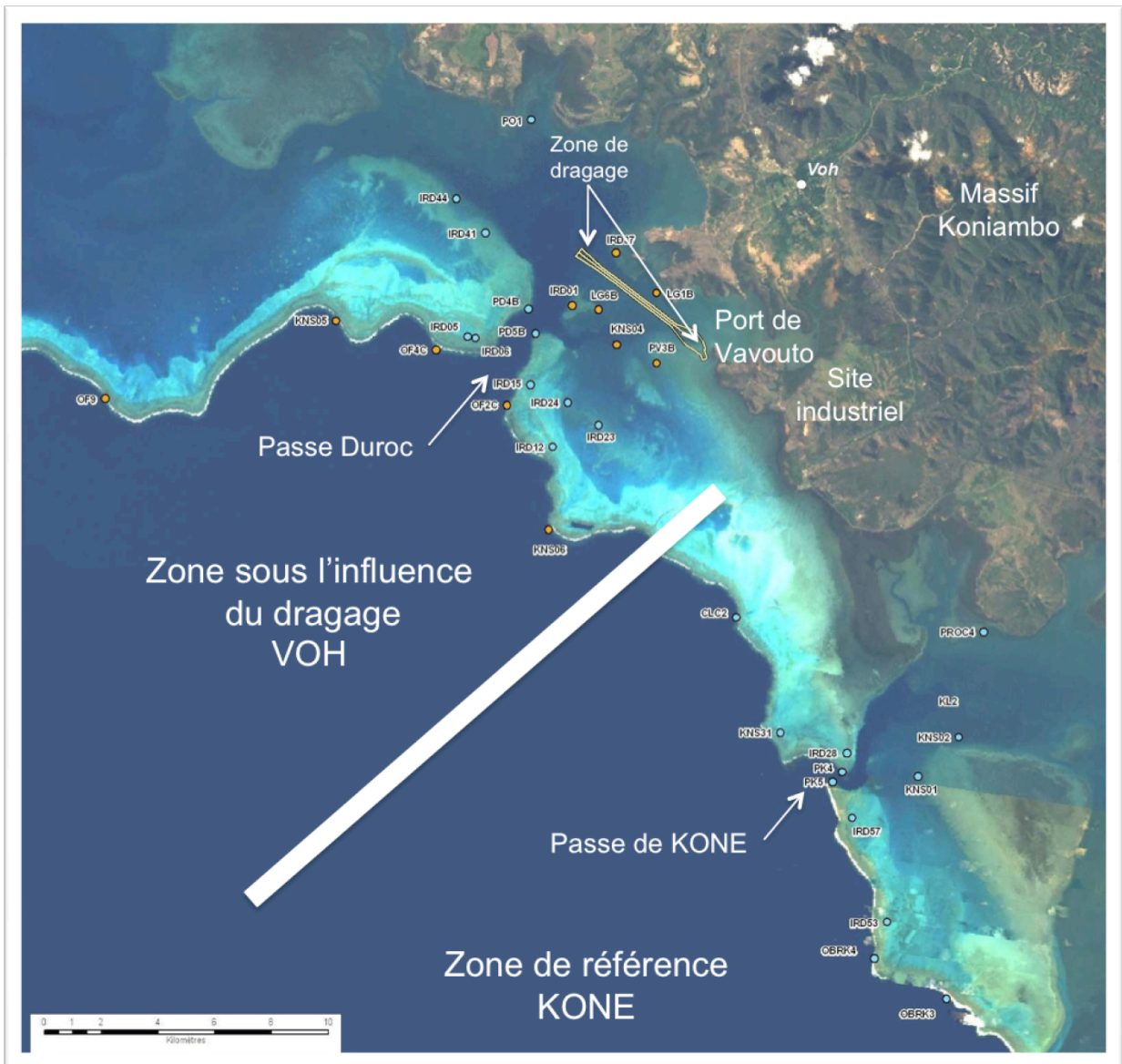


Figure 6 Vue aérienne des sites d'études : situation géographique des stations « corail » et « poissons » de la zone de Voh et Koné

3 Problématiques scientifiques

L'étude porte sur l'impact du dragage du chenal dans le lagon de Voh sur les communautés de poissons récifo-lagonaires en rapport avec la modification de leurs habitats. Aucune étude à ce jour n'a été effectuée en Nouvelle-Calédonie sur les précédents chantiers de ce type (Juncker *et al.*, 2006).

Plusieurs questions directement ou indirectement liées à cette thématique peuvent être abordées :

- Quelles perturbations le dragage peut entraîner sur les différents compartiments de l'environnement marin ?
- Quels sont les facteurs qui peuvent influencer la croissance du corail ?
- Quels liens entre l'habitat corallien et la faune ichtyologique sont affectés par la dégradation potentielle liée au dragage ?
- Comment peuvent réagir les communautés de poissons face à la dégradation de leur écosystème ?
- Quel peut être le rôle des poissons herbivores dans la résilience des récifs coralliens ?
- Quel peut être l'impact du dragage sur la distribution des peuplements de poissons ?

3.1 Quelles perturbations le dragage peut entraîner sur les différents compartiments de l'environnement marin ?

Les dragages engendrent des perturbations sur l'habitat considérées comme réversibles sur du long terme à irréversibles (Salvat, 1987; Salvat *et al.*, 1979; Chabanet *et al.*, 2005). La zone draguée subit un impact direct par la destruction et l'extraction du substrat et donc des communautés biologiques qui y vivent. Le dragage peut causer des dommages pendant et après les travaux par la mise en suspension de particules fines. Les colonies coralliennes ainsi que les étendues de sable avec leurs communautés peuvent être totalement détruites et l'impact sur l'environnement peut s'étendre bien au delà du site d'extraction lui-même (Salvat, 1987). Les travaux effectués dans le lagon de Voh ont pu augmenter le taux de particules fines dans la colonne d'eau. Ces particules fines peuvent rendre l'eau turbide entraînant une baisse de l'intensité lumineuse pouvant impacter les organismes qui ont une activité photosynthétique comme les zooxanthelles, les anémones, les bénitiers ou certains autres bivalves. Le dépôt de ces particules fines sur le fond peut avoir des impacts sévères sur les communautés coralliennes. Une colonie corallienne peut mourir en 1 ou 2 jours si elle se retrouve entièrement recouverte (Salvat, 1987). De même tout organisme sessile peut subir une perturbation plus ou moins forte en fonction de ses résistances aux apports en sédiments et de l'endroit où il se trouve par rapport au dragage et à la courantologie du lagon de Voh. Les sédiments peuvent devenir thixotropes, le chenal creusé devient alors un piège pour les échinodermes et les gastéropodes et impropre à toute fixation de larves benthiques (Salvat *et al.*, 1979; Salvat, 1987). Certaines zones qui se trouvaient à -2m de profondeur figurent après les travaux à -12m. La courantologie du lagon peut être bouleversée et peut générer des modifications sur les peuplements de poissons récifo-lagonaires.

Des études ont démontré que les dragages et les apports sédimentaires terrigènes ont un impact important sur les communautés des récifs frangeants et un impact négligeable sur la pente externe des îles hautes (Salvat *et al.*, 1979; Adjeroud *et al.*, 2002). Dans le chantier du lagon de Voh, les résidus du

dragage ont été évacués à l'extérieur du lagon à une distance de plus de 3 milles nautiques de la passe Duroc pour être déchargés sur des fonds de -1 000m à -1 500m. Le modèle de courantologie prévoyait que les particules fines n'impacteraient pas la pente externe à cette distance de la côte. Cependant, les eaux rendues turbides dans le lagon peuvent être amenées à en sortir suivant le cycle des marées. Les communautés associées de la pente externe à proximité de la passe de Voh (passe Duroc) pourraient donc subir une perturbation par les sédiments.

3.2 Quels sont les facteurs qui peuvent influencer la croissance du corail?

Les coraux scléactiniaires sont des organismes qui permettent l'édification des récifs coralliens. Les scléactiniaires hermatypiques sont de loin les madrépores les plus nombreux en Nouvelle-Calédonie (Lasne, 2007). De nombreux facteurs influent sur la croissance des ces coraux. La zooxanthelle a une activité photosynthétique et a donc besoin d'une certaine intensité lumineuse pour pouvoir survivre et jouer son rôle dans l'alimentation de son hôte. Le facteur « profondeur » joue donc un rôle important car il entraîne la diminution de l'intensité lumineuse, de la température et de l'exposition aux vagues. C'est pour cela que l'on trouve une plus grande diversité et un taux de recouvrement corallien dans la zone de 0 à 20m. Plus la profondeur augmente, plus la croissance des coraux, le taux de recouvrement total et le nombre d'espèces de coraux diminuent. Le facteur « lumière » est primordial au bon développement des coraux (Fabricius *et al.*, 2005). La sédimentation peut faire diminuer l'intensité lumineuse et perturber la croissance des coraux (Salvat *et al.*, 1979, Bessat *et al.*, 2008). De plus, les particules terrigènes se déposant à la surface des tissus coralliens, peuvent étouffer les polypes et les colmater. Certaines espèces sont toutefois davantage adaptées à ces conditions de turbidité et présentent des facilités à « se nettoyer » dans les zones à forte sédimentation comme les *Favia*, *Favites*, *Leptoria*, *Fungia*, *Platygyra*, *Goniastrea*, *Symphillia* et *Goniopora* qui présentent des polypes plus large (Salvat, 1987).

La température optimale de maintien en bonne santé des coraux est de 22-28°C. La tolérance de salinité vitale pour les coraux est comprise entre 27‰ et 40‰. La salinité de l'océan est de 36‰ en moyenne. Face à des stress d'origine naturelle (élévation de la température, forts coefficients de marée, prolifération d'*Acanthaster*, pluies torrentielles modifiant la salinité de l'eau) ou anthropique (pollutions, sédimentation terrigène, etc.), les coraux réagissent de manière variable selon l'intensité de la perturbation et l'espèce considérée. Ainsi, lorsque la température de l'eau de mer dépasse de manière prolongée la valeur maximale de tolérance, l'activité photosynthétique des zooxanthelles devient trop élevée et peut conduire les polypes à les expulser. La perte des algues symbiotiques entraîne un blanchissement de la colonie corallienne avec un ralentissement ou un arrêt des fonctions primaires comme sa croissance ou sa capacité de reproduction. Si le stress perdure, il y a mort totale ou partielle des colonies coralliennes, lesquelles sont rapidement recouvertes par des algues (Bigot *et al.*, 2000; Lasne, 2007). Si un stress prolongé ou intense se produisait dans le lagon de Voh, ces réactions pourraient se produire sur le corail.

3.3 Quels liens entre l'habitat corallien et la faune ichthyologique sont affectés par la dégradation potentielle liée au dragage ?

Plusieurs études ont montré une forte corrélation entre la complexité architecturale du substrat et la diversité des populations de poissons (Luckhurst et Luckhurst, 1978; Sano *et al.*, 1984; Galzin *et al.*, 1994; Chabanet *et al.*, 1997). Le taux de couverture en corail vivant a une influence positive sur la richesse spécifique des poissons (Sano *et al.*, 1984; Bell et Galzin, 1984). Le recouvrement en corail vivant semble être un facteur qui peut influencer la structure, l'abondance et la richesse spécifique des communautés de poissons récifaux (Bell et Galzin, 1984). Une étude (Chabanet *et al.*, 1997) réalisée à la Réunion a montré que la richesse spécifique et la diversité des assemblages de poissons sont corrélées avec plusieurs variables liées au corail. Ces variables sont la complexité architecturale du substrat (couverture en coraux branchus en particulier), la diversité, la richesse spécifique, l'abondance, la taille des colonies et le pourcentage de couverture corallienne vivante.

La faune ichthyologique est, selon un grand nombre d'études, étroitement liée aux particularités du substrat. Le dragage peut entraîner des changements rapides au niveau du substrat et amènent à se poser une autre question.

3.4 Comment peuvent réagir les communautés de poissons face à la dégradation de leur écosystème ?

De nombreuses espèces de poissons vivent en étroite association avec les coraux. La complexité structurale générée par le corail multiplie les niches écologiques utilisables par les organismes, notamment l'espace disponible de colonisation par les invertébrés dont se nourrissent les poissons. Le corail offre également un refuge et permet à différentes espèces juvéniles et adultes de se réfugier en cas de prédation (Bouchon-Navarro *et al.*, 1985 ; Chabanet *et al.*, 1997; Galzin et Harmelin-Vivien, 2000). Un écosystème corallien offre donc un refuge aux poissons planctonophages (Pomacentridae, Acanthuridae, Serranidae) ainsi qu'une source de nourriture aux poissons corallivores (Chaetodontidae, Monacanthidae) aux prédateurs d'invertébrés (Labridae, Pomacanthidae, Mullidae, Gobiidae), aux herbivores/détritivores (Scaridae, Acanthuridae, Siganidae, Pomacentridae, Blenniidae) ainsi qu'aux omnivores (Acanthuridae, Chaetodontidae, Pomacentridae, Blenniidae). Cette faune attire des poissons piscivores Carangidae, Sphyraenidae, Ludjanidae, Serranidae, Fistulariidae, Aulostomidae, complétant la chaîne trophique ichthyologique récifale.

Plusieurs études se sont penchées sur les modifications des populations des poissons en réaction à plusieurs types de perturbations (naturelles, anthropiques ou expérimentales) du substrat corallien. La plupart des études réalisées, suite à des perturbations du milieu corallien, ont fait apparaître une forte diminution des poissons corallivores après certains épisodes de blanchissement corallien (Kokita et Nakazono, 2001 ; Chabanet, 2002 ; Adjeroud *et al.*, 2002 ; Sano *et al.*, 2004), invasions d'*Acanthaster planci* (Sano, 1984 ; Bouchon et Navarro, 1985) et tempêtes tropicales (Halford *et al.*, 2004 ; Wantiez *et al.*, 2006 ; Guillemot., 2010). Les poissons papillons, notamment les corallivores stricts, semblent être les plus affectés par la mort des coraux (Bouchon-Navarro, 1985), le corail leur fournissant un abri et leur unique source de nourriture. Une corrélation significative positive entre le taux de recouvrement de corail vivant et l'abondance de Chaetodontidae corallivores a été notée dans plusieurs études. L'une d'elle

concernait deux baies dans le centre urbain de Nouméa (Bozec *et al.*, 2005) et une autre a été menée à Moorea (Bouchon et Navarro, 1985). Des corrélations significatives ont été trouvées entre la densité de Chaetodontidae et la diversité des communautés coralliennes ainsi que la couverture coralliennes (Bouchon et Navarro, 1989). De plus, il semble que la nourriture et l'abri qu'offrent les coraux branchus déterminent la distribution des Chaetodontidae (Bouchon et Navarro, 1985 ; Bouchon et Navarro, 1989). Des modifications au sein de la structure de la population de Chaetodontidae ont été observées suite à une invasion d'*Acanthaster planci* à Moorea qui a réduit par endroit de 50% le taux de recouvrement corallien. Les consommateurs exclusifs de coraux ont été supplantés par l'espèce *Chaetodon citrinellus* qui a un régime alimentaire mixte et consomme également des algues (Bouchon et Navarro, 1985) modifiant ainsi la structure trophique des peuplements de poissons. En Nouvelle-Calédonie la famille des Chaetodontidae représente un total de 36 espèces (Fricke *et al.*, 2011) dont 7 seraient strictement corallivores (étude sur les contenus stomacaux, Kulbicki com.pers.). Une baisse importante, voire une disparition des poissons corallivores exclusifs pourrait s'observer sur les stations les plus exposées aux perturbations du dragage (Sano *et al.*, 1984 ; Bouchon et Navaro, 1985, 1988 ; Lewis, 1998 ; ; Chabanet, 2002 ; Halford *et al.*, 2004 ; Sano *et al.*, 2004). Les Chaetodontidae corallivores sont supposés répondre à un déclin de la vitalité des coraux par des déplacements des secteurs perturbés vers des zones récifales où le corail est en bonne santé (Bozec, 2006). Il se peut que les stations en meilleur état aux alentours des stations plus dégradées, voient une recrudescence de ces poissons.

La mortalité corallienne peut modifier de différentes manières la structure trophique des peuplements de poissons. Suite à une perturbation, les colonies coralliennes qui meurent peuvent se retrouver très rapidement colonisées par des algues filamenteuses qui sont la préférence alimentaire de nombreuses espèces. Deux ans après un événement de blanchissement corallien, une étude réalisée à Mayotte a montré une augmentation des Acanthuridae suivant l'augmentation de la mortalité corallienne (Chabanet, 2002). Une autre étude menée en Tanzanie a montré une augmentation similaire suite à un événement de blanchissement corallien (Lindahl, 2001). En Nouvelle-Calédonie suite à un cyclone (Erica le 14 mars 2003) une étude a révélé une modification dans les assemblages des espèces de poissons ainsi qu'une baisse de la biomasse et de la richesse spécifique, suivant la diminution de la couverture du substrat en corail vivant (Wantiez *et al.*, 2006). Vingt mois après ce cyclone, les espèces de poissons herbivores et les poissons prédateurs de macroinvertébrés benthiques associés aux débris coralliens, remplaçaient les espèces associées au corail, qui caractérisaient les assemblages avant la perturbation. Les poissons herbivores semblent susceptibles de bénéficier de la mortalité des coraux, en profitant du turf algal proliférant sur les squelettes coralliens (voir chapitre suivant).

Dans le golfe d'Aqaba (Mer Rouge) une étude (Khalaf et Kochzuis, 2002) a montré certains changements dans la structure des communautés de poissons suite aux perturbations engendrées par une zone industrielle et portuaire qui ont entraîné une diminution de l'abondance des poissons de 50%. Une augmentation de l'abondance relative des poissons omnivores et détritivores ainsi qu'une diminution des poissons prédateurs d'invertébrés et piscivore ont été observées. La modification qui en résulte dans la composition trophique est l'augmentation relative des poissons planctonophages. Ces changements peuvent être la cause des effets synergiques de la construction côtière, la sédimentation, l'eutrophisation, la destruction des coraux et l'apport en métaux lourds sans qu'il soit possible de les distinguer (Khalaf et Kochzuis, 2002).

De nombreux poissons sont dépendants de la complexité architecturale du substrat. Plusieurs phases peuvent être observées après une perturbation (blanchissement, invasion d'*Acanthaster planci*, eutrophisation, sédimentation). Les colonies coralliennes meurent sur place, ce qui est la phase de blanchissement, puis les colonies sont recouvertes d'algues. Par la suite les anciennes colonies s'érodent et perdent en rugosité. En l'absence de recrutements coralliens, les zones fortement impactées deviennent des champs de débris coralliens. Suite à une invasion d'*Acanthaster planci* une étude (Sano *et al.*, 1987)

révèle que l'abondance des poissons de passage n'a pas significativement diminué sur les récifs vivants et morts encore en place mais a significativement diminué sur les récifs dominés par les débris coralliens. La biodiversité des poissons sédentarisés aux zones de l'étude a diminué sur les récifs morts avec peu de rugosité ainsi que sur les zones d'accumulation de débris coralliens. La destruction de l'habitat par l'appauvrissement de coraux et la simplification de la topographie du fond sont corrélées avec une nette diminution de la biodiversité et de la densité des poissons. Une autre étude (Sano *et al.*, 1984) a observé une diminution de l'abondance des poissons planctonophages, omnivores et herbivores après la destruction expérimentale de massifs de coraux branchus.

Le dragage a probablement impacté les colonies coralliennes à différents niveaux suivant les zones. La rugosité du fond, le recouvrement corallien et la richesse spécifique corallienne peuvent s'en trouver modifiés. Ces perturbations peuvent engendrer des modifications au sein de la structure trophique, de l'abondance, de la richesse spécifique et de la densité des communautés de poissons.

3.5 Quel peut être le rôle des poissons herbivores dans la résilience des récifs coralliens ?

En limitant la colonisation et la croissance des algues qui font obstacle au recrutement corallien, les poissons herbivores peuvent jouer un rôle critique dans la résilience des récifs coralliens (Green et Bellwood, 2009). Les poissons herbivores ont été classés dans 4 groupes fonctionnels de poisson de récif qui influent sur la résilience des récifs coralliens (Green et Bellwood, 2009). Les herbivores « racleurs » (*Scarus*, *Hipposcarus*) et les « extracteurs » de moins de 35 cm limitent la croissance des macroalgues au profit du recrutement corallien. Les herbivores « extracteurs » (*Bolbometopon muricatum*, *Cetoscarus bicolor*, *Chlorurus* spp.) ont un rôle similaire aux « racleurs » en plus d'être les principaux agents dans la bioérosion des récifs. Les herbivores « brouteurs » (*Centropyge* spp., *Zebbrasoma*, *Acanthurus* et *Siganus* spp.) pratiquent un pâturage intense des gazons algaux et limitent l'établissement des macroalgues. Les herbivores « navigateurs » (*Naso*, *Kyphosus* spp., *Platax* et Scaridae du genre *Calotomus* et *Leptoscarus*) jouent un rôle dans la régulation des macroalgues épiphytes qui peuvent, par leur croissance, empêcher le développement du corail.

Toutefois, les poissons herbivores semblent la plupart du temps incapables de limiter directement l'abondance des macroalgues une fois que celles-ci ont colonisé le substrat (Aronson et Precht, 2006 ; Paddock *et al.*, 2006). Ce serait le broutage du turf par les poissons herbivores qui maintiendrait les communautés algales dans un état de « succession initiale » (Carassou *et al.*, 2009) caractérisé par le maintien d'une forte pression de broutage qui limiterait la propagation des macroalgues (Paddock *et al.*, 2006).

En conclusion, les poissons herbivores pourraient avoir une fonction importante dans la résilience ou le maintien du bon état écologique des écosystèmes récifaux en régulant la quantité d'algues présente sur les récifs. Pour autant, l'effet positif supposé du broutage sur la résilience des écosystèmes récifaux est très variable en fonction des espèces de poissons herbivores et de coraux considérées (Miller et Hay, 1998). De plus, une étude en Nouvelle-Calédonie (Carassou *et al.*, 2013), a évalué l'efficacité de l'interdiction de pêche des poissons herbivores afin de renforcer la résilience des récifs coralliens face aux effets du changement climatique (cyclone, blanchissement coralliens). Une protection exclusive de toutes les espèces de poissons herbivores en Nouvelle-Calédonie ne serait pas capable d'atténuer les effets du changement climatique sur les récifs coralliens (Carassou *et al.*, 2013).

3.6 Quel peut être l'impact du dragage sur la distribution des peuplements de poissons ?

Les poissons obéissent à des variations temporelles cycliques propres à chaque espèce. Ces variations peuvent être nycthémérales, lunaires, liées aux marées ou saisonnières. Elles concernent le déplacement des peuplements de poissons dans la recherche d'habitat, de ressource alimentaire et de partenaire ou de site de reproduction. Ces variations cycliques peuvent être perturbées par des variations aperiodiques provoquées par des perturbations (naturelles ou anthropiques) suffisamment importantes pour modifier un environnement. La distribution spatiale des poissons s'établit en fonction de l'habitat, du biotope et du régime alimentaire et peut se fonder selon une distribution verticale et horizontale (Galzin et Harmelin-Vivien, 2000). La distribution verticale des espèces est précise et toutes les strates sont occupées. Les poissons se sont adaptés à tous les types d'habitats qu'ils occupent sur toute la verticalité de la colonne d'eau. La distribution des poissons sur un plan horizontal est influencée par les conditions hydrodynamiques et par divers facteurs de l'environnement récifal (richesse de la couverture des coraux, diversité des habitats, etc.). Plusieurs unités géomorphologiques peuvent être rencontrées du littoral à la pente externe (herbiers, récifs frangeants, fonds de lagon, récifs barrière, front récifal et pente externe). Ces différents biotopes fournissent des habitats propices au développement des espèces en fonction de leurs besoins cycliques (alimentaire, reproductif, abris contre la prédation). L'alimentation des poissons en milieu récifal s'adapte aux ressources du milieu. Les poissons agissent dans l'équilibre des milieux par leurs régimes alimentaires et par l'apport de nourriture qu'ils fournissent en tant que proie au niveau trophique supérieur. Les poissons herbivores permettent le recrutement corallien et d'algues calcaires par la régulation de la prolifération des algues sur les substrats nus. D'autres poissons peuvent agir dans le maintien de l'équilibre des milieux par leurs rôles dans la bioérosion de surface et dans la sédimentation (Galzin et Harmelin-Vivien, 2000).

La structure de répartition des espèces semble très complexe et subit de nombreuses variations en fonction des migrations ontogénétiques, des recrutements d'espèces, des migrations de frai, la recherche de nourriture et d'abris contre la prédation. L'organisation trophique des poissons et la répartition des peuplements de poissons sont soumis à un nombre important de facteurs qui pourraient être modifiés par les travaux du dragage. L'organisation trophique ainsi que la répartition des poissons pourraient subir des modifications sur le plan spatial et temporel.

4 Recherche proposée

L'objectif de cette étude est d'analyser les variations spatio-temporelles des communautés de poissons de la zone de VKP par la méthode du Before, After, Control, Impact, Paired, Series (BACIPS; Osenberg *et al.*, 1994). Le dragage risque en effet d'impacter la faune ichtyologique à plusieurs niveaux.

La méthode BACIPS a été choisie dans cette étude pour son efficacité à isoler un impact anthropique des variabilités naturelles ou autres sources de variations en prenant en compte l'état initial (avant impact) des sites échantillonnés. La méthode BACIPS permet de prendre du recul vis à vis de la disparité des habitats et de s'affranchir de la variabilité du milieu et du changement (s'il est saisonnier) des observateurs.

La difficulté dans ce genre d'étude réside dans la planification de l'échantillonnage. L'acquisition des données doit avoir lieu plusieurs fois dans le temps avant l'impact ; cet échantillonnage doit comprendre 2 zones suffisamment distantes pour que la zone de référence ne soit pas influencée par l'impact recherché et suffisamment proche pour qu'elles subissent les mêmes variations naturelles. Cette méthode demande des missions d'échantillonnages plus longues et qui commencent avant la perturbation. La mise en place de ce type d'études demande une logistique plus importante que celles d'études classiques qui ne comprennent pas de relevés dans une zone de référence ou dans l'avant période. Le suivi environnemental instauré par KNS avant le début des travaux, permet l'utilisation de la méthode BACIPS.

L'étude proposée prend en compte les données 2006-2007 pour l'avant impact, 2008 pour le début de l'impact et 2009-2010 pour l'après impact en sachant que le dragage a eu lieu de août 2008 à mars 2010. Une seule campagne a donc été échantillonnée après l'interruption des travaux (novembre 2010). Ces dates ont été retenues pour ne prendre en compte que les années où le suivi des stations s'est effectué sur des transects fixes (à partir 2006). La zone sous l'influence du dragage (lagon de Voh) se compose de 19 stations, la zone de référence (lagon de Koné) de 14 stations d'observations (Figure 7). Le choix du lagon de Koné comme zone de référence provient, d'une part, de sa proximité géographique avec des variabilités naturelles semblables dans les deux zones, de ces similitudes géomorphologiques avec le lagon de Voh et d'autre part de son isolement des travaux du dragage. Les stations des deux zones ont été positionnées sur différentes unités géomorphologiques (récifs frangeants, récifs réticulés, passes, récifs barrières externes et internes), (Figure 8). Les stations de la zone de référence ont été choisies pour représenter au mieux la zone sous l'influence du dragage aux niveaux biologique, physico-chimique et géomorphologique. Ces similitudes ainsi que la proximité géographique des deux zones permettent d'augmenter la puissance de l'étude BACIPS (Lison de Loma *et al.*, 2008)

5 Matériels et méthodes

5.1 Présentation de la zone d'étude

Un total de 33 stations est retenu dans cette étude. Ces stations sont réparties en 2 zones :

- la zone dite « sous l'influence du dragage » : elle regroupe dans et à l'extérieur du lagon de Voh 19 stations susceptibles de subir un impact dû aux travaux du dragage;
- la zone dite de « référence » : elle regroupe 14 stations dans et à l'extérieur du lagon de Koné. Ces stations ont été disposées de façon à représenter au mieux les stations de la zone « sous l'influence du dragage » aux niveaux biologique, physico-chimique et géomorphologique. Ces stations sont isolées de l'influence des travaux portuaires par leurs éloignements mais suggèrent que leurs proximités les contraignent aux mêmes variations naturelles. Deux stations de référence sont dans la zone sous l'influence du dragage; leurs emplacements les isolent de l'impact du projet (Figure 7).

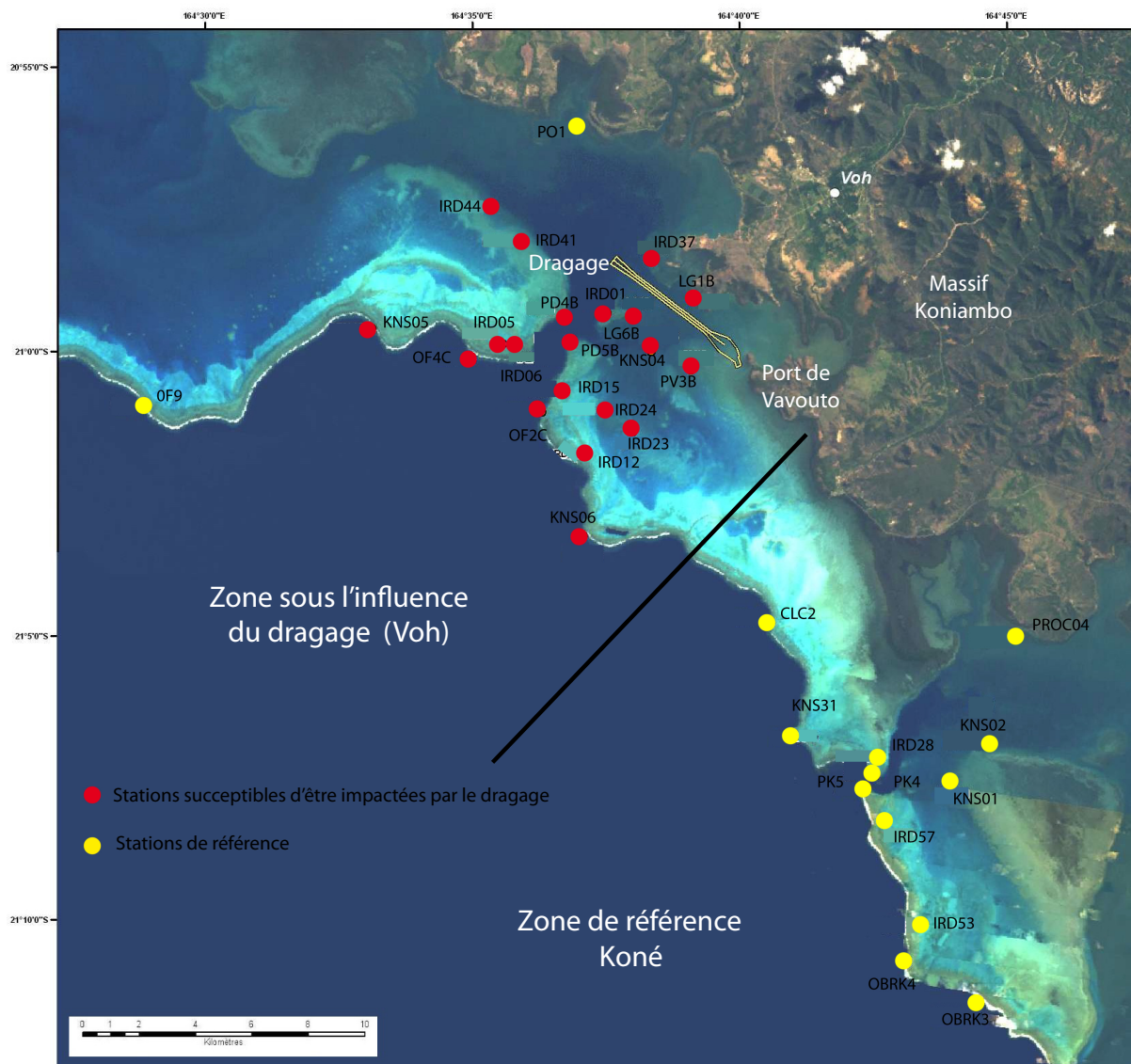


Figure 7 Emplacements des stations de référence (jaune) et des stations susceptibles d'être impactées par les travaux du dragage (rouge) sur l'ensemble de la zone d'étude. Cette carte donne le positionnement du chenal creusé (dragage), du port industriel de Vavouto et du massif exploité (Massif Koniambo)

Les stations de ces 2 zones sont disposées sur 5 unités géomorphologiques (Figure 8) :

- récif frangeant (4 stations) ;
- récif réticulé (10 stations) ;
- récif barrière interne (8 stations) ;
- passe (3 stations) ;
- récif barrière externe (8 stations).

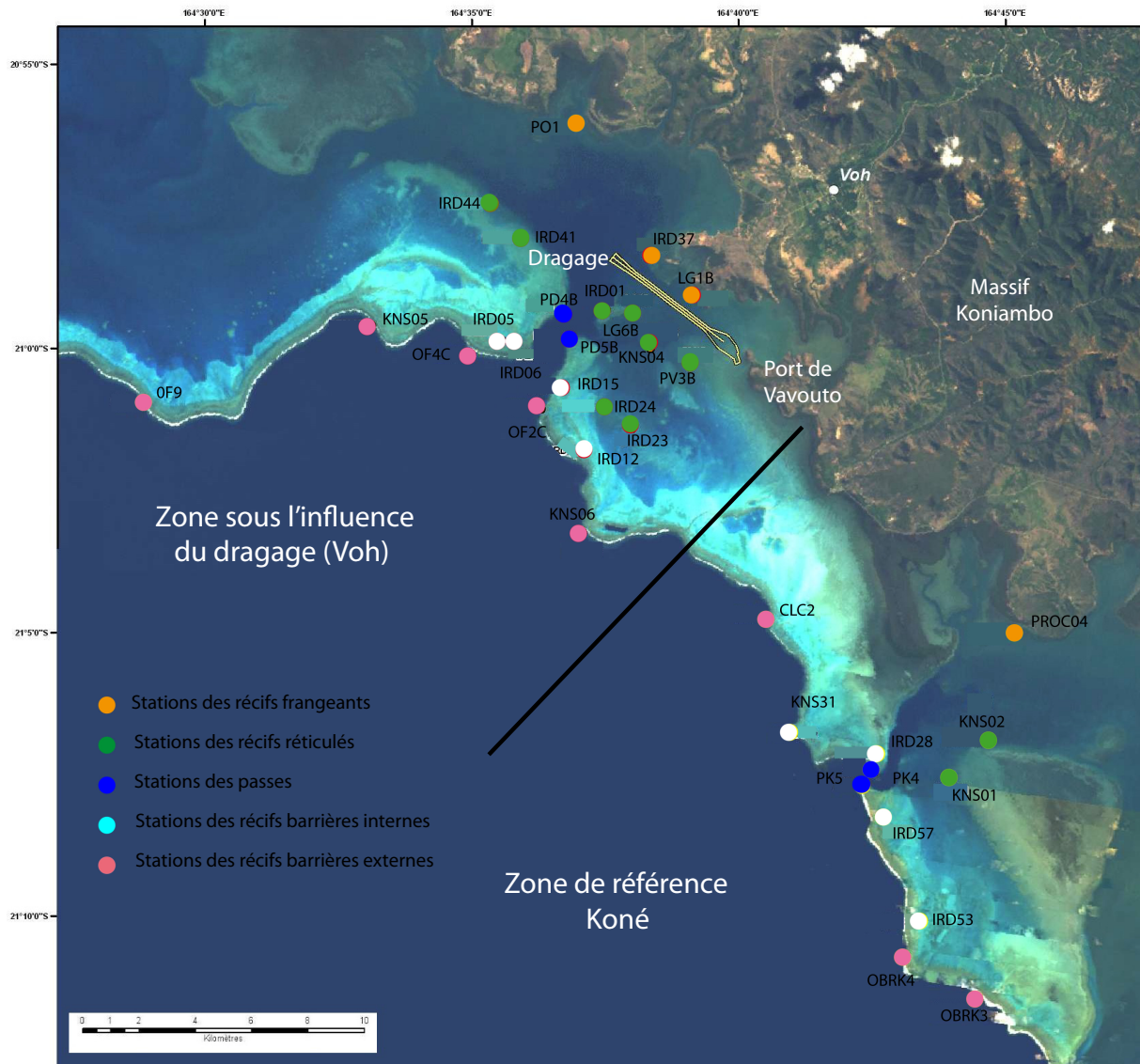


Figure 8 Positionnements des stations sur les 5 unités géomorphologiques sur l'ensemble de la zone d'étude

Pour l'analyse des données, les stations des 2 zones sont regroupées par unité géomorphologique. Toutes les données habitat et poisson sont interprétées par unités géomorphologiques à l'échelle « régionale » (zone sous l'influence du dragage + zone de référence) ou à échelle « locale » (zone sous l'influence du dragage uniquement).

Tableau 3 Regroupement des stations des deux sites en fonction de leurs répartitions sur les différents biotopes. OF9 et PO1 sont des stations de Voh, mais restent des stations de référence du fait de leur isolement par rapport aux travaux. Une abréviation de l'unité géomorphologique est entre parenthèse à côté. Elle sera utilisée ultérieurement pour le traitement des données et la présentation des résultats

Zone impactée/Voh	Zone de référence/Koné	Unités
PD4B	PK4-PK5	Passes (PAS)
KNS06-OF2C-OF4C-KNS05	CLC2-OBRK3-OBRK4-OF9*	Récifs barrières externes (RBE)
IRD05-IRD06-IRD12-IRD15	IRD28-IRD53-IRD57-KNS31	Récifs barrières internes (RBI)
IRD37-LG1B	PROC04-P01*	Récifs frangeants (RFR)
IRD01-IRD23-IRD24-LG6B-KNS04-IRD44-IRD41-PV3B	KNS01-KNS02	Récifs réticulés (RRE)

5.2 Caractéristiques du suivi environnemental marin

Le suivi marin mis en place permet l'échantillonnage de nombreuses données (substrat, poissons, invertébrés, caractéristiques physico-chimiques, turbidité) et 3 écosystèmes (récifs coralliens, herbiers et mangroves). Notre étude se focalise sur l'habitat et les poissons des récifs coralliens.

5.2.1 Suivi de l'habitat

Les stations de suivi font une longueur de 100 mètres pour une largeur de 5m. Dans ce couloir, 10 transects de 20 mètres sont répartis aléatoirement autour de l'axe central. L'habitat est échantillonné par la méthode du « Line Intercept Transect » (LIT ; English *et al.*, 1994). Les LIT s'effectuent sur les 10 transects de 20 mètres. Cette méthode, permet de calculer l'évolution du pourcentage de recouvrement du substrat par différentes formes de vie et de substrats abiotiques. Les catégories de substrat prises en compte figurent dans le Tableau 4 et sur la feuille de terrain substrat (Annexe 4).

Tableau 4 Catégories de substrats retenus pour l'échantillonnage et catégories utilisées pour l'analyse des données. La catégorie « CORAIL ABRI » regroupe certaines formes coralliennes augmentant la rugosité du fond. La catégorie « CORAIL VIVANT » englobe toutes les formes de Scléactiniaires hermatypiques. Les analyses du substrat ont été réalisées sur ces 8 catégories

Codes	Sous-catégories	Description	Catégories
DC	Corail mort	Couleur blanche	CORAIL MORT
DCA	Corail mort en place recouvert d'algue	Corail mort recouvert d'algue	
ACE	<i>Acropora</i> encroutant		CORAIL VIVANT
ACS	<i>Acropora</i> sub-massif		
ACD	<i>Acropora</i> digité	Branches en forme de doigts	
CM	Corail massif		
CE	Corail encroutant		
CS	Corail sub-massif		
CME	<i>Millepora</i>	Corail de feu	
CMR	<i>Fungia</i>	Corail solitaire	
ACT	<i>Acropora</i> tabulaire	Branches aplaties horizontalement	
ACB	<i>Acropora</i> branchu	Au moins 2 niveaux de branches	
CB	Corail branchu	Au moins 2 niveaux de branches	CORAIL ABRIS
CF	Corail foliacé	Corail en forme de feuille	
SC	Corail mou		CORAIL MOU
SP	Eponge		TOTAL AUTRE
ZO	Zooanthidae		
OT	Autres organismes	Ascidie, Anémones, Gorgones, Bénéitiers	
CA	Algues calcaires		ALGUES CALCAIRES
AA	Assemblage d'algues		TOTAL ALGUE
HA	<i>Halimeda</i>		
MA	Macrophyte		
TA	Turf algaire		
S	Sable	Particules <2cm	ELEMENTS ABIOTIQUES
R	Débris	Particules >2cm	
SI	Vase		
WA	Crevasse	Crevasse de plus de 50 cm	
RCK	Roches et Dalles		

L'axe central est matérialisé par des piquets à ailettes au début de l'axe (0 mètre), au milieu (50 mètres) et à la fin (100 mètres). Ces piquets permettent un repérage plus facile de la station pour sa mise en place. Des fers à bétons sont disposés tous les dix mètres entre les piquets à ailettes. Des étiquettes en PVC sont fixées sur chaque piquet de l'axe central (A01 à A11). Les transects de vingt mètres disposés autour de l'axe central, sont matérialisés par cinq fers à bétons disposés tous les cinq mètres. Des étiquettes permettent d'identifier les différents transects (T01.1 à T01.5...T10.1 à T10.5). Pour la prise de données substrat, des bouts (corde en polyester de 5mm diamètre) sont mis en place sur l'axe central et sur les dix transects. Ces bouts passent par tous les piquets de l'axe central et des dix transects. Ils servent de support pour positionner les pentadécamètres avec des pinces à linge. Cette méthode a été mise en place pour une prise de données plus précise en cas de courant ou de houle. La prise de données s'effectue toujours au même emplacement et permet d'optimiser le suivi temporel.

L'analyse des données obtenues au cours du programme de caractérisation initiale du milieu marin a montré que l'utilisation de 10 transects de 20m de long (Figure 9 et Annexe 5), sur chaque station, offrait suffisamment de puissance statistique permettant de discerner les variations de la couverture des différentes catégories de substrat (Sarramegna com.pers.).

Pour caractériser l'évolution spatio-temporelle du substrat, l'étude prendra en compte les 10 transects échantillonnés sur chaque station afin d'avoir un aperçu le plus juste possible.

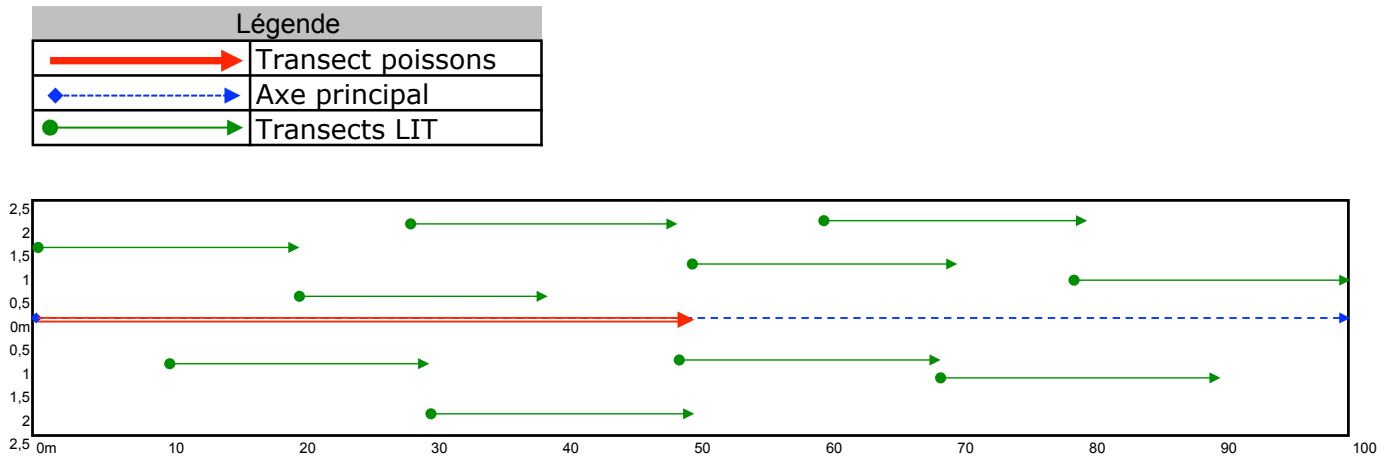


Figure 9 Plan d'une station d'échantillonnage du suivi sous-marin de VKP

Les stations sont échantillonnées annuellement au mois de novembre. Les prises de données s'effectuent sur un maximum de 4 semaines afin de respecter la saisonnalité. Pour ce faire, une équipe de plongeurs est chargée des relevés LIT.

L'habitat est analysé à partir des 29 sous-catégories prises en compte lors des missions d'échantillonnages sous-marins. Afin d'optimiser le traitement des données du substrat, des regroupements de certaines variables ont été effectués en 8 catégories (Tableau 4). Un total de 8 catégories regroupe toutes les sous-catégories. Le recouvrement en corail vivant est divisé en 2 catégories : corail abri et corail vivant. La catégorie « corail abri » regroupe les formes coralliennes qui augmentent la rugosité du substrat et créent des abris pour les poissons (*Acropora* tabulaire, *Acropora* branchu, corail branchu et corail foliacé). La catégorie « corail vivant » regroupe la catégorie « corail abri » et toutes les autres formes coralliennes (*Acropora* encroutant, *Acropora* digité, *Acropora* submassif, corail massif, corail submassif, corail encroutant, *Millepora* et Fungiidae).

5.2.2 Echantillonnage des poissons

Les poissons sont inventoriés par observations visuelles en plongée (méthode du distance sampling, Buckland *et al.*, 1993 ; Kulbicki et Sarramegna 1999; Labrosse *et al.*, 2003) sur les 33 stations. L'échantillonnage de l'ichtyofaune s'effectue durant la même période que les prises de données habitat (mois de novembre) mais pas simultanément. Une à deux équipes de plongeurs sont réparties sur un à deux bateaux. Les équipes sont composées de : 1 pilote/sécurité surface, un compteur qui inventorie les poissons dit « commerciaux » (espèces potentiellement consommables en Nouvelle-Calédonie ou à un autre endroit du Pacifique, généralement des espèces de taille moyenne supérieure à 15 cm) et un compteur qui inventorie les poissons « non-commerciaux » (espèces de taille moyenne inférieure à 15 cm). Les listes de poissons commerciaux et non commerciaux sont établies par avance (Annexe 6).

Le comptage se fait sur les 50 premiers ou derniers mètres de l'axe central des stations de suivi corallien (Figure 9). Les 50 mètres qui sont inventoriés ont été établis à l'initialisation du suivi environnement de KNS pour chaque station. Le compteur de poissons « commerciaux » se met à l'eau le premier et accroche un pentadécamètre sur le piquet A01 de la station, qu'il va déployer au fur et à mesure du comptage jusqu'au piquet A06 qui délimite les 50 mètres du milieu de la station. Le compteur

de poissons « non-commerciaux » se met à l'eau 5 minutes après. Certains poissons « commerciaux » peuvent être méfiants en raison de la pêche, ou mobile. Le compteur de poissons commerciaux aura plus de chance de les observer en partant le premier. Les poissons « non-commerciaux » sont le plus souvent inféodés à un petit secteur et se déplacent moins malgré la présence et le bruit occasionné par les plongeurs. Les plongeurs enregistrent également la visibilité horizontale (Annexe 7). Sur chaque station, le transect de 50 m est découpé en 5 secteurs de 10 m (Figure 10).

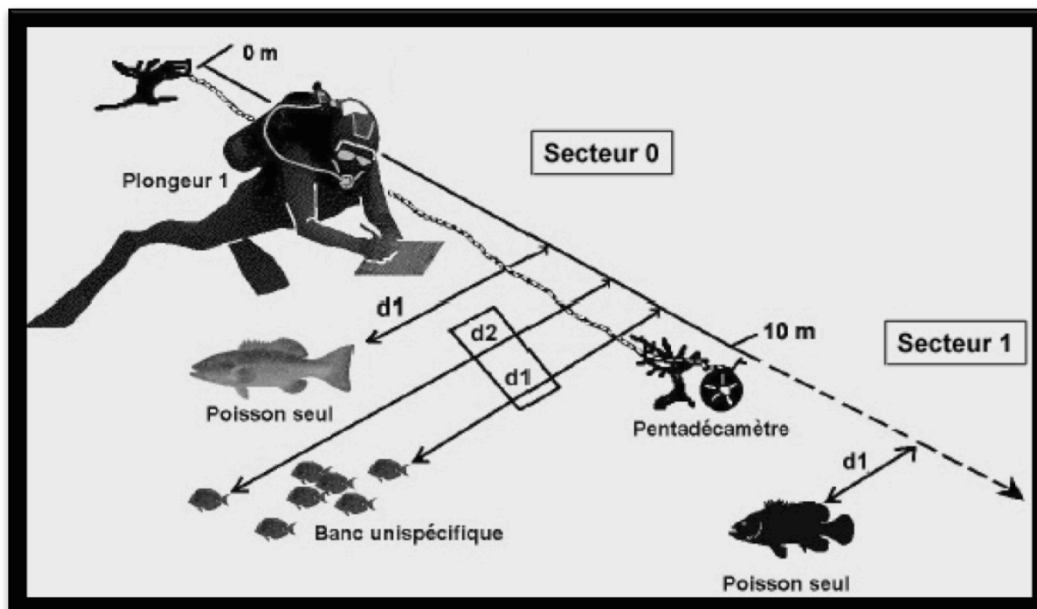


Figure 10 Schéma du déroulement du comptage des poissons en plongée (source : Clua, 2004)

Les deux plongeurs progressent le long du transect et enregistrent tous les poissons observés. Ils notent pour chaque observation de poisson :

- l'espèce ;
- le nombre d'individus ;
- la longueur moyenne des individus (Longueur à la fourche LF en cm). La précision des estimations en plongée est : poissons de 1 à 10cm : 1cm ; de 11 à 30 cm : 2 cm ; 31 à 80 cm : 5 cm ; au-delà de 80 cm : 10 cm ;
- la distance perpendiculaire, en mètres, des poissons au transect (dans le cas d'un banc ou d'un groupe de poissons, le plongeur note la distance du poisson le plus proche d1 et du poisson le plus éloigné d2). La précision de ces estimations est de 1m pour la tranche 0-5m, de 2m entre 5 et 10m et de 5 m au-delà sachant que les poissons ne sont jamais notés au-delà de 20m ;
- le secteur du transect dans lequel le poisson est observé.

Cette méthode de comptage permet d'optimiser les données récoltées. Les plongeurs ne comptent pas les mêmes espèces de poissons ; les poissons commerciaux sont généralement plus gros et en perpétuel mouvement. Leur échantillonnage demande une attention très particulière et une estimation rapide pour détecter les poissons de passage ou ceux qui se tiennent à distance. Les poissons non commerciaux, dépassent rarement les 15 cm, se déplacent moins que les poissons commerciaux mais sont généralement plus nombreux et plus diversifiés. Bien que le protocole de comptage reste le même pour les plongeurs (observation du transect vers la limite de visibilité, priorité aux espèces les plus abondantes, progression de 3 mètres par 3 mètres, distance de la première observation du poisson ; Labrosse, 2003), la spécificité comportementale du poisson demande une adaptation technique suivant les poissons (commerciaux ou non commerciaux) à échantillonner. Les plongeurs peuvent ne pas avoir la même

position dans l'eau, le compteur de poissons commerciaux peut se trouver légèrement plus décollé du fond afin de pouvoir détecter les poissons méfiants, de passage ou ceux qui restent à distance. L'habilité à identifier les espèces, de même que l'efficacité à les quantifier est bien meilleure que si les plongeurs devaient prendre en compte toutes les espèces en même temps.

5.2.2.1 Catégories alimentaires des poissons

Les contenus stomacaux de 43 000 spécimens de poissons prélevés (609 espèces) dans leurs milieux naturels lors d'importantes campagnes de pêche ont été examinés pour le régime alimentaire (Kulbicki, 1997). Une synthèse bibliographique sur l'alimentation des poissons récifaux, a permis de référencer et de standardiser les régimes alimentaires de 1 385 espèces de poissons (Kulbicki, 1997). La précision de ces analyses a permis d'identifier environ une centaine de proies.

Ces catégories alimentaires définissent des catégories trophiques : piscivores, macrocarnivores, microcarnivores, zooplanctonophages, autres planctonophages, herbivores, brouteurs, corallivores et détritivores. Le pourcentage des 9 aliments standards (

Tableau 5) est utilisé pour déterminer la composition moyenne de la ration alimentaire de chaque espèce.

Tableau 5 Classes d'aliments choisis pour décrire la structure trophique des communautés (Kulbicki, 1997)

Classe	Description
Necton	Poissons (larves et œufs exceptés), parties de poissons (écailles, mucus), calmars
Macrozoobenthos	Tout invertébré benthique de plus de 8mm de longueur, y compris les organismes sessiles tels que les éponges, les ascidies et les tuniciers à l'exception des cnidaires
Microzoobenthos	Tout invertébré ne dépassant pas les 8mm. Inclut les polychètes et les fragments d'invertébré inférieur à 8mm. Les ectoparasites de poisson inclus
Zooplancton	Tout organisme animal de pleine eau, (larves et œufs inclus) à l'exception du necton
Autre plancton	Tout organisme dérivant dans la colonne d'eau qui n'entre pas dans la catégorie necton
Macroalgues	Phanérogame marine et algues de grande taille. Algues dérivantes inclus à l'exception des très petits fragments classés comme détritus
Microalgues	Cyanophycées, algues encroûtantes et calcaires, diatomées benthiques
Corail	Tout organisme appartenant à l'embranchement des cnidaires
Détritus	Matière organique en suspension dans la colonne d'eau ou présente sur le fond

Cette composition moyenne est utilisée pour déterminer la contribution de chaque espèce à chaque catégorie trophique. Ainsi, un poisson qui mange 10% de necton et 90% macrozoobenthos, sera compté pour 10% dans la catégorie piscivore et 90% dans la catégorie macrocarnivores. Cette méthode permet de prendre en compte la participation d'une espèce à plusieurs groupes trophiques. Cette base de

données a été formatée et intégrée dans la Base Inventaire Piscicole (BIP) du laboratoire Environnement de la Mine aux Récifs (EMR). La richesse spécifique, la densité et la biomasse de chaque espèce de poisson a été répartie proportionnellement à leur contribution dans les différents groupes trophiques (Tableau 6) .

Tableau 6 Calculs de la richesse spécifique, la densité et la biomasse des différentes catégories trophiques. Dans la colonne « Pourcentage », les lettres représentent le pourcentage de la catégorie d'aliment consommé par l'espèce : A=Necton/Piscivore ; B=Macrozoobenthos/Macrocarivore ; C=Microzoobenthos/Microcarivore ; D=Zooplancton/Zooplanctonophage ; E=Autres-plancton/Autres-planctonophage ; F=Macroalgues/Herbivores ; G=Microalgues/Brouteurs ; H=Corail/Corallivores ; I=Détritus/Détritivores.

Genre	Espèce	Densité totale	Pourcentage									Densité								
			A	B	C	D	E	F	G	H	I	A	B	C	D	E	F	G	H	I
<i>Acanthurus</i>	<i>lineatus</i>	0,002	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0,002	0	0	
<i>Acanthurus</i>	<i>xanthopterus</i>	0,001	0	0	5	0	0	10	75	0	10	0	0	0,00002	0	0	0,00005	0,0004	0	0,00005
<i>Plectroglyphidodon</i>	<i>dickii</i>	0,016	0	0	20	5	0	0	50	15	10	0	0	0,0032	0,0008	0	0	0,0081	0,0024	0,0016
Genre	Espèce	Biomasse totale	Pourcentage									Biomasse								
<i>Acanthurus</i>	<i>lineatus</i>	0,181	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0,18066	0	0	
<i>Acanthurus</i>	<i>xanthopterus</i>	0,638	0	0	5	0	0	10	75	0	10	0	0	0,0319	0	0	0,0638	0,47848	0	0,063797
<i>Plectroglyphidodon</i>	<i>dickii</i>	0,095	0	0	20	5	0	0	50	15	10	0	0	0,01909	0,00477	0	0	0,04773	0,01432	0,009546
Genre	Espèce	RS totale	Pourcentage									Richesse spécifique								
<i>Acanthurus</i>	<i>lineatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Acanthurus</i>	<i>xanthopterus</i>	1	0	0	5	0	0	10	75	0	10	0	0	0,05	0	0	0,1	0,75	0	0,1
<i>Plectroglyphidodon</i>	<i>dickii</i>	1	0	0	20	5	0	0	50	15	10	0	0	0,2	0,05	0	0	0,5	0,15	0,1

5.2.2.2 Regroupement des catégories alimentaires

Les 9 différentes catégories alimentaires, sont regroupées en 5 groupes afin de simplifier l'analyse :

- les piscivores ;
- les prédateurs d'invertébrés ;
 - macrozoobenthos + microzoobenthos ;
- les planctonophages ;
 - zooplanctons + autres planctons ;
- les herbivores ;
 - macroalgues + microalgues + détritus ;
- les corallivores.

5.3 Récapitulatif des prises de données

Durant les 5 ans de l'étude les 34 stations ont presque toutes été échantillonnées, mises à 2 exceptions près : en 2010 LG1B (zone sous l'influence du dragage) et PROC04 (zone de référence) n'ont pas pu être échantillonnées au niveau des poissons. Cette même année, PROC04 n'as pas pu être échantillonnée pour le substrat. Ces stations n'ont pas pu être échantillonnées en novembre 2010 par un manque de visibilité du à de fortes pluies à cette période. Afin de ne pas déséquilibrer le protocole, PROC04 a été retenu dans le design sur toute la durée de l'étude. Une station de référence en récif barrière externe (OF9) ainsi qu'une station du site sous l'influence du dragage (PD5B) dans la passe ont été mises en place en 2008, deux ans après le début du suivi. Le choix d'incorporer OF9 a partir de 2008 a été pris car 3 stations étaient déjà existantes sur cette unité géomorphologique de la zone de référence et que son rajout ne déséquilibrerait pas le protocole (Tableau 7).

Tableau 7 Présentation des prises de données sur toutes les stations de la zone d'étude pendant les 5 premières années du suivi marin. La colonne Statut indique si la station est de référence « C » ou impactée « I ». La colonne Unité indique les 5 unités géomorphologiques : récif barrière externe (RBE), récif réticulé (RRE), récif barrière interne (RBI), récif frangeant (RFR) et passe (PAS). Les cases rouges indiquent les années ou les prises de donnée « poisson » ou « substrat » sur les stations n'ont pas eu lieu ou ne sont pas prises en compte

Statut	Unité	Stations	nov-06	nov-07	nov-08	nov-09	nov-10	nov-06	nov-07	nov-08	nov-09	nov-10
			poisson	poisson	poisson	poisson	poisson	substrat	substrat	substrat	substrat	substrat
C	PAS	PK4	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
C	PAS	PK5	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
C	RBE	CLC2	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
C	RBE	OBRK3	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
C	RBE	OBRK4	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
C	RBE	OF9	non	non	ok	ok	ok	non	non	ok	ok	ok
C	RBI	IRD28	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
C	RBI	IRD53	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
C	RBI	IRD57	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
C	RBI	KNS31	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
C	RFR	PO1	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
C	RFR	PROC04	ok	ok	ok	ok	non	ok	ok	ok	ok	non
C	RRE	KNS01	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
C	RRE	KNS02	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
I	PAS	PD4B	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
I	RBE	KNS05	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
I	RBE	KNS06	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
I	RBE	OF2C	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
I	RBE	OF4C	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
I	RBI	IRD05	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
I	RBI	IRD06	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
I	RBI	IRD12	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
I	RBI	IRD15	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
I	RFR	IRD37	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
I	RFR	LG1B	ok	ok	ok	ok	non	ok	ok	ok	ok	ok
I	RRE	IRD01	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
I	RRE	IRD23	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
I	RRE	IRD24	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
I	RRE	IRD41	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
I	RRE	IRD44	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
I	RRE	KNS04	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
I	RRE	LG6B	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
I	RRE	PV3B	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok
I=19	8*RRE	4*RBI	2*RFR	1*PAS	4*RBE							
C=14	2*RRE	4*RBI	2*RFR	2*PAS	4*RBE							

Le suivi environnemental sous-marin de KNS est réalisé après un appel d'offre pour une période minimum de 2 ans. La présente étude repose sur les données récoltées sous la responsabilité de 2 bureaux différents (Annexe 3). Le premier bureau d'étude a contribué à la prise des données en novembre 2006 et 2007, le second en novembre 2008, 2009 et 2010. En novembre 2008, les équipes chargées du LIT sont passées de 6 observateurs à 11 observateurs. Sur ces 11 plongeurs uniquement 2 avaient participé aux relevés LIT des missions précédentes. Le bureau d'étude en charge du suivi à partir de 2008 a mis en place, en collaboration avec KNS, des formations afin d'homogénéiser les prises de données LIT.

Pour l'observation des poissons, 6 observateurs sont intervenus pour l'échantillonnage de 2006 et 2 observateurs pour l'année 2007. Plusieurs stations en 2007 ont été échantillonnées par un seul plongeur chargé d'inventorier les poissons commerciaux et non commerciaux (Annexe 6). A partir de 2008, le nombre d'observateurs de l'ichtyofaune était de quatre plongeurs (2 commerciaux et 2 non commerciaux).

Ces variations au niveau des équipes ont déstabilisé certaines analyses.

5.4 Traitement des données

5.4.1 Traitement des données de l'habitat

Le calcul des pourcentages de recouvrement pour chacune des sous-catégories de substrat (Tableau 4) se fait en divisant la longueur d'occurrences (x) de la catégorie considérée par la longueur du transect (20 mètres). Le total pour chaque année du suivi des 28 sous-catégories pour les 10 transects composant chaque station est divisé par 200 (10 transect de 20m). La valeur du pourcentage obtenu est utilisée directement comme variable statistique :

$$\% \text{ recouvrement} = (x/200)$$

Le traitement des données pour le substrat est effectué à plusieurs échelles et par différentes méthodes statistiques :

- la première analyse est réalisée à l'échelle régionale et donne un descriptif général (stations de la zone sous l'influence du dragage + stations de la zone de référence) pour les 5 unités géomorphologiques. Cette analyse permet pour chaque unité de visualiser l'évolution temporelle des 8 variables substrat ;
- la seconde analyse est effectuée à l'échelle locale (uniquement sur les stations sous l'influence du dragage) et analyse les évolutions temporelles durant les 5 ans de l'étude en prenant en compte les 5 unités géomorphologiques séparément ;
- la troisième analyse est à l'échelle régionale et quantifie les liens entre les 8 variables substrats testées et les 18 variables poissons. Cette analyse ne prend pas en compte les unités géomorphologiques mais l'ensemble des stations de Voh et de Koné ;
- la quatrième analyse est un BACIPS à l'échelle régionale. Cette analyse s'est basée sur les moyennes par unités géomorphologiques, campagnes et zones. Elle permet d'identifier les éventuels impacts causés par le projet sur la zone de Voh ;
- la dernière analyse est un BACIPS à l'échelle dite « locale ». Cette analyse est analogue à la précédente mais les évolutions sont évaluées par unités géomorphologiques afin de détecter un éventuel impact dans la zone sous l'influence du dragage.

5.4.2 Traitement des données ichtyologiques

La densité et la biomasse peuvent se calculer de différentes façons. Dans cette étude, nous utilisons une méthode d'échantillonnage des poissons sur des transects avec distances variables (Kulbicki et Sarramegna, 1999). L'estimation de la densité et de la biomasse repose sur le calcul d'une distance moyenne pondérée « dm » des individus au transect. Si un individu est noté à une distance perpendiculaire de 2 mètres par rapport au transect, il sera considéré comme ayant été vu entre 2 et 3 mètres, c'est-à-dire $2+0,5=2,5$ mètres. Dans le cas de bancs, la distance perpendiculaire du poisson i au transect devient :

$$d_{ij} = \frac{(d1 + d2)}{2}$$

Pour une espèce j , la distance moyenne pondérée est donnée par :

$$dm_j = \frac{\sum_{i=1}^p n_{ij}(d_{ij} + 0,5)}{\sum n_{ij}}$$

P : nombre total d'observation de l'espèce j (une observation peut comporter plusieurs individus)

n_{ij} : nombre de poissons de l'observation i ;

d_{ij} : distance perpendiculaire des poissons de l'observation i au transect ;

Nous pouvons obtenir la densité estimée :

$$D_j = \frac{\sum_{i=1}^p n_{ij}}{Si \cdot dm_j \cdot L}$$

L : longueur du transect.

Si : nombre de coté ou sont comptés les poissons par rapport au transect (2 dans notre étude).

Et la biomasse estimée :

$$B_j = \frac{\sum_{i=1}^p n_{ij} \cdot W_{ij}}{S_i \cdot d_{mj} \cdot L}$$

W_i : poids estimé du poisson i à partir des relations longueur/poids.

Des relations taille-poids ont pu être déterminées pour un grand nombre d'espèces de poissons de Nouvelle-Calédonie (Kulbicki *et al.*, 1993). Ces relations ont été utilisées pour estimer le poids (W) des individus à partir de leur taille (L) :

$$W_i = aL_i^b$$

Les paramètres (a et b) sont caractéristiques de chaque espèce et proviennent de Kulbicki *et al.*, (1993), Letourneur *et al.*, (1998) et de la base de donnée de l'IRD « FISHEYE » (Labrosse *et al.*, 1997).

Afin de minimiser les biais introduits par certaines espèces de grande taille dans le calcul de donnée des biomasses, les requins et les raies ne sont pas pris en compte dans le calcul de cette métrique.

Les stations ont été regroupées en fonction des différentes unités géomorphologiques (Tableau 3). Cependant pour les analyses de l'évolution temporelle, les unités géomorphologiques représentées par une seule station durant une ou plusieurs campagnes (Tableau 7) ont été couplées avec les stations de l'unité géomorphologique la plus proche de manière à conserver un gradient côte-large et à pouvoir réaliser des analyses statistiques. Le récif frangeant a été regroupé avec les récifs réticulés et la passe avec le récif barrière externe.

Les analyses poissons sont effectuées à plusieurs échelles :

- la première analyse est à l'échelle régionale et comprend l'ensemble des stations de Voh et de Koné. Les 18 variables poissons sont analysées pour les 5 unités géomorphologiques et permettent l'observation des tendances des peuplements de poissons en terme de richesse spécifique, de densité et de biomasse, totales et pour les différentes catégories alimentaires ;
- la seconde analyse est à l'échelle locale et décrit la zone sous l'influence du dragage. Les variations annuelles ont été analysées sur les 5 années de l'étude pour toutes les variables poissons et les 5 unités géomorphologiques ;
- la troisième analyse concerne les liens entre les 18 variables poissons avec les 8 variables substrats. Cette analyse ne prend pas en compte les unités géomorphologiques mais l'ensemble des stations de Voh et de Koné ;
- la quatrième analyse est un BACIPS à l'échelle « régionale ». Elle permet d'identifier les éventuels impacts causés par le projet sur la zone de Voh. Cette analyse ne prend pas en compte les différentes unités géomorphologiques et s'applique à toutes les variables poissons ;
- la cinquième analyse est un BACIPS à l'échelle dite « locale ». Elle permet l'identification des éventuels impacts pour les différentes variables poissons dans chacune des 5 unités géomorphologiques de la zone de Voh.

5.4.3 Analyses statistiques

Les liens entre variables ont été quantifiés à l'aide de corrélations de Pearson. Les évolutions temporelles ont été analysées par Anova ou test de Kruskal-Wallis. Un test a posteriori de Tukey HSD a été utilisé en cas d'Anova significative pour identifier la source des différences. Toutes les inférences statistiques ont été faites au seuil de 5%.

Pour les analyses de variances (Anova) concernant l'habitat, les données de chaque variable originale (%) ont subi une transformation « arcsinus », (Tableau 8). L'homogénéité des variances a été vérifiée par le test de Bartlett. Si les variances n'étaient pas hétérogènes, des Anovas étaient réalisés. Si les variances étaient hétérogènes ($p < 0,05$), une transformation en $\text{Log}(x+1)$ a été appliquée (Tableau 8). Si malgré cette transformation, les variances étaient toujours hétérogènes, un test de Kruskal-Wallis était effectué (Tableau 8).

Les données poissons ont été testées dans un premier temps avec les valeurs brutes. Cependant si les variances se révélaient hétérogènes une transformation $\text{Log}(x+1)$ a été appliquée aux données selon le même protocole que pour le substrat (Tableau 8).

Les résultats des Anovas sont donnés sous forme de tableaux et de graphes indiquant les moyennes \pm intervalles de confiance à 95%.

Tableau 8 Représentation des analyses de variances effectuées sur les données substrat et poissons. La colonne « nomination » permet de nommer, dans les figures des résultats, les transformations des moyennes de variances effectuées avant les tests

Nominations	Transformations	Analyses	Tests
originale	x	Anova paramétrique	F
arcsin	arcsinus ($\sqrt{0.01x}$)	Anova paramétrique	F
log	log ₁₀ ($\sqrt{0.01x}$)	Anova paramétrique	F
rang	rang (x)	Anova non paramétrique (Kruskal Wallis)	H

5.4.4 Analyse BACIPS

Plusieurs protocoles existent afin de localiser et de quantifier un impact. La difficulté réside dans le fait de distinguer un impact anthropique des sources de variabilités naturelles. Le challenge principal dans une étude environnementale est d'isoler l'effet que l'on recherche des effets introduits par des variabilités spatiales et temporelles naturelles (Osenberg *et al.*, 1994). La méthode BACIPS permet de savoir comment pourrait être la zone impactée si la perturbation n'avait jamais eu lieu. Cette méthode semble être la plus susceptible d'isoler un impact local des variations naturelles (Osenberg *et al.*, 1992 ; Smith *et al.*, 1999). Le BACIPS exige que plusieurs échantillonnages soient effectués simultanément sur le site de référence et le site d'étude avant et après l'impact (Stewart-Oaten *et al.*, 1986 ; Osenberg *et al.*, 2002 ; Lison de Loma *et al.*, 2008). Pour les paramètres recherchés (richesse spécifique, densité, biomasse des poissons et pourcentage de recouvrement substrat) la variable d'intérêt est la différence

delta (Δ) de la valeur entre les sites de références et les sites impactés à un moment donné (Stewart-Oaten, 1986). La mesure de l'erreur dans le test statistique est la variabilité de cette différence échantillonnée sur chaque site simultanément et répétée dans le temps. La valeur de la différence delta (Δ) doit être calculée avant le début de l'impact recherché et son évolution est suivie après cette date. Si delta (Δ) reste constant dans le temps, l'impact n'a pas d'effet. A l'inverse, si delta (Δ) varie, nous pouvons conclure à un effet des travaux de dragage (Kernaléguen *et al.*, 2009).

5.4.5 Puissance statistique

La puissance statistique d'une étude par la méthode BACIPS est influencée par plusieurs éléments :

- le nombre des échantillonnages effectués dans le temps. Il sera le nombre des estimations de la différence entre le site de référence et le site impacté. Plus les échantillonnages sont nombreux plus la puissance statistique sera forte ;
- la variabilité de l'estimation des différences delta (Δ). Plus la variabilité des différences entre les deux sites est faible, plus l'impact anthropique recherché sera détectable. Delta (Δ) représente la variabilité des différences entre les échantillonnages de la zone impactée et de la zone de référence échantillonnées simultanément à différentes périodes tout au long de l'étude ;
- la taille de l'impact que l'on souhaite détecter. Si l'impact anthropique est petit par rapport aux fluctuations naturelles, il sera difficile de le déceler avec un certain degré de confiance (Osenberg *et al.*, 1992, 1994).

Si les 2 zones étudiés répondent de façon similaire aux différents processus externes (variabilités naturelles), cela devrait donner lieu à une plus faible variabilité delta (Δ) et produire une puissance élevée, malgré un nombre limitée d'enquêtes (Lison de Loma *et al.*, 2008).

L'évolution entre les sites de référence et les sites impactés à chaque date d'échantillonnage fournit la valeur des paramètres recherchés. La mesure d'intérêt est la différence delta (Δ), qui représente la variabilité des deux zones. Delta est la différence entre le log de la zone sous l'influence du dragage et celui de la zone de référence par unités géomorphologique et par année.

$$\Delta p_i = \log(Cp_i) - \log(Ip_i)$$

Cp_i et Ip_i sont estimés par les paramètres du site de référence et d'impact dans à la date i de la période p : avant ou après.

A l'échelle dite « régionale », les moyennes des 5 unités géomorphologiques pour les 5 années ont été calculées sur les 2 différentes zones (sous l'influence du dragage et Référence) pour la variable étudiée soit 25 moyennes pour la zone sous l'influence du dragage et 25 moyennes pour la zone de référence. Le calcul des deltas s'effectue entre les log des 2 zones par années et par unités afin d'obtenir les 25 valeurs delta. La moyenne des deltas obtenus par unités géomorphologiques est calculée pour chaque année. Ces 5 moyennes delta permettent le calcul d'une pente (effect size) par régression linéaire ce qui permet d'en tester la significativité. Si la pente est significativement différente de 0 alors une évolution significative sera mise en évidence. A l'échelle « locale », le traitement est identique et les 25 valeurs de delta obtenues entre la zone sous l'influence du dragage et celle de référence seront analysée de la même manière.

La moyenne de delta (Δ) dans l'avant période, est une estimation de la moyenne de la différence spatiale des deux sites. Cette moyenne fournit une estimation du delta (Δ) escompté dans l'après période dans le cas où il n'y a pas d'impact environnemental (l'hypothèse nulle) et si les conditions environnementales sont restées les mêmes dans les deux zones. Dans ce cas, la différence entre les moyennes delta (Δ) de l'avant (Before) et après (After) ($\Delta_B - \Delta_A$) fournit la mesure de la magnitude de l'impact environnemental. L'estimation est déterminée par la variation de delta (Δ) (entre les dates d'échantillonnage dans la période, $S\Delta$) et le nombre d'échantillonnage dans l'avant et l'après période ($n_b + n_a = n$) ; (Osenberg, 1994).

6 Résultats

Les données obtenues sur les 5 ans de l'étude permettent de décrire l'évolution temporelle et spatiale des communautés coralliennes à plusieurs échelles :

- échelle régionale : elle comprend toutes les stations de la zone de l'étude. Pour l'analyse BACIPS, cette échelle compare l'ensemble des stations de la zone sous l'influence du dragage à l'ensemble des stations de références ;
- échelle locale : elle ne concerne que la zone dite « sous l'influence du dragage ». Pour les analyses avec la méthode BACIPS, cette échelle compare les stations des différentes unités géomorphologiques du lagon de Voh à celles de la zone de référence.

Chaque unité géomorphologique a été symbolisée de la manière suivante : passe = PAS ; récif barrière externe = RBE ; récif barrière interne = RBI ; récif frangeant = RFR ; récif réticulés = RRE ; l'ensemble des unités géomorphologiques = GENERAL.

6.1 Evolution de l'habitat

6.1.1 Evolution de l'habitat pour l'ensemble des stations

6.1.1.1 Evolution de l'habitat pour l'ensemble des stations à l'échelle régionale

Le pourcentage de recouvrement en éléments abiotiques domine pour toutes les années et varie de 52% en 2009 à 74% en 2006. La catégorie « élément abiotique » a un pourcentage de recouvrement significativement inférieur en 2006 et 2007 par rapport à 2009 et 2010. Le taux de recouvrement en corail vivant montre une tendance à l'augmentation non significative, avec un recouvrement de 16% en 2006 à 21% en 2010. Le pourcentage de recouvrement algal et des algues calcaires augmente significativement à partir de 2008 (respectivement Kruskal-Wallis, $p = 0,001$ et Kruskal-Wallis, $p = 0,001$). Le taux de recouvrement en coraux mou, corail mort et corail abri est stable pour les 5 années du suivi (Figure 11).

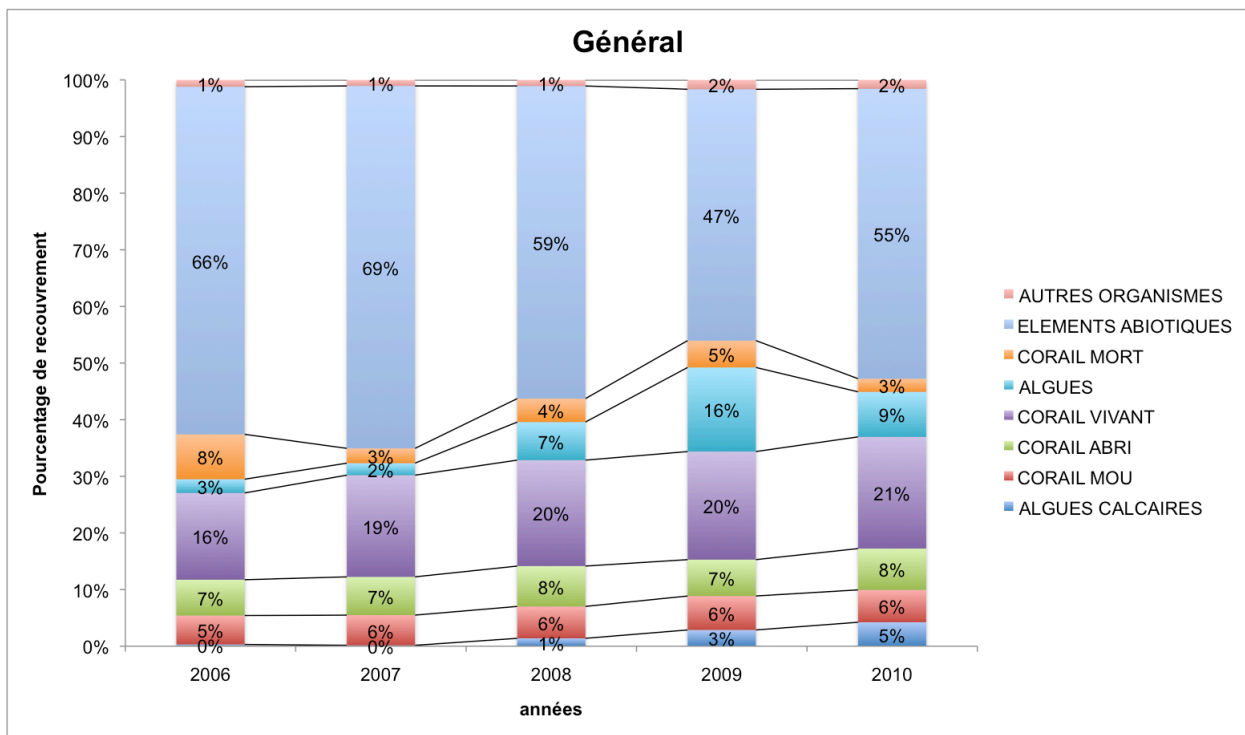


Figure 11 : Pourcentage de recouvrement des 8 catégories de substrat observées sur les stations de Voh et de Koné au cours des 5 années de l'étude

6.1.1.2 Evolution de l'habitat pour l'ensemble des stations à l'échelle locale

Pour l'ensemble des stations de la zone sous l'influence du dragage, trois variables montrent des différences annuelles significatives, (Tableau 9). Les algues calcaires, (Figure 12), ont un pourcentage de recouvrement significativement supérieur en 2008 par rapport à 2006 et 2007 et en 2010 par rapport 2006, 2007 et 2009. Les « algues » (Figure 13) ont un pourcentage de recouvrement significativement supérieur en 2008, 2009 et 2010 par rapport à 2006 et 2007. Le corail mort (Figure 14) a un pourcentage de recouvrement significativement supérieur 2006 par rapport 2007, 2008 et 2010 et en 2009 par rapport 2007 et 2010.

Tableau 9 Catégorie de substrat présentant des variations temporelles significatives ($p \leq 0,5$) durant les 5 années de l'étude pour l'ensemble des stations à l'échelle locale ; H : test de Kruskal-Wallis ; df est le nombre de degrés de liberté

Variables	Unités	Transformations	Tests	p	df
recouvrement algues calcaires	GENERAL	Rang (x)	H=78.024	<0,001	4
recouvrement algal	GENERAL	Rang (x)	H=302.8118	<0,001	4
corail mort	GENERAL	Rang (x)	H=52.992	<0,001	4

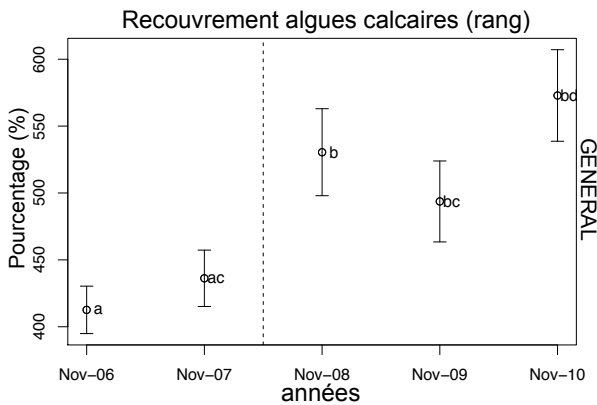


Figure 12 : Variations temporelles de la couverture en algues calcaires moyenne \pm intervalle de confiance à 95% sur les 5 unités géomorphologiques de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

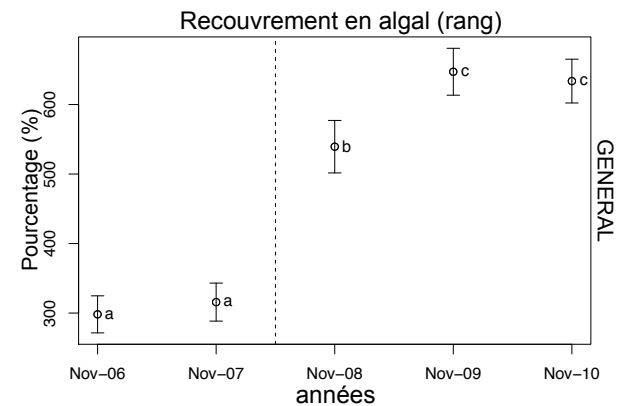


Figure 13 : Variations temporelles de la couverture algale moyenne \pm intervalle de confiance à 95% sur les 5 unités géomorphologiques de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

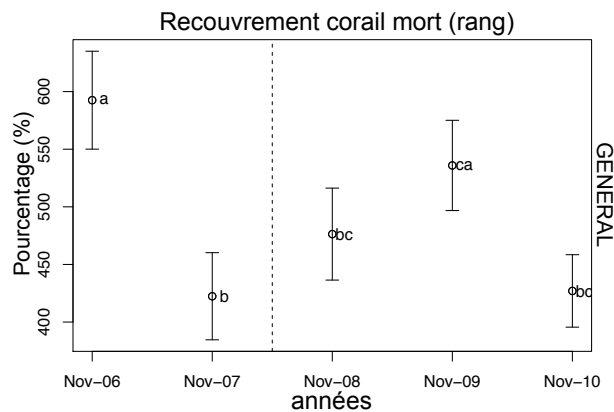


Figure 14 : Variations temporelles de la couverture moyenne \pm intervalle de confiance à 95% en corail mort sur les 5 unités géomorphologiques de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

6.1.2 Evolution de l'habitat des passes

6.1.2.1 Evolution de l'habitat des passes à l'échelle régionale

Les deux premières années du suivi, les passes ont un pourcentage de recouvrement en éléments abiotiques supérieur (63% et 64%). Les années 2008, 2009 et 2010 ont un pourcentage de recouvrement

corallien, corail mou, algues et algues calcaires supérieur aux deux premières. Le pourcentage de recouvrement en algue augmente significativement, l'année 2009 est significativement supérieure à 2006 et 2007. Ces augmentations du pourcentage de recouvrement de plusieurs catégories d'organismes expliquent la diminution du pourcentage en éléments abiotiques pour ces mêmes années. Les passes sont l'unité géomorphologique de l'étude qui montre le plus fort pourcentage de recouvrement en alcyonaire (de 17% à 21%) Figure 15.

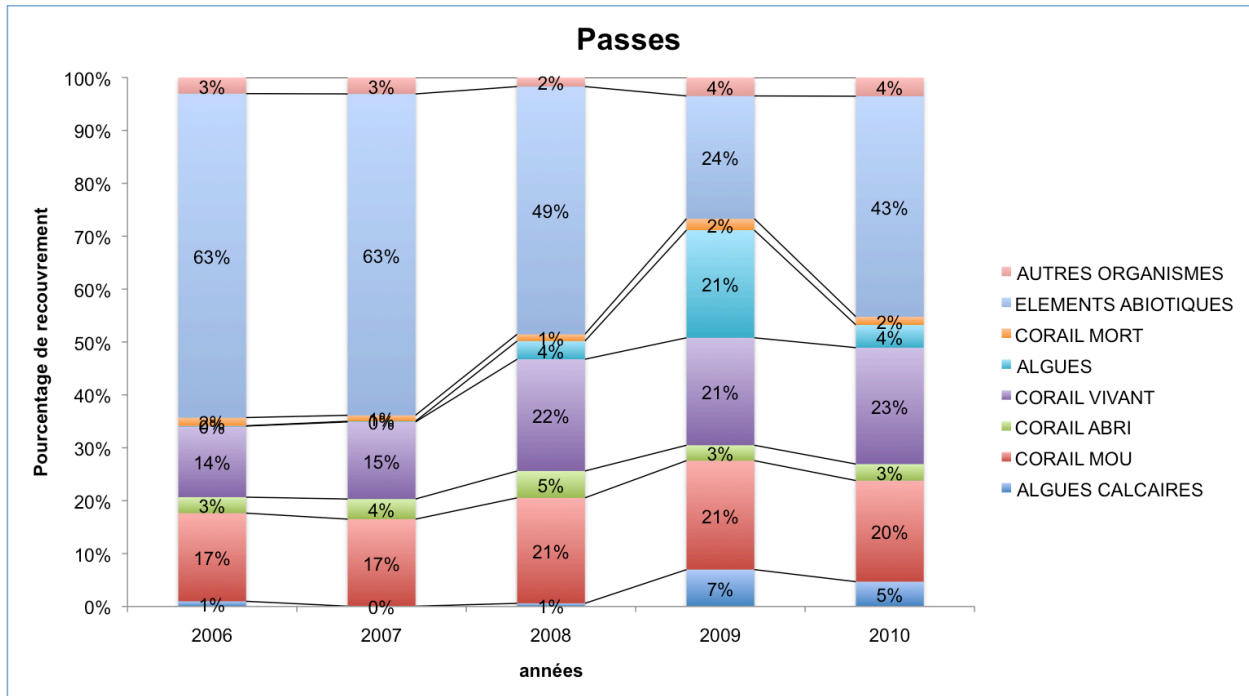


Figure 15 : Pourcentage de recouvrement des 8 catégories de substrat observées sur les stations des passes de Voh et de Koné au cours des 5 années de l'étude

6.1.2.2 Evolution de l'habitat de la passe à l'échelle locale

Sur les stations de la passe, 2 catégories de recouvrement montrent des différences significatives (Tableau 10). Le recouvrement en algue calcaire augmente, 2006, 2007 et 2008 sont significativement inférieures à 2010 et 2009 significativement supérieur à 2006 (Figure 16). Une évolution similaire est observée pour le pourcentage de recouvrement en algue avec un maximum significatif en 2009 suivi d'une légère diminution en 2010 (Figure 17).

Tableau 10 Catégories de substrat présentant des variations temporelles significatives ($p \leq 0.5$) durant les 5 années de l'étude pour les stations de la passe à l'échelle locale. F : Anova ; H : test de Kruskal-Wallis; df est le nombre de degrés de liberté

Variables	Unités	Transformations	Tests	p	df
recouvrement algues calcaires	PAS	Rang (x)	H=26.855	<0,001	4
recouvrement algale	PAS	Rang (x)	H=25.3073	<0,001	4

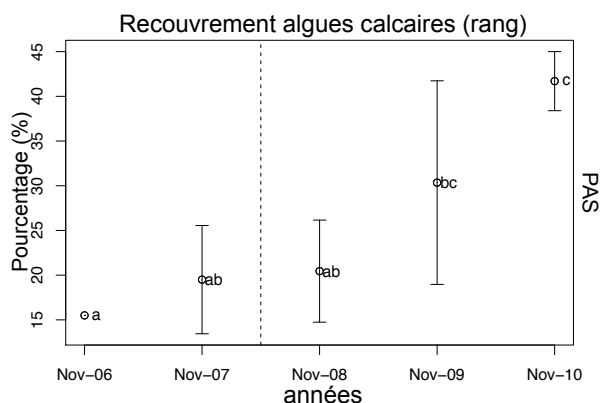


Figure 16 : Variations temporelles de la couverture en algues calcaires moyenne \pm intervalle de confiance à 95% sur les stations de la passe de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

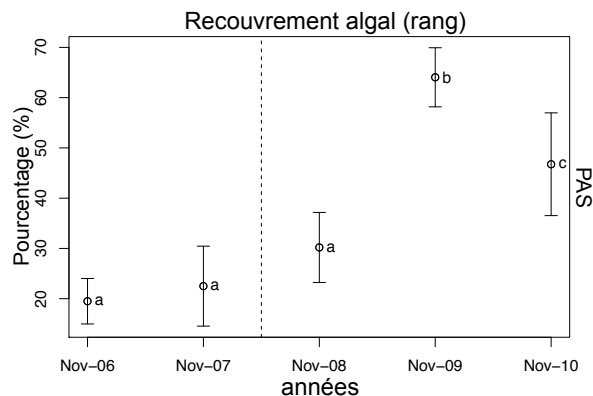


Figure 17 : Variations temporelles de la couverture en algues moyenne \pm intervalle de confiance à 95% sur les stations de la passe de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

6.1.3 Evolution de l'habitat des récifs barrières externes

6.1.3.1 Evolution de l'habitat du récif barrière externe à l'échelle régionale

Sur les récifs barrières externes, le pourcentage de recouvrement en éléments abiotiques domine en 2006 et 2007 (58% à 69%). La catégorie éléments abiotiques à un pourcentage de recouvrement significativement inférieur en 2006 et 2007 par rapport à 2009 et 2010 (Anova, $p = 0,001$). Le pourcentage en corail vivant varie de 25% à 41% et augmente significativement. Il est significativement supérieur en 2010 par rapport à 2006 (Anova, $p = 0,001$). A partir de 2008 le pourcentage du recouvrement algal augmente significativement, les années 2006 et 2007 sont inférieures aux suivantes (Kruskal-Wallis, $p = 0,001$). Le pourcentage de recouvrement en algues calcaires augmente significativement, l'année 2010 est significativement supérieure aux 3 premières années (Anova, $p = 0,001$). Le taux de recouvrement en coraux mous et corail mort est stable, (Figure 18).

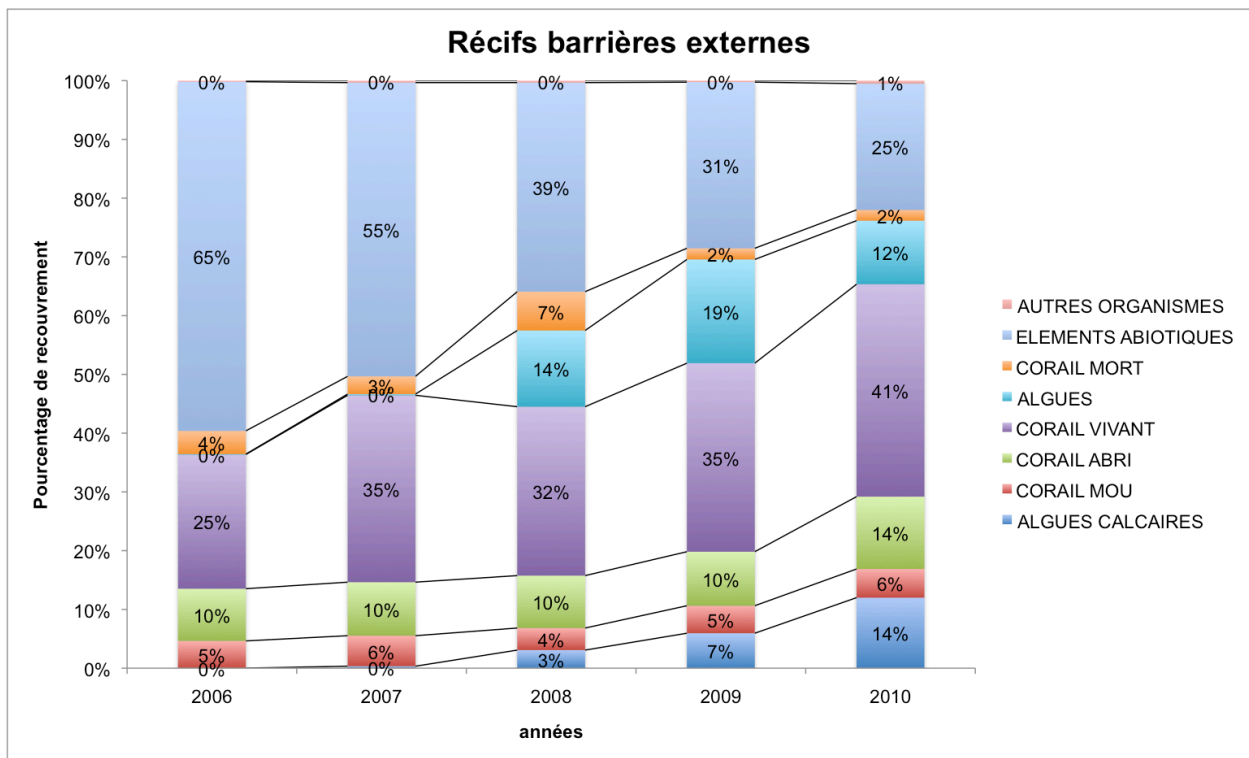


Figure 18 : Pourcentage des 8 catégories de recouvrement sur les récifs barrières externes de Voh et Koné au cours des 5 années de l'étude

6.1.3.2 Evolution de l'habitat du récif barrière externe à l'échelle locale

Sur le récif barrière externe, trois variables montrent des différences significatives (Tableau 11). Le pourcentage de recouvrement du corail vivant augmente significativement, 2006 est significativement inférieure aux autres et l'année 2010 est significativement supérieure à 2007 et 2008 (Figure 19). Le pourcentage de recouvrement en algues calcaires est supérieur en 2008, 2009 et 2010. Le pourcentage de recouvrement en algues calcaires est significativement supérieur en 2010 (Figure 20). La couverture algale augmente également significativement, 2006 et 2007 étant significativement inférieures à 2008, 2009 et 2010 (Figure 21).

Tableau 11 Catégories de substrat présentant des variations temporelles significatives ($p \leq 0,5$) durant les 5 années de l'étude pour les stations du récif barrière externe à l'échelle locale. F : Anova ; H : test de Kruskal-Wallis; df est le nombre de degrés de liberté

Variables	Unités	Transformations	Tests	p	df
corail vivant	RBE	Arcsin($\sqrt{0.01x}$)	F=14.68	<0,01	4;195
recouvrement algues calcaires	RBE	Rang (x)	H=59.3056	<0,001	4
recouvrement algal	RBE	Rang (x)	H=125.047	<0,001	4

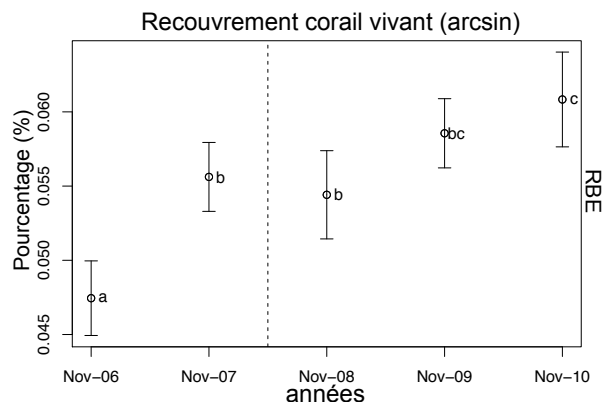


Figure 19 : Variations temporelles de la couverture en corail vivant moyenne \pm intervalle de confiance à 95% sur les stations du récifs barrières externes de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

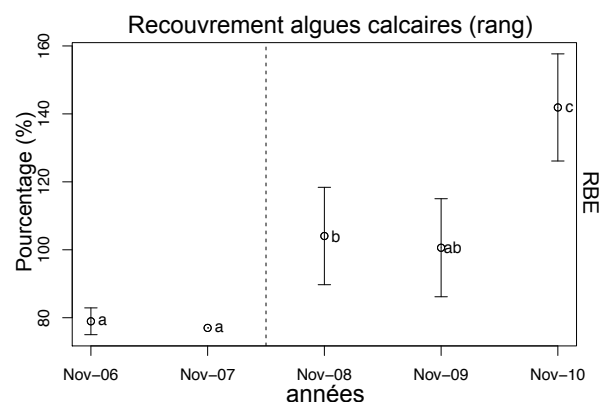


Figure 20 : Variations temporelles de la couverture en algues calcaires moyenne \pm intervalle de confiance à 95% sur les stations du récifs barrières externes de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

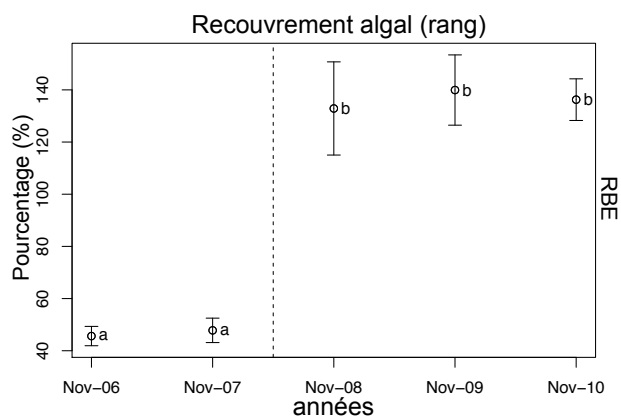


Figure 21 : Variations temporelles de la couverture algale moyenne \pm intervalle de confiance à 95% pour les stations des récifs barrières externes de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

6.1.4 Evolution de l'habitat des récifs barrières internes

6.1.4.1 Evolution de l'habitat du récif barrière interne à l'échelle régionale

Pour les récifs barrières internes, le recouvrement en éléments abiotique domine pour les 5 années du suivi (69% à 84%). La partie biotique du substrat est composée principalement de coraux vivants (13% à 16%), principalement les coraux abris. Le pourcentage en corail abri et corail mort reste stable. Le pourcentage de recouvrement algal augmente significativement pour les 2 dernières années du suivi (Kruskal-Wallis, $p = 0,01$) ; Figure 22.

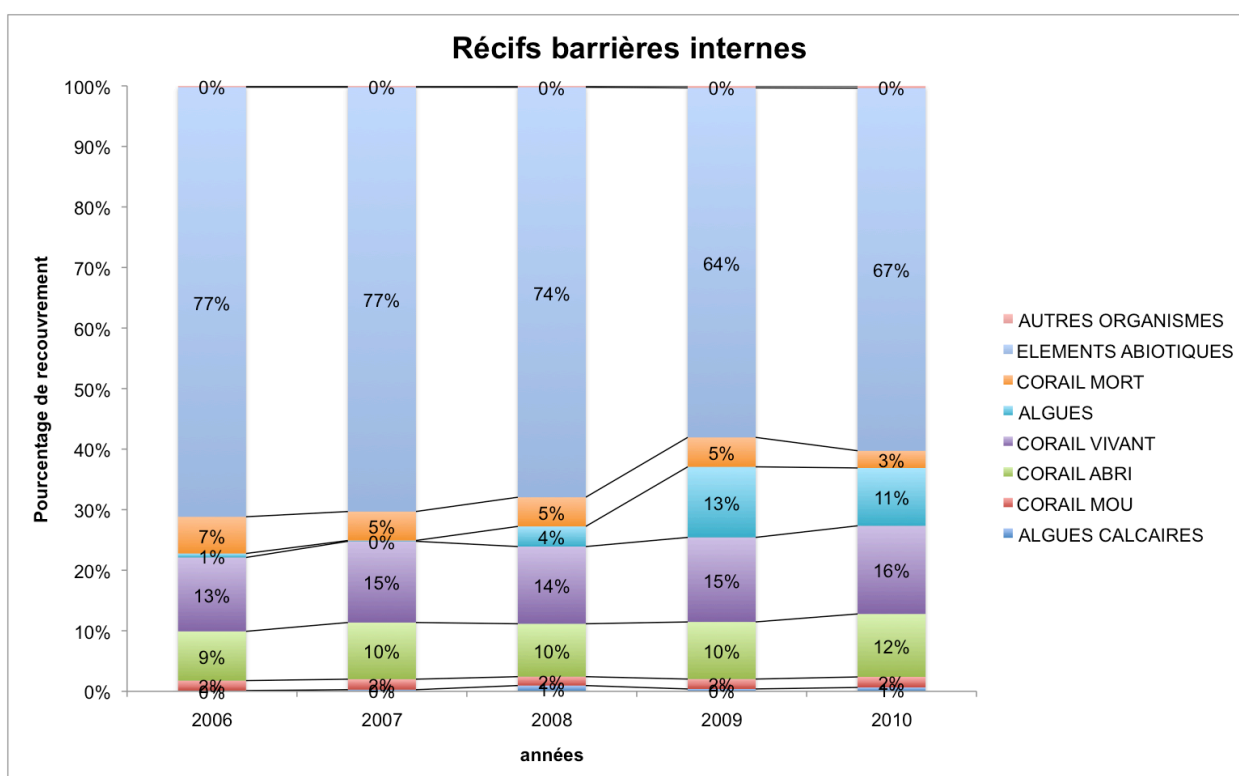


Figure 22 : Pourcentage des 8 catégories de recouvrement sur les récifs barrières internes de Voh et Koné au cours des 5 années de l'étude

6.1.4.2 Evolution de l'habitat du récif barrière interne à l'échelle locale

Sur le récif barrière interne, deux variables ont varié significativement au cours de la période d'étude (Tableau 12). Le pourcentage de recouvrement algal est significativement supérieur en 2008, 2009 et 2010 (Figure 23). Le pourcentage recouvrement en corail mort (Figure 24) est supérieur en 2008 par rapport à 2007 et 2010.

Tableau 12 Catégories de substrat présentant des variations temporelles significatives ($p \leq 0,5$) durant les 5 années de l'étude pour les stations du récif barrière interne à l'échelle locale. H : test de Kruskal-Wallis; df est le nombre de degrés de liberté

Variables	Unités	Transformations	Tests	p	df
recouvrement algal	RBI	Rang (x)	H=73.9899	<0,001	4
corail mort	RBI	Rang (x)	H=14.5243	0,05	4

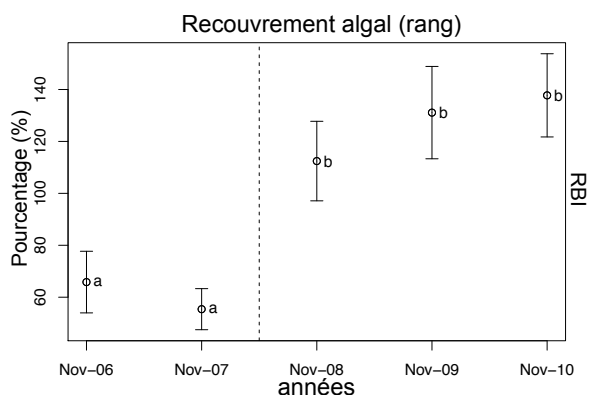


Figure 23 : Variations temporelles de la couverture algale moyenne \pm intervalle de confiance à 95% pour les stations du récif barrière interne de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

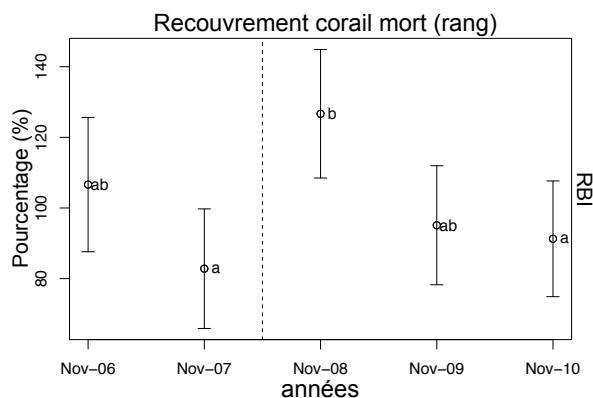


Figure 24 : Variations temporelles de la couverture en corail mort moyenne \pm intervalle de confiance à 95% pour les stations du récif barrière interne de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

6.1.5 Evolution de l'habitat des récifs frangeants

6.1.5.1 Evolution de l'habitat des récifs frangeants à l'échelle régionale

Sur les récifs frangeants, le recouvrement en éléments abiotique domine les 5 années de l'étude (68% à 79%). Il reste stable les 4 premières années du suivi (68% à 69%) et a une tendance à l'augmentation non significative en 2010 (79%), malgré une importante variation du recouvrement en corail mort (de 1% à 17%) au cours de la période. Le pourcentage de recouvrement en corail mort est significativement supérieur en 2006 par rapport à 2007 et 2008 (Anova, $p \leq 0,05$). Le substrat biotique est composé principalement de coraux vivant (11% à 20%), qui présente un minimum en 2010 (11%) non significatif, Figure 25.

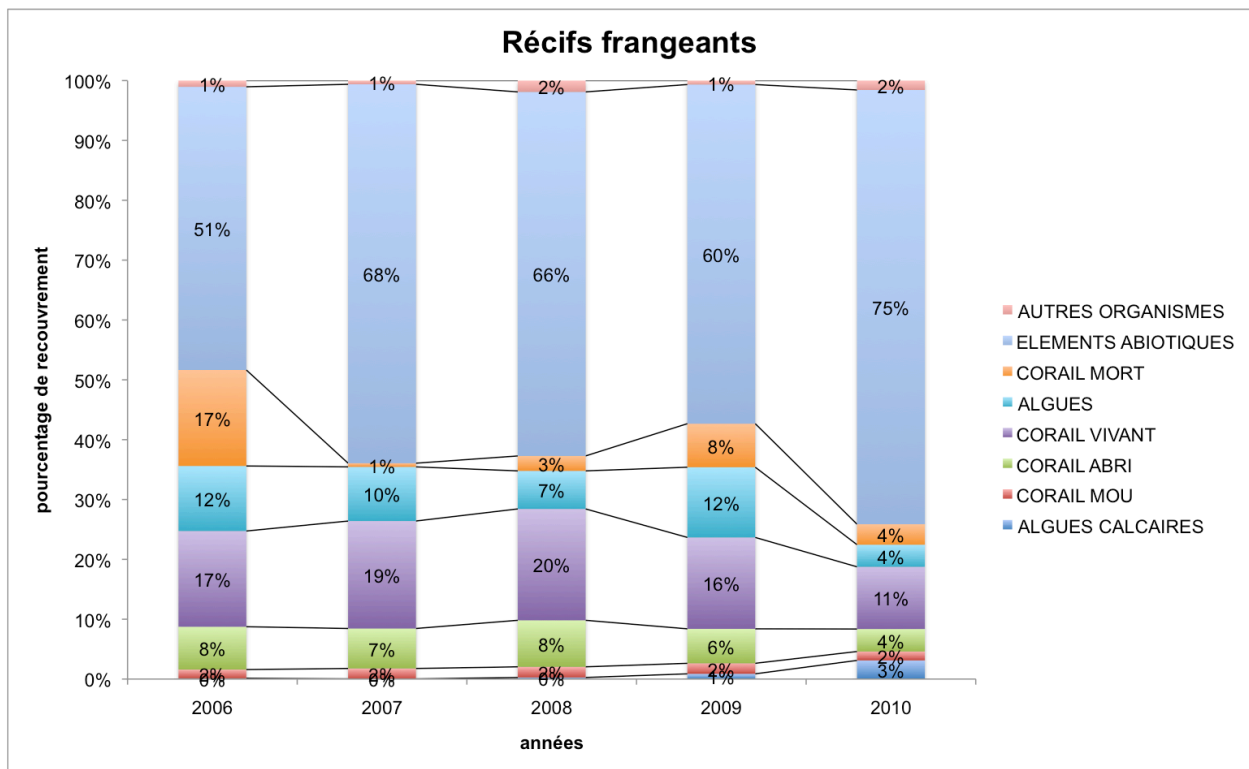


Figure 25 : Pourcentage des 8 catégories de recouvrement sur les récifs frangeants de Voh et Koné au cours des 5 années de l'étude

6.1.5.2 Evolution de l'habitat du récif frangeant à l'échelle locale

Sur le récif frangeant, trois variables varient significativement au cours de la période d'étude (Tableau 13). Le recouvrement en corail vivant diminue significativement en 2009 et demeure bas en 2010 (Figure 26). Le recouvrement en corail abri montre des variations similaires (Figure 27) 2010 étant significativement inférieure à 2008. Le pourcentage de recouvrement en corail mort est significativement inférieur en 2007 par rapport à 2006, 2009 et 2010 (Figure 28).

Tableau 13 Catégories de substrat présentant des variations temporelles significatives ($p \leq 0,5$) durant les 5 années de l'étude pour les stations du récif frangeant à l'échelle locale. H : test de Kruskal-Wallis; df est le nombre de degrés de liberté

Variables	Unités	Transformations	Tests	p	df
corail vivant	RFR	Rang (x)	H=14.0361	<0,05	4
corail abri	RFR	Rang (x)	H=12.9254	<0,01	4
corail mort	RFR	Rang (x)	H=23.9039	<0,001	4

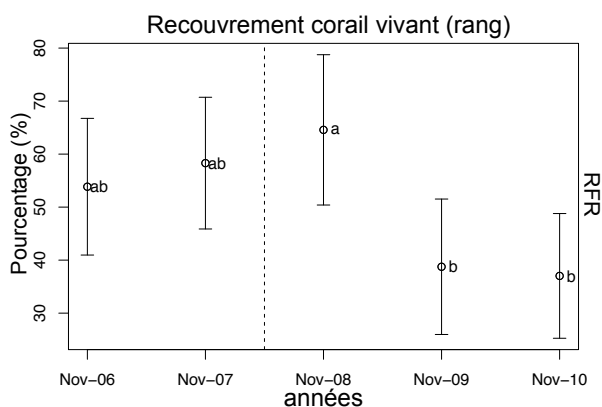


Figure 26 : Variations temporelles de la couverture en corail vivant moyenne \pm intervalle de confiance à 95% sur les stations du récif frangeant de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

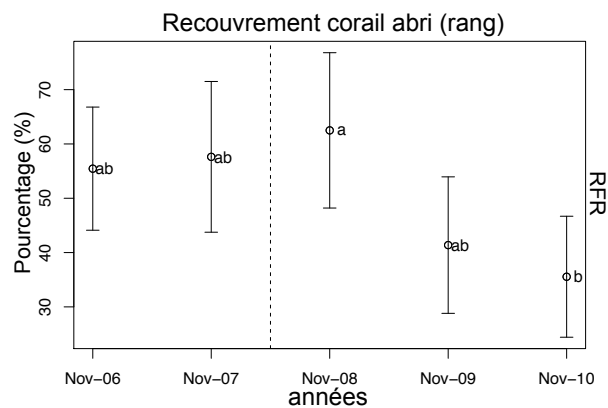


Figure 27 : Variations temporelles de la couverture en corail abri moyenne \pm intervalle de confiance à 95% sur les stations du récif frangeant de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

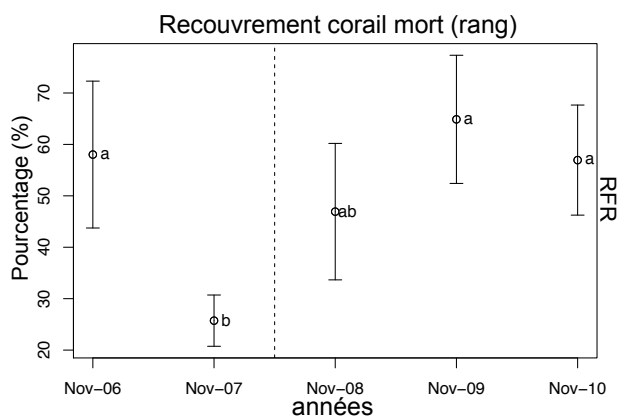


Figure 28 : Variations temporelles de la couverture en corail mort moyenne \pm intervalle de confiance à 95% sur les stations du récif frangeant de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

6.1.6 Evolution de l'habitat des récifs réticulés

6.1.6.1 Evolution de l'habitat des récifs réticulés à l'échelle régionale

Sur les récifs réticulés, le pourcentage de recouvrement en éléments abiotiques domine largement les 5 années du suivi (66% à 84%). La catégorie éléments abiotiques a un pourcentage de recouvrement significativement inférieur en 2007 par rapport à 2009 (Anova, $p = 0,01$). Le pourcentage de recouvrement en corail mort est significativement supérieur en 2006 par rapport à 2010 (Anova, $p \leq 0,05$). Le substrat biotique est composé principalement de coraux vivants (12% à 15%) qui ne varient pas significativement durant l'étude. Le pourcentage de recouvrement algal augmente significativement les trois dernières années du suivi (Anova, $p = 0,001$) ; Figure 29.

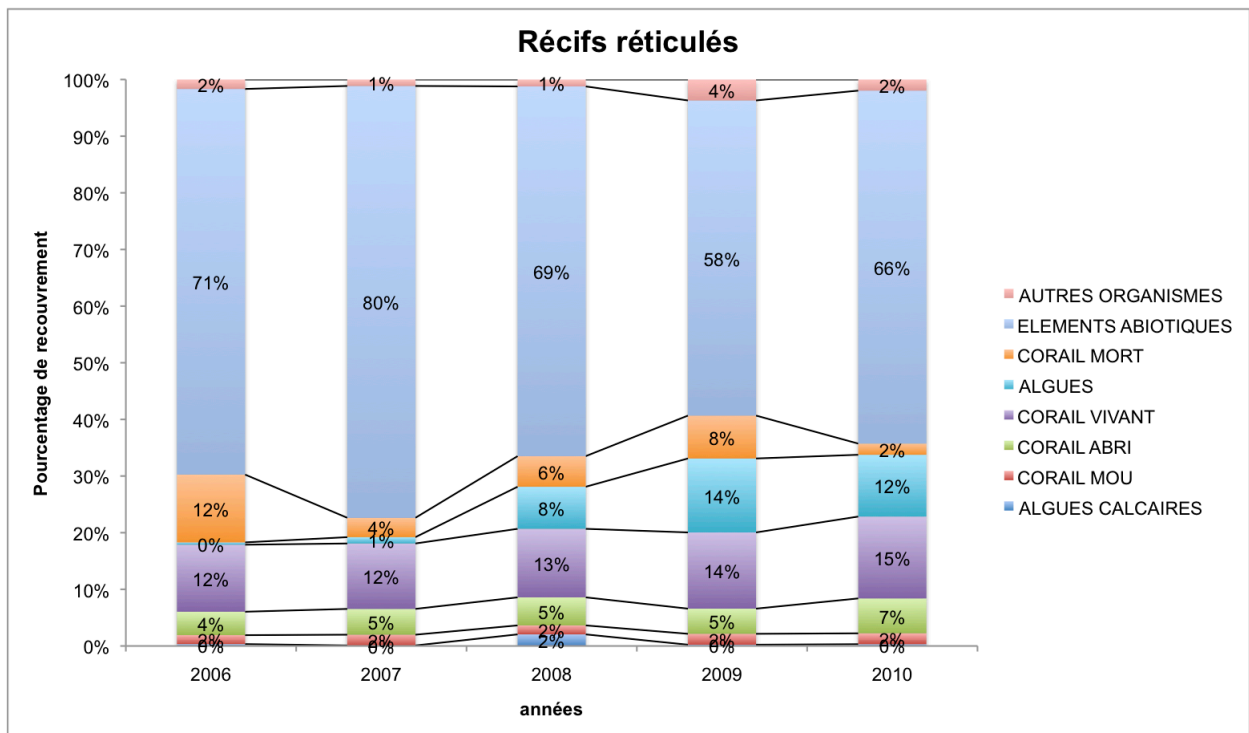


Figure 29 : Pourcentage des 8 catégories de recouvrement sur les récifs réticulés de Voh et Koné au cours des 5 années de l'étude

6.1.6.2 Evolution de l'habitat des récifs réticulés à l'échelle locale

Sur les récifs réticulés, trois variables varient significativement au cours de la période d'étude (Tableau 14). Le pourcentage de recouvrement en algue calcaire a augmenté significativement en 2008 par rapport à 2006, 2007 et 2009 (Figure 30). Le recouvrement en algues augmente significativement, 2006 et 2007 étant significativement inférieures aux autres années (Figure 31). Le pourcentage de recouvrement en corail mort est significativement supérieur en 2006 et 2009 (Figure 32).

Tableau 14 Catégories de substrat présentant des variations temporelles significatives ($p \leq 0,5$) durant les 5 années de l'étude pour les stations du récif réticulés à l'échelle locale. H : test de Kruskal-Wallis; df est le nombre de degrés de liberté

Variables	Unités	Transformations	Tests	p	df
recouvrement algues calcaires	RRE	Rang (x)	H= 40.9888	<0,001	4
recouvrement algal	RRE	Rang (x)	H=145.788	<0,001	4
corail mort	RRE	Rang (x)	H=67.9245	<0,001	4

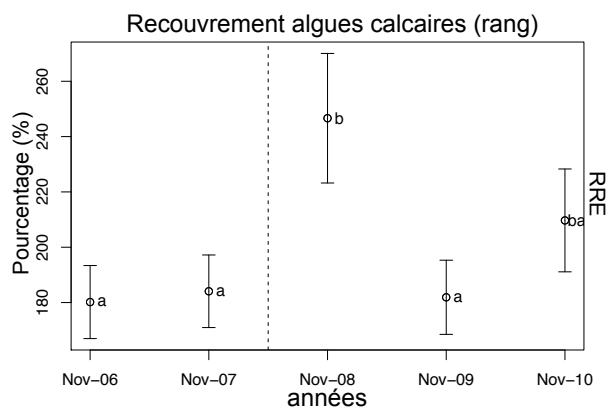


Figure 30 : Variations temporelles de la couverture en algues calcaires moyenne \pm intervalle de confiance à 95% pour les stations des récifs réticulés de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

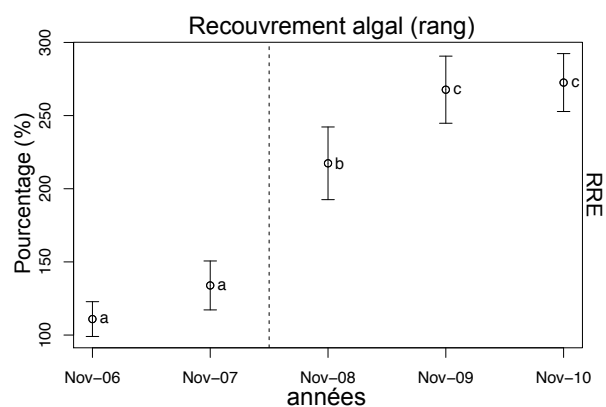


Figure 31 : Variations temporelles de la couverture algale moyenne \pm intervalle de confiance à 95% sur les récifs réticulés de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

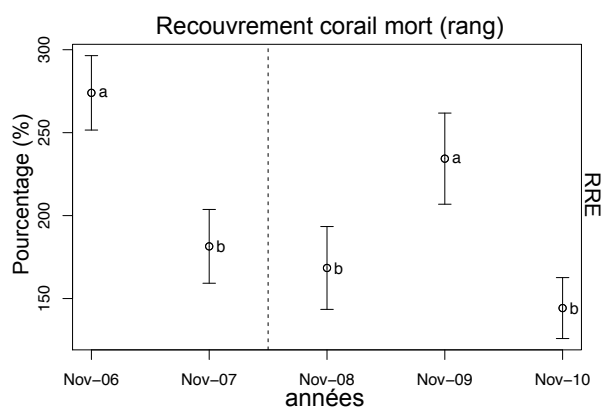


Figure 32 : Variations temporelles de la couverture en corail mort moyenne \pm intervalle de confiance à 95% sur les récifs réticulés de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

6.1.7 Conclusions sur l'évolution de l'habitat

6.1.7.1 Evolution de l'habitat des unités géomorphologique à l'échelle régionale

Les catégories biotiques sont supérieures en terme de pourcentage de recouvrement sur les récifs barrières externes. Les autres unités géomorphologiques ont un recouvrement en éléments abiotiques supérieur au pourcentage de recouvrement en organismes vivants.

Le taux en corail mort est en moyenne plus élevé sur les récifs frangeants 6,53%, que sur les récifs réticulés 6,36% et sur les récifs barrières internes 5,14%. Le recouvrement en corail mort est en moyenne plus faible dans les passes 1,62%. Le récif barrière interne est la seule unité géomorphologique où le recouvrement corallien (14,74%) est composé majoritairement de corail abri (10,16%).

Les variations temporelles à l'échelle régionale indiquent une augmentation significative du pourcentage de recouvrement en corail vivant pour l'ensemble des stations de l'étude. Une augmentation significative du recouvrement en algue à partir de 2008 est observée sur l'ensemble des stations ainsi que pour les passes, les récifs barrières externes, les récifs barrières internes et les récifs réticulés. Le recouvrement en algues calcaires augmente significativement les 3 dernières années de l'étude sur l'ensemble de la zone.

6.1.7.2 Evolution de l'habitat à l'échelle locale

La moitié (24 variables) des catégories de substrat testées présentent des différences significatives pour une ou plusieurs campagnes du suivi.

Le pourcentage de recouvrement en « corail vivant » sur le récif barrière externe augmente significativement. Sur les récifs frangeants, il augmente jusqu'en 2008 puis diminue significativement les 2 années de suivi post impact (2009 et 2010) qui sont significativement différentes de 2008.

Le pourcentage de recouvrement en « corail abri » diminue significativement dans la passe et le récif frangeant.

Le pourcentage de recouvrement en algues calcaires augmente significativement dans les 5 unités géomorphologiques.

Le pourcentage de recouvrement algal augmente significativement dans les 5 unités géomorphologiques.

Le pourcentage de recouvrement en « corail mort » diminue significativement après le maximum observé en 2006, les évolutions ultérieures pouvant être différentes entre les unités géomorphologiques.

6.2 Evolution des communautés de poissons

6.2.1 Evolution de la richesse spécifique totale

6.2.1.1 Evolution de la richesse spécifique totale à l'échelle régionale

Un total de 557 espèces a été observé durant les 5 années sur l'ensemble de la zone d'étude (485 sans prendre en compte les espèces non identifiées marquées en « sp. »). La richesse spécifique totale est la plus élevée pour les récifs barrières externes (69 à 96 espèces, moyenne de 86,7 espèces), puis les passes (59 à 101 espèces, moyenne de 83,9 espèces), les récifs barrières internes (49 à 73 espèces, moyenne de 62,45 espèces), les récifs réticulés (45 à 61 espèces, moyenne de 54,3 espèces) et enfin pour les récifs frangeant (33 à 50 espèces, moyenne de 41,3 espèces).

La richesse spécifique par station augmente significativement (Anova, $p = 0,001$), elle est significativement inférieure en 2006 par rapport à 2010 et en 2007 par rapport aux années suivantes.

Les récifs barrières externes et internes suivent des variations très semblables durant les 5 années de l'étude ainsi que les récifs réticulés et les passes. Mis à part les récifs frangeants, toutes les unités géomorphologiques montrent un minimum d'espèces de poissons observées pour la campagne de Novembre 2007 (Figure 33).

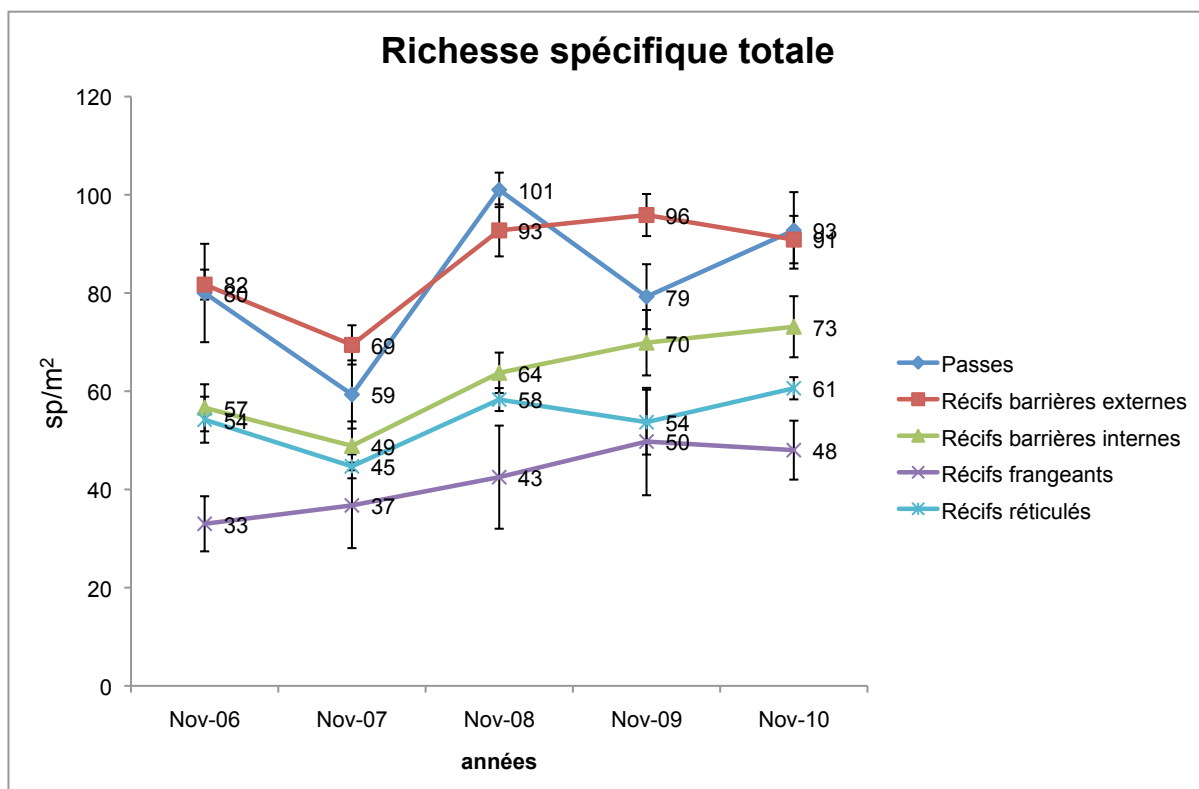


Figure 33 : Variations spatio-temporelles de la richesse spécifique par station \pm intervalle de confiance à 95% sur les 5 unités géomorphologiques à l'échelle régionale

6.2.1.2 Evolution de la richesse spécifique totale à l'échelle locale

La richesse spécifique par station montre des variations significatives pour l'ensemble de la zone ainsi que dans 3 compartiments géomorphologiques à l'échelle locale (Tableau 15). Elle augmente significativement dans les 5 unités géomorphologiques. La richesse spécifique des 3 dernières années est significativement supérieure à celle de l'année 2007 (Figure 34).

Tableau 15 Variations temporelles significatives de la richesse spécifique par station ($p \leq 0,5$) durant les 5 années de l'étude pour les 5 unités géomorphologiques à l'échelle locale. F : Anova ; H : test de Kruskal-Wallis; df est le nombre de degrés de liberté

Variables	Unités	Transformations	Tests	p	df
richesse spécifique	GENERAL	(x)	F=4.514	<0,01	4;92
richesse spécifique	RBE	Rang (x)	H=10.1688	<0,05	4
richesse spécifique	RRE	Rang (x)	H=11.592	<0,05	4
richesse spécifique	RBE/PAS	(x)	F=4.651	<0,01	4;20

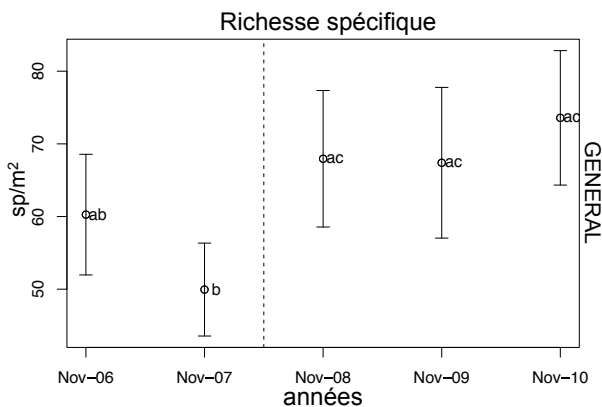


Figure 34 : Variations temporelles de la richesse spécifique par station \pm intervalle de confiance à 95% des poissons pour les 5 unités géomorphologiques de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

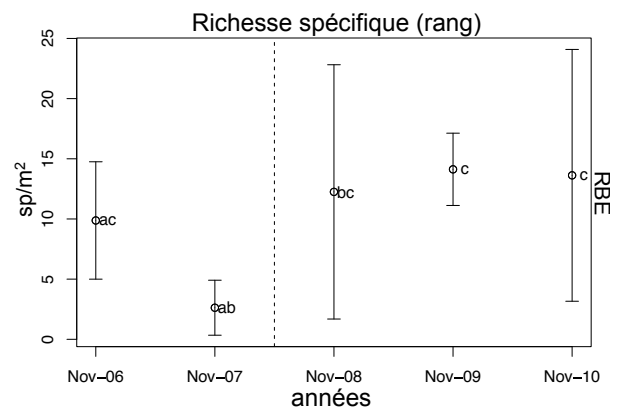


Figure 35 : Variations temporelles de la richesse spécifique par station \pm intervalle de confiance à 95% des poissons pour le récif barrière externe de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

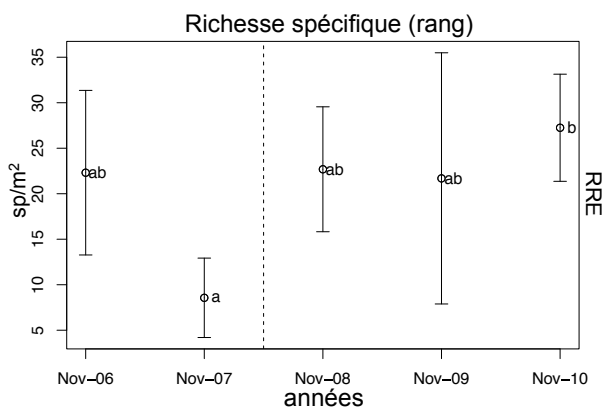


Figure 36 : Variations temporelles de la richesse spécifique par station \pm intervalle de confiance à 95% des poissons pour les récifs réticulés de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

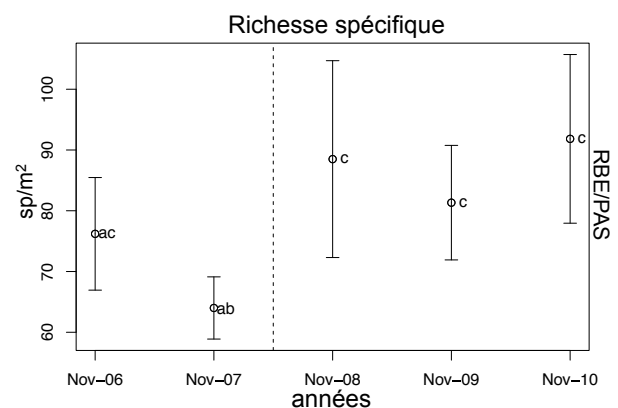


Figure 37 : Variations temporelles de la richesse spécifique par station \pm intervalle de confiance à 95% des poissons pour le récif barrière externe/passe de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

6.2.2 Evolution de la richesse spécifique des poissons piscivores

6.2.2.1 Evolution de la richesse spécifique des poissons piscivores à l'échelle régionale

Un total de 89 espèces de poissons en partie ou exclusivement piscivores a été recensé durant les 5 années sur l'ensemble de la zone d'étude. Ce sont les récifs barrières externes qui sont les plus diversifiés pendant les 5 années du suivi (4 à 9 espèces, moyenne 6,7 espèces de poissons piscivores), puis les passes (2 à 8 espèces, moyenne de 5,3 espèces de poissons piscivores), les récifs frangeants (3 à 4 espèces, moyenne 3,4 espèces de poissons piscivores), les récifs barrières internes (2 à 4 espèces, moyenne de 3 espèces de poissons piscivores) et les récifs réticulés (2 à 3 espèces, moyenne de 2,2 espèces de poissons piscivores).

La richesse spécifique par station des poissons piscivores augmente significativement (Anova, $p \leq 0,05$), elle est significativement inférieure en 2007 par rapport à 2008 et 2010. La richesse spécifique des piscivores varie significativement sur les récifs barrières externes. La richesse spécifique des piscivores est significativement différente entre 2007 et 2008. Elle est également différente dans les passes entre 2007 par rapport à 2008 et 2009. Les variations temporelles sont similaires entre les récifs barrières externes et les passes, ainsi qu'entre les récifs barrières internes et les récifs réticulés (Figure 38).

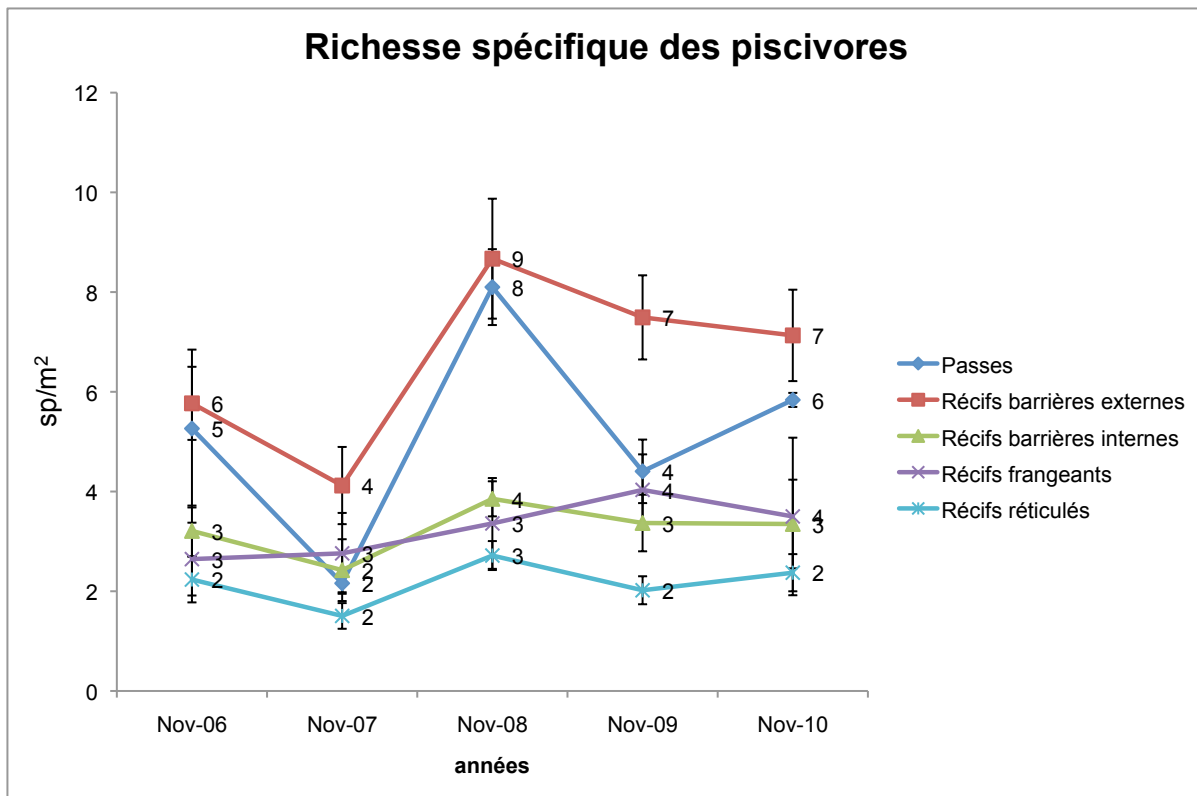


Figure 38 : Variations temporelles de la richesse spécifique par station des poissons piscivores \pm intervalle de confiance à 95% sur les 5 unités géomorphologiques

6.2.2.2 Evolution de la richesse spécifique des poissons piscivores à l'échelle locale

La richesse spécifique par station des poissons piscivores ne montre pas de variations significatives à l'échelle locale durant la période de l'étude pour les stations de la zone sous l'influence du dragage.

6.2.3 Evolution de la richesse spécifique des poissons prédateurs d'invertébrés

6.2.3.1 Evolution de la richesse spécifique des poissons prédateurs d'invertébrés à l'échelle régionale

Un total de 398 espèces de poissons en partie ou exclusivement mangeurs d'invertébrés ont été recensés durant les 5 années sur l'ensemble de la zone d'étude. Ce sont les passes qui présentent la diversité la plus importante durant les 5 années du suivi (33,3 espèces de poissons mangeurs d'invertébrés ; 28 à 39 espèces), puis les récifs barrières externes (20 à 31 espèces, moyenne 28,2 espèces de poissons mangeurs d'invertébrés), les récifs barrières internes (21 à 33 espèces, moyenne de 27,1 espèces de poissons mangeurs d'invertébrés), les récifs réticulés (16 à 23 espèces, moyenne de 20,2 espèces de poissons mangeurs d'invertébrés) et les récifs frangeants (13 à 20 espèces, moyenne de 16,3 espèces de poissons mangeurs d'invertébrés).

La richesse spécifique par station des poissons prédateurs d'invertébrés augmente significativement (Anova, $p = 0,001$), elle est significativement inférieure en 2006 par rapport à 2010 et en 2007 par rapport aux années suivantes. Sur le récif barrière externe, La richesse spécifique des poissons prédateurs d'invertébrés varie significativement (Anova, $p = 0,01$). Elle est significativement inférieure en 2007 par rapport aux années suivantes. Elle est, également, significativement différente dans les passes (Anova, $p = 0,05$) entre 2007 et 2008, sur les récifs barrière interne (Anova, $p = 0,01$) entre 2007 par rapport à 2009 et 2010. Les 5 unités géomorphologiques présentent des variations spatio-temporelles similaires (Figure 39).

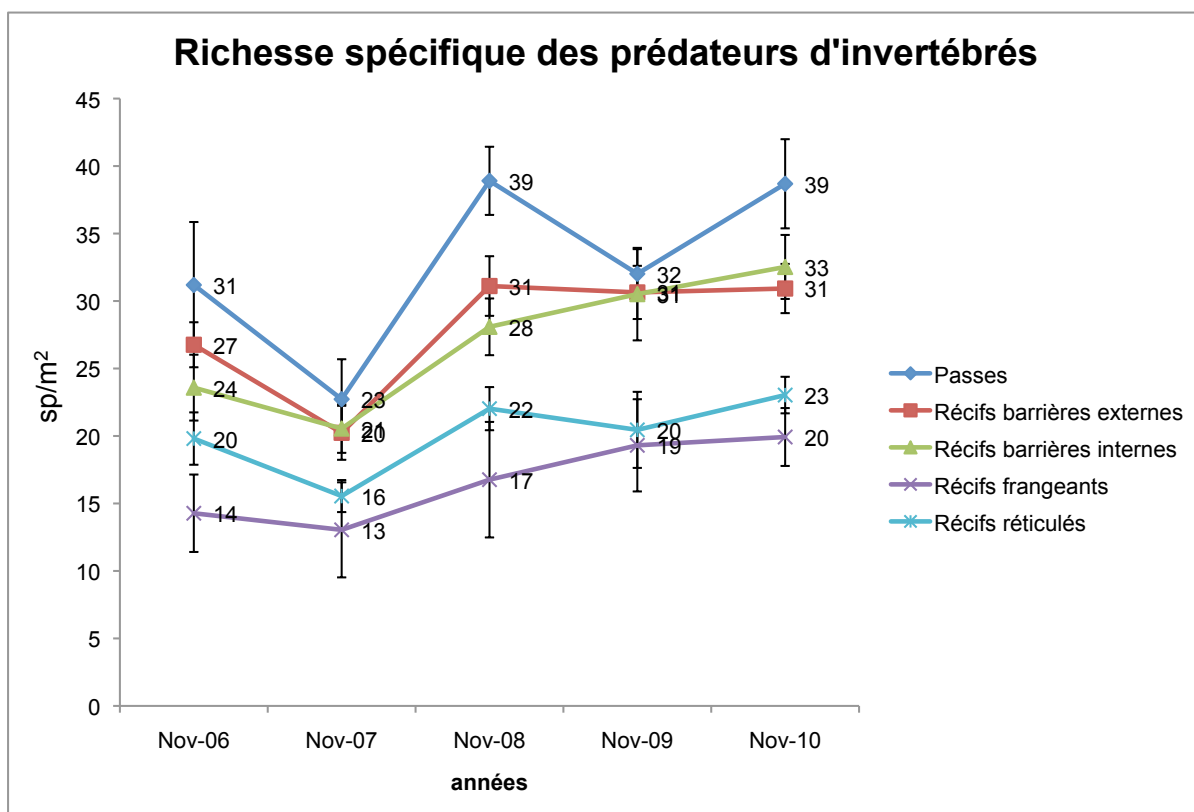


Figure 39 : Variations temporelles de la richesse spécifique par station des poissons prédateurs d'invertébrés \pm intervalle de confiance à 95% sur les 5 unités géomorphologiques à l'échelle régionale

6.2.3.2 Evolution de la richesse spécifique des poissons prédateurs d'invertébrés à l'échelle locale

La richesse spécifique par station des mangeurs d'invertébrés varie significativement dans 4 compartiments géomorphologiques ainsi que pour l'ensemble des récifs à l'échelle locale (Tableau 16). Un minimum significatif est observé en 2007, il est significativement inférieur aux années 2008, 2009 et 2010 sur l'ensemble de la zone (Figure 40). Un minimum significatif est observé en 2007, il est significativement inférieur aux années 2009 et 2010 sur le récif barrière externe (Figure 41). Sur le récif barrière interne le minimum de 2007 est significativement inférieur à 2009 (Figure 42). Pour les récifs réticulés (Figure 43) et le récif frangeant (Figure 44) le minimum est significativement inférieur à 2010.

Tableau 16 Variations temporelles significatives de la richesse spécifique par station ($p \leq 0,5$) durant les 5 années de l'étude pour la richesse spécifique des poissons prédateurs d'invertébrés pour les stations des 5 unités géomorphologiques à l'échelle locale. F : Anova ; H : test de Kruskal-Wallis; df est le nombre de degrés de liberté

Variables	Unités	Transformations	Tests	p	df
richesse spécifique prédateurs invertébrés	GENERAL	(x)	F=6.848	<0,001	4;92
richesse spécifique prédateurs invertébrés	RBE	log10 (x+1)	F=4.499	<0,05	4;15
richesse spécifique prédateurs invertébrés	RBI	(x)	F=5.077	<0,01	4;15
richesse spécifique prédateurs invertébrés	RRE	log10 (x+1)	F=2.826	<0,05	4;35
richesse spécifique prédateurs invertébrés	RFR/RRE	Rang (x)	H=9.6981	<0,05	4

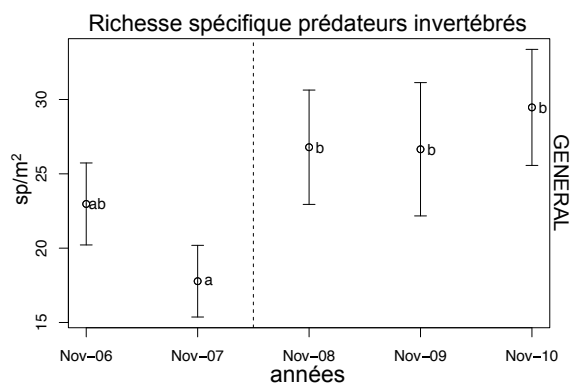


Figure 40 : Variations temporelles de la richesse spécifique par station \pm intervalle de confiance à 95% des poissons prédateurs d'invertébrés pour les stations des 5 unités géomorphologiques de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

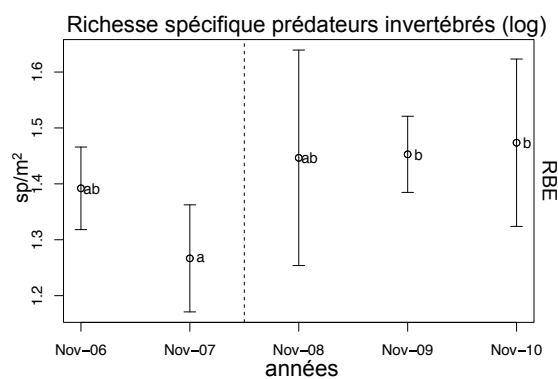


Figure 41 : Variations temporelles de la richesse spécifique par station \pm intervalle de confiance à 95% des poissons prédateurs d'invertébrés pour les stations du récif barrière externe de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

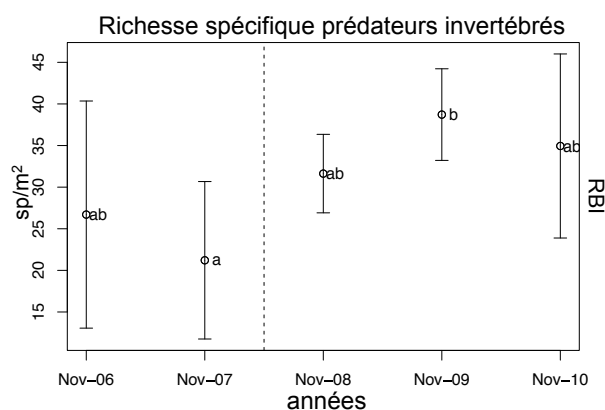


Figure 42 : Variations temporelles de la richesse spécifique par station \pm intervalle de confiance à 95% des poissons prédateurs d'invertébrés pour les stations des récifs barrière interne de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

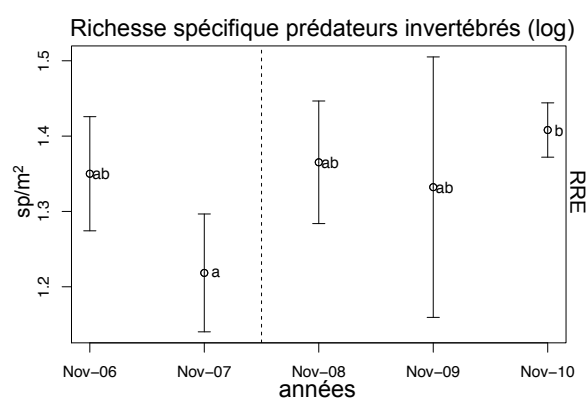


Figure 43 : Variations temporelles de la richesse spécifique par station \pm intervalle de confiance à 95% des poissons prédateurs d'invertébrés pour les stations des récifs réticulés de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

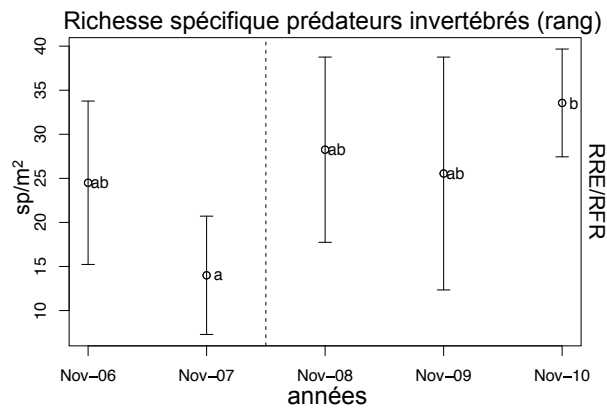


Figure 44 : Variations temporelles de la richesse spécifique par station \pm intervalle de confiance à 95% des poissons prédateurs d'invertébrés pour les récifs réticulés/frangeant de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

6.2.4 Evolution de la richesse spécifique des poissons corallivores

6.2.4.1 Evolution de la richesse spécifique des poissons corallivores à l'échelle régionale

Un total de 55 espèces de poissons en partie ou exclusivement corallivores a été recensé durant les 5 années sur l'ensemble de la zone d'étude. Ce sont les récifs barrières externes qui présentent la diversité la plus élevée pour les 5 années du suivi (8 à 12 espèces, moyenne 10 espèces de poissons corallivores), puis les passes (7 à 11 espèces, moyenne de 8,6 espèces de poissons corallivores), les récifs barrières internes (4 à 6 espèces, moyenne de 4,9 espèces de poissons corallivores), les récifs réticulés (3 à 5 espèces, moyenne de 4,4 espèces de poissons corallivores) et les récifs frangeants (2 à 5 espèces, moyenne de 3,9 espèces de poissons corallivores).

La richesse spécifique par station des corallivores augmente significativement ($p \leq 0,05$, $F=2.825$, $df=4 ; 159$). Sur le récif barrière externe, la richesse spécifique des corallivores varie significativement (Anova, $p = 0,01$). Elle est significativement inférieure en 2006 et 2007 par rapport à 2009 (Figure 45).

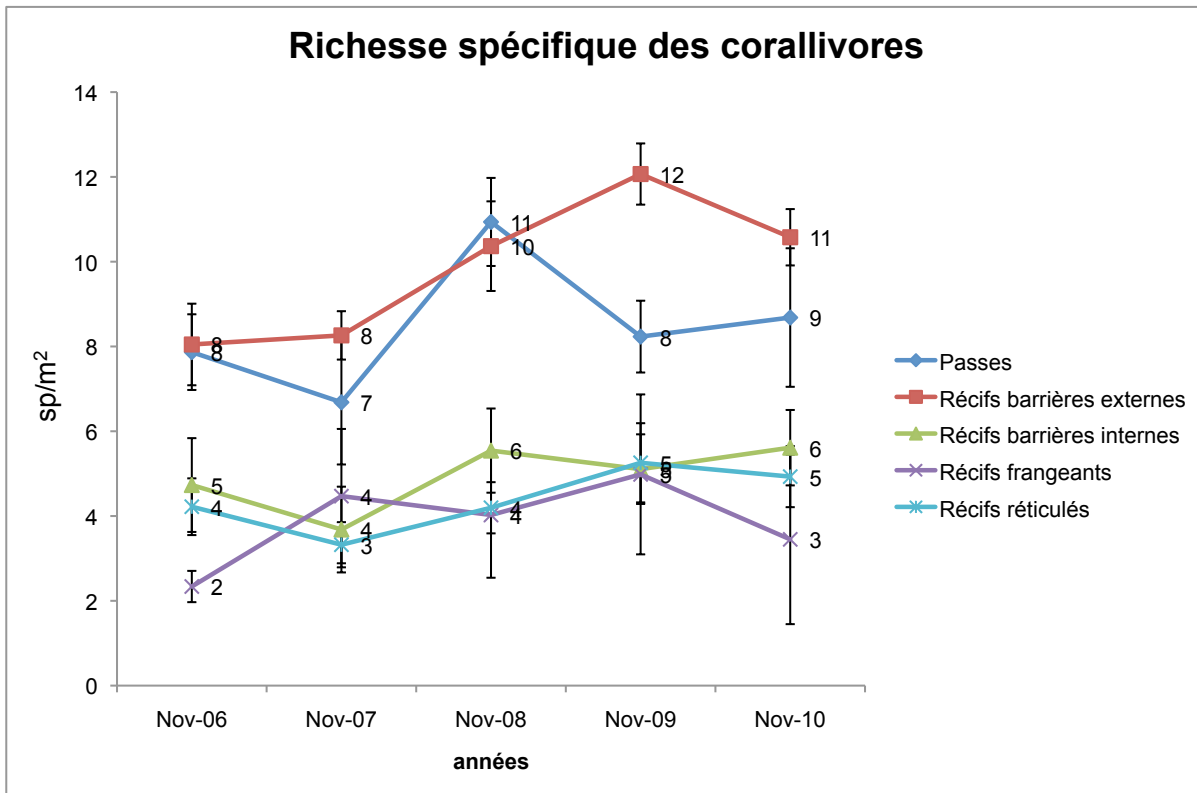


Figure 45 : Variations spatio-temporelles de la richesse spécifique par station des poissons corallivores \pm intervalle de confiance à 95% sur les 5 unités géomorphologiques à l'échelle régionale

6.2.4.2 Evolution de la richesse spécifique des poissons corallivores à l'échelle locale

La richesse spécifique par station des poissons corallivores ne montre pas de variations significatives à l'échelle locale durant la période de l'étude pour les stations de la zone sous l'influence du dragage.

6.2.5 Evolution de la richesse spécifique des poissons planctonophages

6.2.5.1 Evolution de la richesse spécifique des poissons planctonophages à l'échelle régionale

Un total de 160 espèces de poissons en partie ou exclusivement planctonophages a été recensé durant les 5 années sur l'ensemble de la zone d'étude. Ce sont les récifs barrières externes qui ont la richesse spécifique la plus élevée pendant les 5 années du suivi (15 à 17 espèces, moyenne 16,1 espèces de poissons planctonophages), puis les passes (9 à 17 espèces, moyenne de 12,9 espèces de poissons planctonophages), les récifs frangeants (6 à 9 espèces, moyenne de 7,9 espèces de poissons planctonophages), les récifs réticulés (7 à 8 espèces, moyenne de 7,7 espèces de poissons planctonophages) et les récifs barrières internes (7 à 8 espèces, moyenne de 7,6 espèces de poissons planctonophages), Figure 46.

La richesse spécifique par station des planctonophages ne varie pas significativement sur l'ensemble de la zone. Dans les passes, la richesse spécifique des planctonophages est significativement supérieure en 2008 par rapport aux autres années et en 2010 par rapport en 2007.

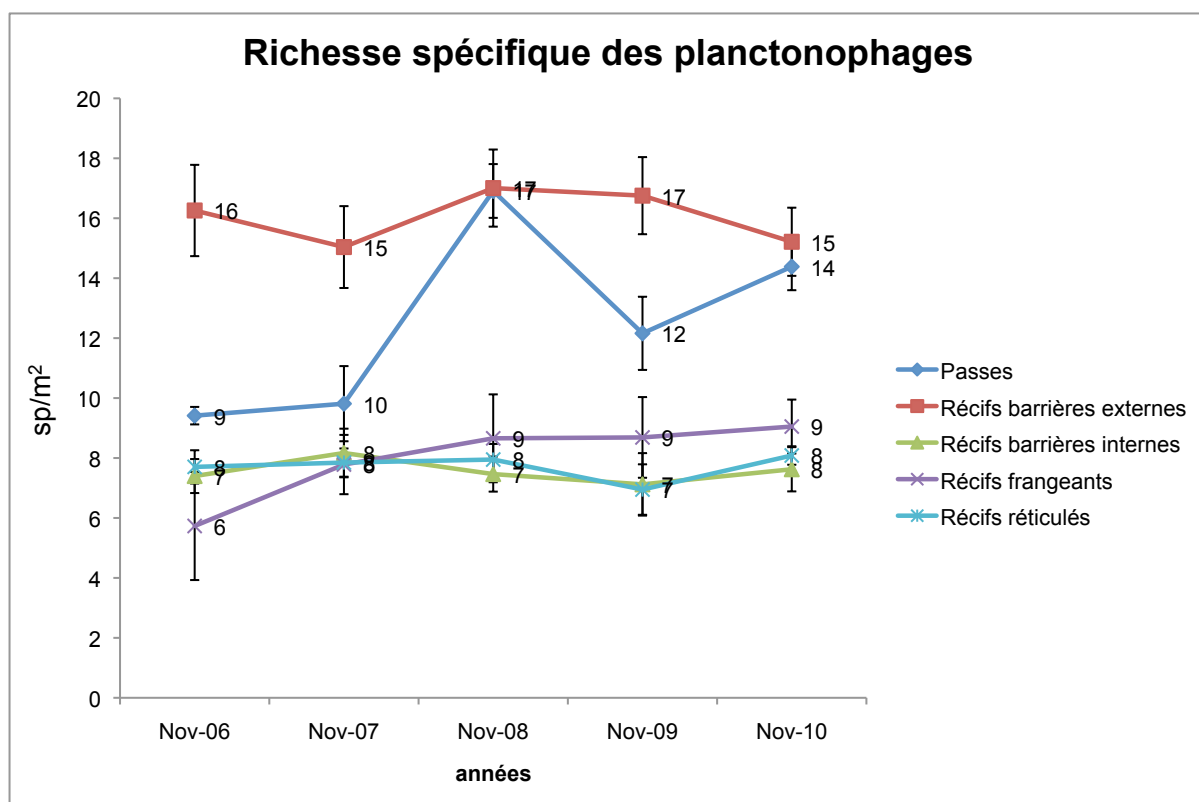


Figure 46 : Variations temporelles de la richesse spécifique par station des poissons planctonophages \pm intervalle de confiance à 95% sur les 5 unités géomorphologiques à l'échelle régionale

6.2.5.2 Evolution de la richesse spécifique des poissons planctonophages à l'échelle locale

La richesse spécifique par station des poissons planctonophages ne varie pas significativement à l'échelle locale durant la période de l'étude pour les stations de la zone sous l'influence du dragage.

6.2.6 Evolution de la richesse spécifique des poissons herbivores

6.2.6.1 Evolution de la richesse spécifique des poissons herbivores à l'échelle régionale

Un total de 211 espèces de poissons en partie ou exclusivement herbivores a été recensé durant les 5 années sur l'ensemble de la zone d'étude. Ce sont les récifs barrières externes qui présentent la moyenne la plus élevée (22 à 29 espèces, moyenne 25,8 espèces de poissons herbivores), puis les passes (18 à 26 espèces, moyenne de 23,8 espèces de poissons herbivores), les récifs réticulés (16 à 22 espèces, moyenne de 19,9 espèces de poissons herbivores), les récifs barrières internes (14 à 24 espèces, moyenne de 19,7 espèces de poissons herbivores) et les récifs frangeants (8 à 13 espèces, moyenne de 10 espèces de poissons herbivores). Des variations temporelles similaires sont observées sur les récifs barrières externes, les récifs barrières internes, les passes et les récifs réticulés. La richesse spécifique des poissons herbivores tend à l'augmenter dans toutes les unités géomorphologiques (Figure 47).

La richesse spécifique par station des poissons herbivores augmente significativement (Anova, $p = 0,001$), elle est significativement inférieure en 2007 par rapport aux années suivantes. Sur les récifs barrières externes (Anova, $p = 0,01$) et interne (Anova, $p = 0,001$), elle est significativement inférieure en 2007 par rapport 2009 et 2010.

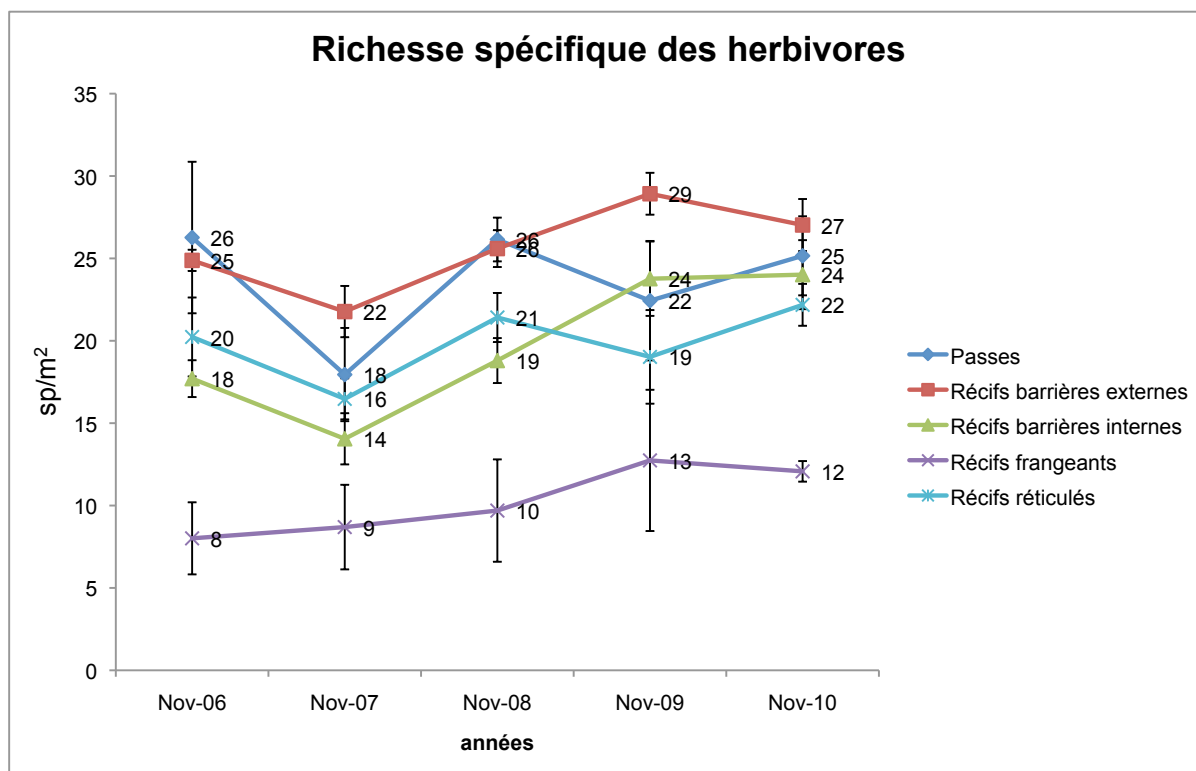


Figure 47 : Variations temporelles de la richesse spécifique par station des poissons herbivores \pm intervalle de confiance à 95% sur les 5 unités géomorphologiques

6.2.6.2 Evolution de la richesse spécifique des herbivores à l'échelle locale

La richesse spécifique par station des herbivores augmente significativement dans toutes unités géomorphologiques (Tableau 17). La richesse spécifique des herbivores de l'année 2010 est significativement supérieure à celle de l'année 2007 (Figure 48).

Tableau 17 Variations temporelles significatives de la richesse spécifique par station des herbivores ($p \leq 0,5$) durant les 5 années de l'étude dans les 5 unités géomorphologiques à l'échelle locale. F : Anova ; df est le nombre de degrés de liberté

Variables	Unités	Transformations	Tests	p	df
richesse spécifique herbivore	GENERAL	(x)	F=3.596	<0,01	4;92

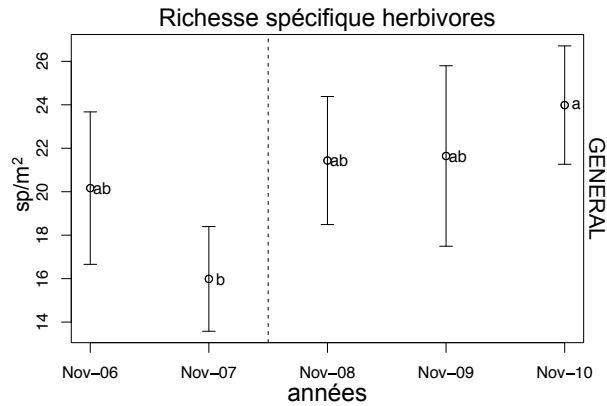


Figure 48 : Variations temporelles de la richesse spécifique par station \pm intervalle de confiance à 95% des poissons herbivores dans les 5 unités géomorphologiques de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

6.2.7 Evolution de la structure trophique en richesse spécifique

Les résultats montrent une stabilité de la structure trophique entre les différentes unités géomorphologiques. Cette structure trophique est dominée par les carnivores devant les herbivores, les planctonophages et les piscivores (Figure 49)

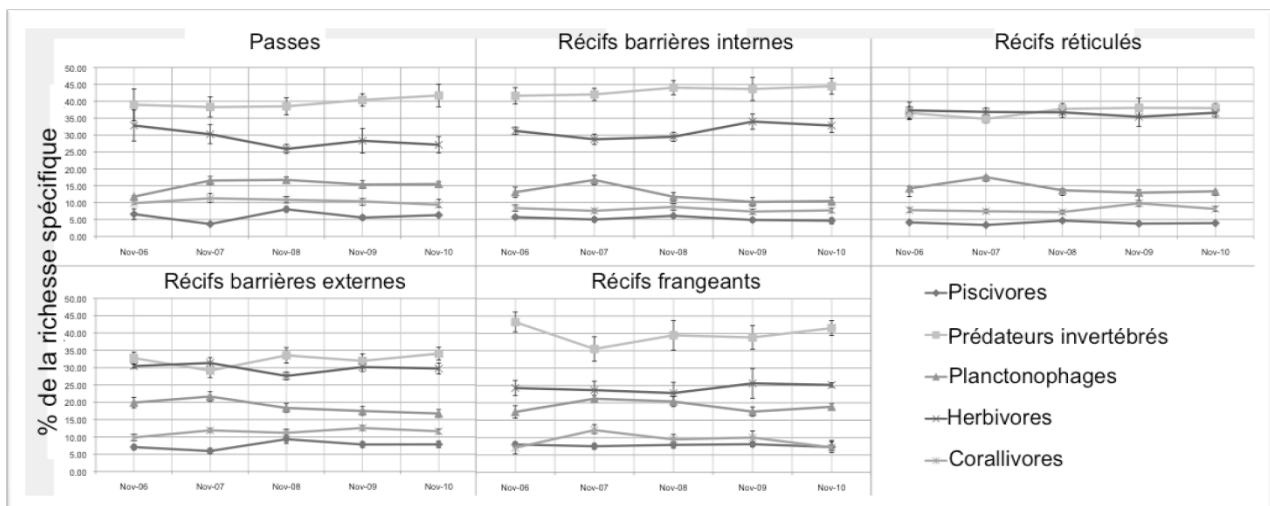


Figure 49 Variations du pourcentage de la richesse spécifique des 5 catégories trophiques considérées sur les 5 unités géomorphologiques pour les 5 années d'étude

6.2.8 Conclusions sur l'évolution de la richesse spécifique

6.2.8.1 Conclusions sur l'évolution de la richesse spécifique à l'échelle régionale

La richesse spécifique par station augmente significativement durant les 5 années de l'étude. Le nombre total d'espèces observées durant les 5 ans de l'étude est de 557 espèces. La diversité est maximale dans les passes et les récifs barrières externes.

Les poissons en partie ou exclusivement prédateurs d'invertébrés sont les plus diversifiés avec 398 espèces, devant les poissons en partie ou exclusivement herbivores (211 espèces), les poissons en partie ou exclusivement planctonophages (160 espèces), les poissons en partie ou exclusivement piscivores (89 espèces) et les poissons en partie ou exclusivement corallivores (55 espèces).

Quatre catégories alimentaires (piscivores, corallivores, planctonophages et herbivores) sont plus diversifiées sur les stations des récifs barrières externes. Les prédateurs d'invertébrés sont les plus diversifiés dans les stations des passes.

La richesse spécifique par station, est supérieure dans les récifs barrières externes avec en moyenne 86,7 espèces (69,4 à 95,9 espèces), puis les passes avec en moyenne 83,9 espèces (59,3 à 101 espèces), les récifs barrières internes avec en moyenne 62,45 espèces (48,9 à 73,1 espèces), les récifs réticulés avec en moyenne 54,3 espèces (44,7 à 60,6 espèces) et les récifs frangeants avec en moyenne 41,3 espèces (33 à 49,8 espèces). Bien que le nombre d'espèces observées varie considérablement, la structure trophique des différentes unités géomorphologiques est comparable. Les prédateurs d'invertébrés sont les plus diversifiés avec par la suite les poissons herbivores, les poissons planctonophages, les poissons corallivores et les poissons piscivores (Figure 49).

6.2.8.2 Conclusions des variations temporelles de la richesse spécifique à l'échelle locale

La richesse spécifique par station montre des différences significatives avec un minimum en 2007. Les richesses spécifiques des piscivores et des corallivores ne varient pas significativement alors que celles des prédateurs d'invertébrés et des herbivores augmentent.

6.2.9 Evolution de la densité des poissons

6.2.9.1 Evolution de la densité des poissons à l'échelle régionale

Un total de 1,66 ind/m² a été recensé durant les 5 années sur l'ensemble de la zone d'étude. La densité est plus élevée sur les récifs barrières externes pour les 5 années du suivi avec (1,53 à 4,07 ind/m², moyenne de 2,55 ind/m²), puis les passes (1,17 à 2,48 ind/m², moyenne de 1,77 ind/m²), les récifs frangeants (0,84 à 2,09 ind/m², moyenne de 1,4 ind/m²), les récifs barrières internes (0,95 à 1,02 ind/m², moyenne de 1,38 ind/m²) et les récifs réticulés (0,75 à 1,77 ind/m², moyenne de 1,23 ind/m²).

La densité est significativement inférieure en 2007 par rapport à 2008 et 2010 (Kruskal-Wallis, $p = 0,01$). Toutes les évolutions sont comparables à l'exception des récifs frangeants qui présentent une densité en 2009 supérieure à 2008 et 2010 (Figure 50).

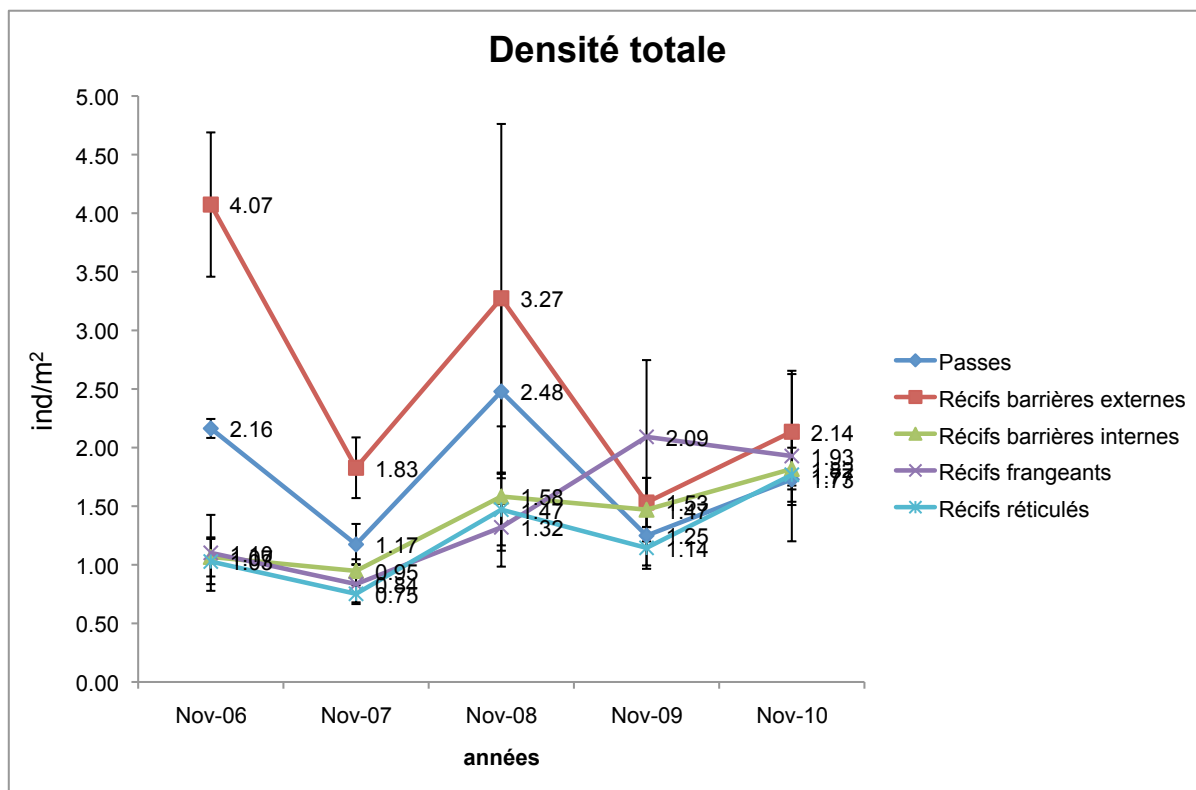


Figure 50 : Variations spatio-temporelles de la densité des poissons \pm intervalle de confiance à 95% pour les 5 unités géomorphologiques à l'échelle régionale

6.2.9.2 Evolution de la densité des poissons à l'échelle locale

La densité des poissons varie significativement pour l'ensemble des stations à l'échelle locale ainsi que dans 3 compartiments géomorphologiques (Tableau 18). La densité des poissons sur l'ensemble des stations en 2007 est significativement inférieure à 2008 et 2009 (Figure 51). Pour les récifs réticulés, la densité de 2007 est significativement inférieure à celle de 2010 (Figure 52). Pour les stations du récif barrière externe et la passe, la densité 2006 est significativement supérieure à 2009 (Figure 53). La densité des récifs réticulés et du récif frangeant est significativement supérieure en 2010 en rapport à l'année 2007 (Figure 55).

Tableau 18 Variations temporelles significatives de la densité ($p \leq 0,5$) durant les 5 années dans les 5 unités géomorphologiques à l'échelle locale. F : Anova ; H : test de Kruskal-Wallis; df est le nombre de degrés de liberté

Variables	Unités	Transformations	Tests	p	df
densité	GENERAL	Rang (x)	H=13.6968	<0,01	4
densité	RRE	(X)	F=2.587	<0,05	4;35
densité	RBE/PAS	(X)	F=3.171	<0,05	4;20
densité	RFR/RRE	log10 (X+1)	F=4.833	<0,05	4;44

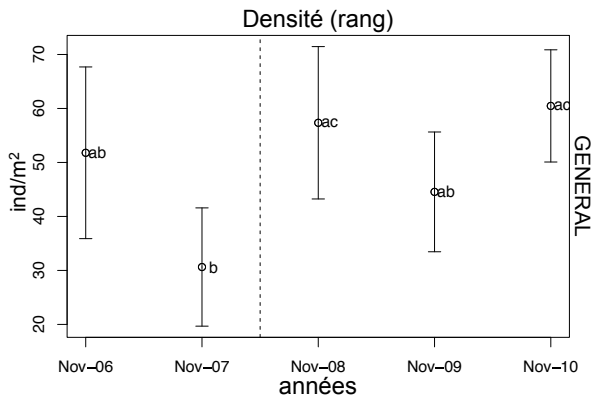


Figure 51 : Variations temporelles de la densité \pm intervalle de confiance à 95% des poissons sur les stations des 5 unités géomorphologiques de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, alpha = 0.05)

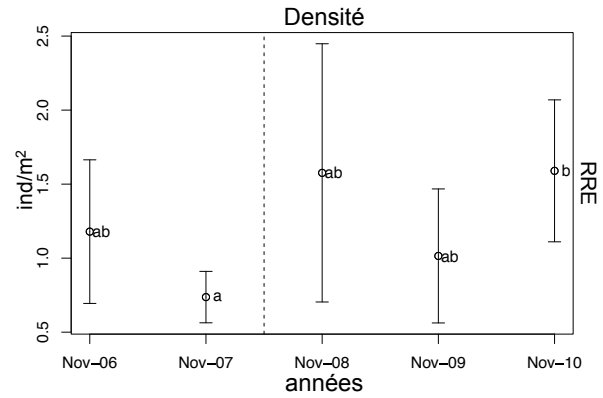


Figure 52 : Variations temporelles de la densité des poissons moyenne \pm intervalle de confiance à 95% sur les stations des récifs réticulés de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, alpha = 0.05)

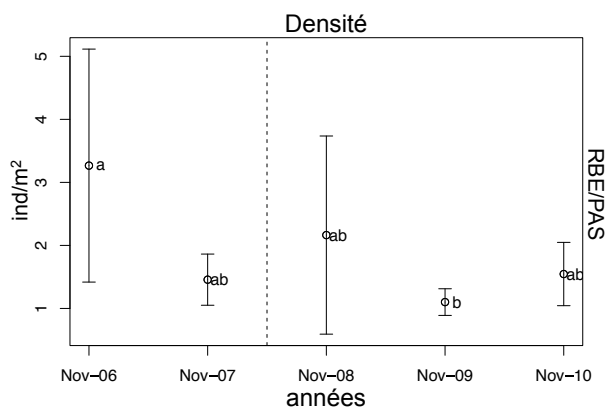


Figure 53 : Variations temporelles de la densité \pm intervalle de confiance à 95% des poissons sur les stations du récifs barrière externe/passe de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, alpha = 0.05)

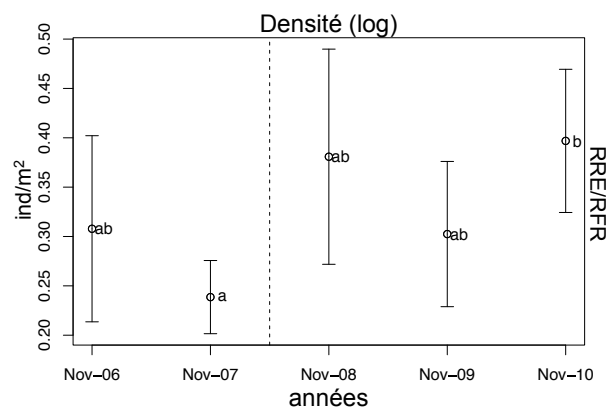


Figure 54 : Variations temporelles de la densité des poissons moyenne \pm intervalle de confiance à 95% sur les stations des récifs réticulés/frangeant de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, alpha = 0.05)

6.2.10 Evolution de la densité des poissons piscivores

6.2.10.1 Evolution de la densité des poissons piscivores à l'échelle régionale

Une densité de 0,04 ind/m² en partie ou exclusivement piscivores a été recensée durant les 5 années sur l'ensemble de la zone d'étude. La densité des poissons en partie ou exclusivement piscivores est la plus élevée sur les récifs frangeants (0,05 à 0,13 ind/m², moyenne 0,07 de ind/m²) puis les récifs barrières internes (0,03 à 0,08 ind/m², moyenne 0,054 de ind/m²) et les récifs barrières externes (0,02 à 0,07 ind/m², moyenne 0,046 de ind/m²), les passes (0,02 à 0,04 ind/m², moyenne 0,03 de ind/m²) et les récifs réticulés (0,01 à 0,03 ind/m², moyenne 0,02 de ind/m²).

La densité des poissons piscivores ne varie pas significativement sur l'ensemble de la zone pendant les 5 années de l'étude. La densité de poissons piscivores sur les récifs frangeants est supérieure aux autres types de récifs en 2009 (Figure 55).

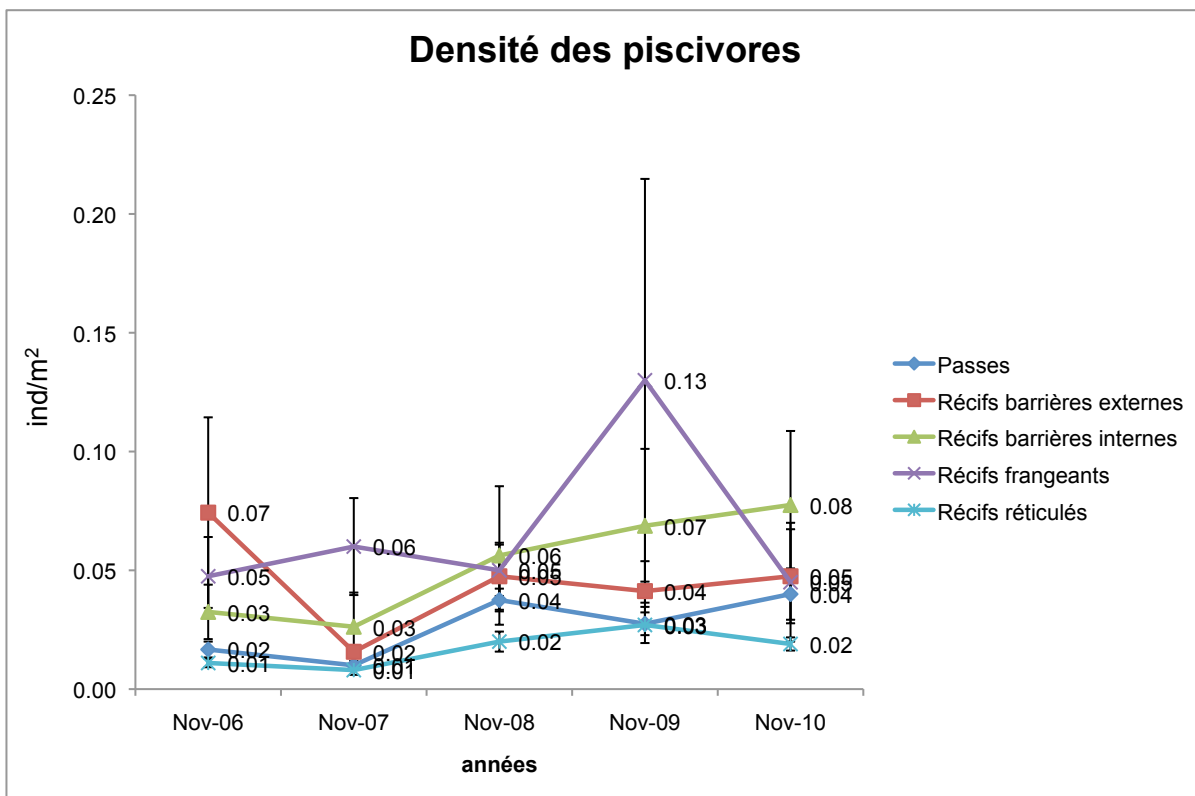


Figure 55 : Variations temporelles de la densité des poissons piscivores \pm intervalle de confiance à 95% pour les 5 unités géomorphologiques à l'échelle régionale

6.2.10.2 Evolution de la densité des poissons piscivores à l'échelle locale

La densité des poissons piscivores ne varie pas significativement à l'échelle locale durant la période de l'étude pour les stations de la zone sous l'influence du dragage.

6.2.11 Evolution de la densité des poissons prédateurs d'invertébrés

6.2.11.1 Evolution de la densité des poissons prédateurs d'invertébrés à l'échelle régionale

Une densité de 0,33 ind/m² en partie ou exclusivement prédateurs d'invertébrés a été recensée durant les 5 années sur l'ensemble de la zone d'étude. La densité des poissons en partie ou exclusivement prédateurs d'invertébrés est plus élevée sur les récifs barrières internes (0,28 à 0,57 ind/m², moyenne de 0,40 ind/m²) puis les récifs barrières externes (0,28 à 0,49 ind/m², moyenne de 0,34 ind/m²), les passes (0,22 à 0,49 ind/m², moyenne de 0,32 ind/m²) et les récifs frangeants (0,21 à 0,48 ind/m², moyenne de 0,32 ind/m²) et les récifs réticulés (0,16 à 0,40 ind/m², moyenne de 0,26 ind/m²).

La densité des prédateurs d'invertébrés est significativement plus importante en 2010 qu'en 2007 et 2008 (Anova, $p = 0,01$). Les récifs frangeants présentent un maximum non significatif supérieur aux autres en 2009. Une tendance à l'augmentation constante des prédateurs d'invertébrés est observée sur les récifs barrières internes à partir de 2007 (Figure 56).

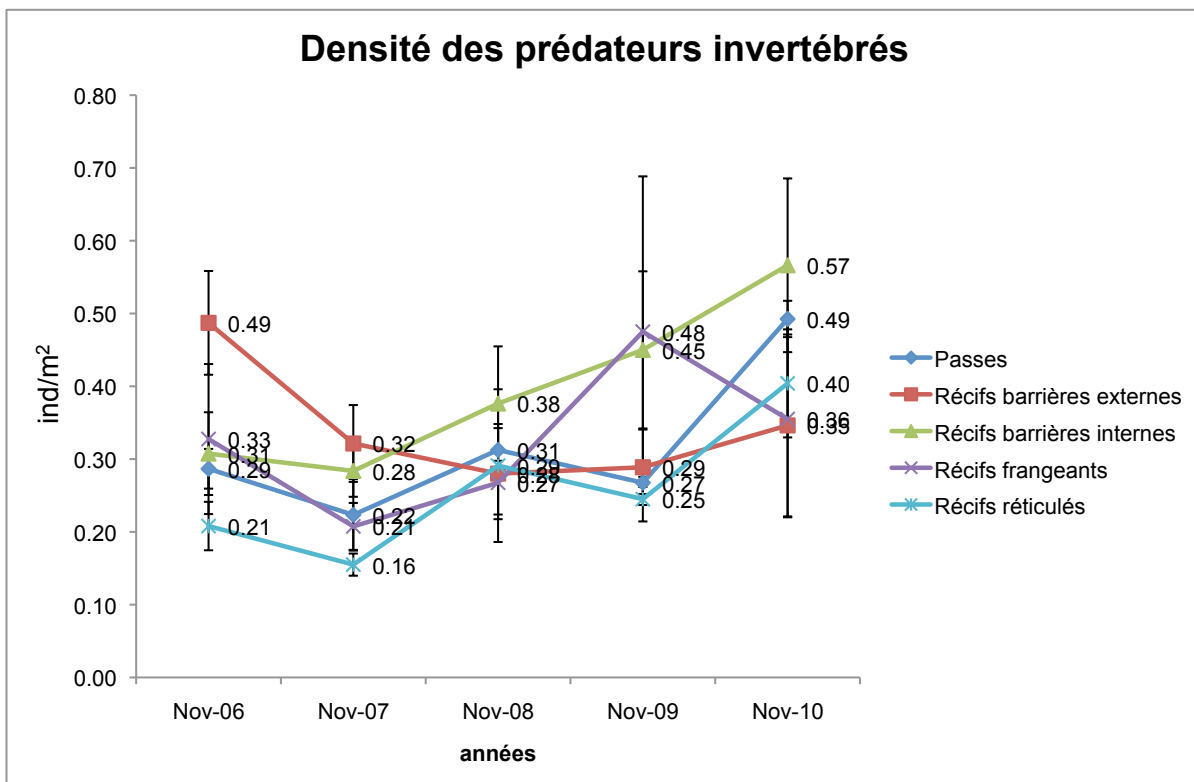


Figure 56 : Variations temporelles de la densité des poissons prédateurs d'invertébrés \pm intervalle de confiance à 95% pour les 5 unités géomorphologiques à l'échelle régionale

6.2.11.2 Evolution de la densité des poissons prédateurs d'invertébrés à l'échelle locale

La densité des poissons prédateurs d'invertébrés varie significativement pour l'ensemble des récifs et pour le récif barrière externe à l'échelle locale (Tableau 19). Elle augmente significativement en 2010 sur l'ensemble des récifs. (Figure 57). En revanche, pour le récif barrière externe la densité des poissons prédateurs d'invertébrés en 2006 est significativement supérieure à celle de l'année 2008 (Figure 58).

Tableau 19 Variations temporelles significatives ($p \leq 0,5$) de la densité durant 5 années de l'étude pour la densité des poissons prédateurs d'invertébrés sur les stations des 5 unités géomorphologiques à l'échelle locale. F : Anova ; H : test de Kruskal-Wallis; df est le nombre de degrés de liberté

Variables	Unités	Transformations	Tests	p	df
densité prédateurs invertébrés	GENERAL	log10 (x+1)	F=2.521	<0,05	4;92
densité prédateurs invertébrés	RBE	Rang (x)	H=10.3262	<0,05	4

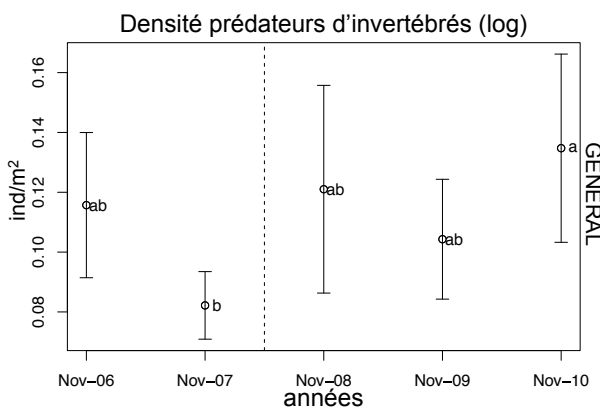


Figure 57 : Variations temporelles de la densité \pm intervalle de confiance à 95% des poissons prédateurs d'invertébrés pour les stations des 5 unités géomorphologiques de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

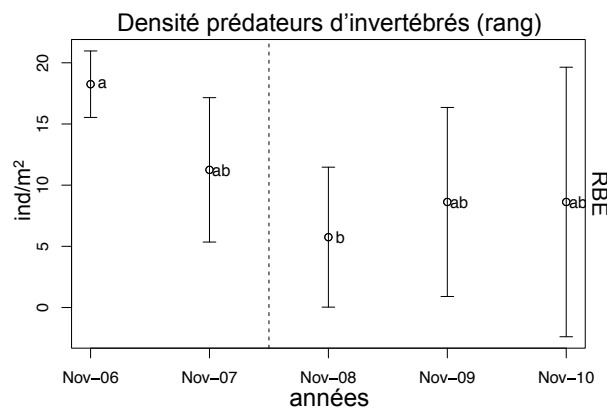


Figure 58 : Variations temporelles de la densité \pm intervalle de confiance à 95% des poissons prédateurs d'invertébrés pour le récif barrière externe de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

6.2.12 Evolution de la densité des poissons corallivores

6.2.12.1 Evolution de la densité des poissons corallivores à l'échelle régionale

Une densité de 0,05 ind/m² en partie ou exclusivement corallivores a été recensée durant les 5 années sur l'ensemble de la zone d'étude. La densité des poissons en partie ou exclusivement corallivores est plus élevée sur les récifs barrières externes (0,06 à 0,11 ind/m², moyenne de 0,08 ind/m²), puis les passes (0,04 à 0,10 ind/m², moyenne de 0,07 ind/m²), les récifs frangeants (0,03 à 0,08 ind/m², moyenne de 0,05 ind/m²), les récifs barrières internes (0,03 à 0,06 ind/m², moyenne de 0,04 ind/m²) et les récifs réticulés (0,02 à 0,5 ind/m², moyenne de 0,03 ind/m²).

La densité des poissons corallivores est significativement supérieure en 2010 par rapport aux années 2006, 2007 et 2008 (Anova, $p = 0,001$). Les variations temporelles des récifs barrières externes, récifs barrières internes et récifs réticulés sont similaires pendant la durée de l'étude. Seul la densité des corallivores des récifs barrières externes varie significativement (Anova, $p = 0,05$) entre 2006 et 2010. Les variations interannuelles sont plus importantes dans les passes et les récifs frangeants. Les fluctuations sont opposées dans ces 2 unités géomorphologiques (Figure 59).

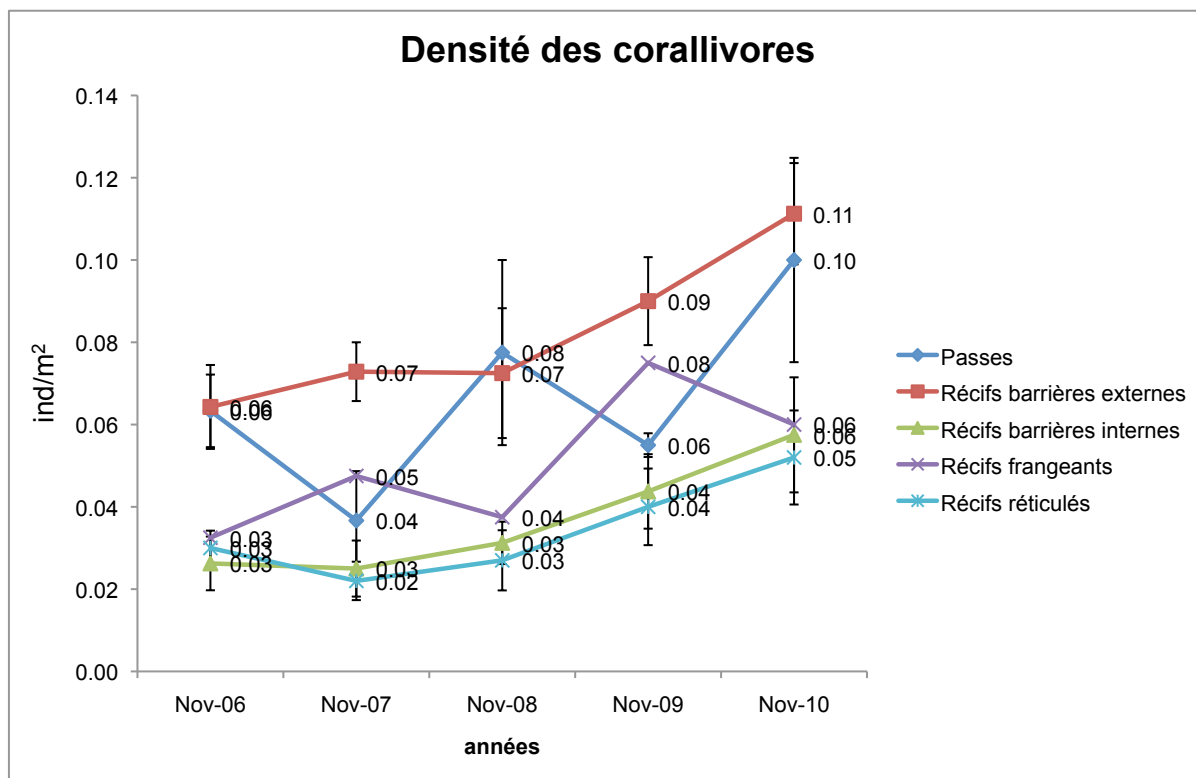


Figure 59 : Variations spatio-temporelles de la densité des poissons corallivores \pm intervalle de confiance à 95% pour les 5 unités géomorphologiques à l'échelle régionale

6.2.12.2 Evolution de la densité des poissons corallivores à l'échelle locale

La densité des poissons corallivores ne varie pas significativement à l'échelle locale durant la période de l'étude pour les stations de la zone sous l'influence du dragage.

6.2.13 Evolution de la densité des poissons planctonophages

6.2.13.1 Evolution de la densité des poissons planctonophages à l'échelle régionale

Une densité de 0,65 ind/m² en partie ou exclusivement planctonophages a été recensé durant les 5 années sur l'ensemble de la zone d'étude. La densité des poissons en partie ou exclusivement planctonophages est plus élevée sur les récifs barrières externes (0,57 à 2,69 ind/m², moyenne de 1,1 ind/m²), puis les récifs frangeants (0,38 à 1,05 ind/m², moyenne de 0,67 ind/m²), les passes (0,44 à 0,88 ind/m², moyenne de 0,58 ind/m²), les récifs réticulés (0,30 à 0,64 ind/m², moyenne de 0,44 ind/m²) et les récifs barrières internes (0,32 à 0,73 ind/m², moyenne de 0,45 ind/m²).

La densité des poissons en partie ou exclusivement planctonophages augmente sur les récifs frangeants à partir de 2008. Elle est supérieure sur les récifs barrières externes en 2006 (Figure 60). Cependant, elle ne varie pas significativement au cours de l'étude.

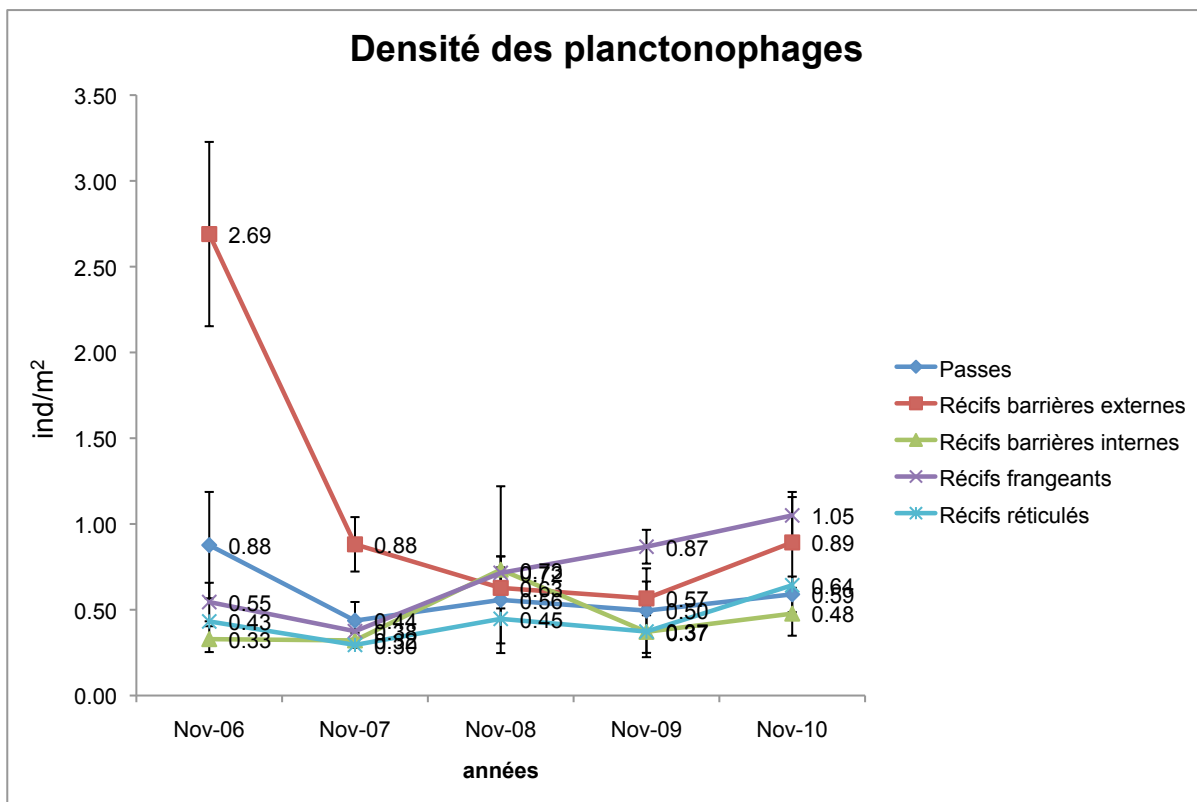


Figure 60 : Variations temporelles de la densité des poissons planctonophages ± intervalle de confiance à 95% pour les 5 unités géomorphologiques à l'échelle régionale

6.2.13.2 Evolution de la densité des poissons planctonophages à l'échelle locale

La densité des poissons planctonophages varie significativement dans un compartiment géomorphologique (Tableau 20). La densité des poissons planctonophages du récif barrière externe et de la passe diminue significativement de 2006 à 2009, les densités de 2006 et 2007 étant significativement supérieures à celles de 2008 et 2009 (Figure 61). La densité de 2006 est également significativement supérieure à celle de l'année 2010 (Figure 62).

Tableau 20 Variations temporelles significatives ($p \leq 0,5$) de la densité sur les 5 unités géomorphologiques à l'échelle locale. H : test de Kruskal-Wallis; df est le nombre de degrés de liberté

Variables	Unités	Transformations	Tests	p	df
densité planctonophage	RBE	Rang (x)	H=13.1252	<0,05	4
densité planctonophage	RBE/PAS	Rang (x)	H=17.8848	<0,01	4

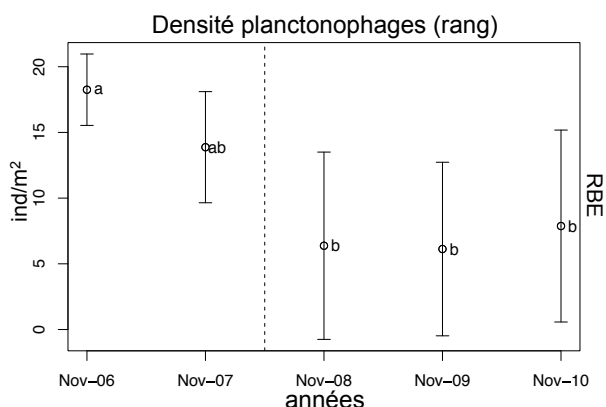


Figure 61 : Variations temporelles de la densité \pm intervalle de confiance à 95% des poissons planctonophages pour les stations du récif barrière externe et la passe de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

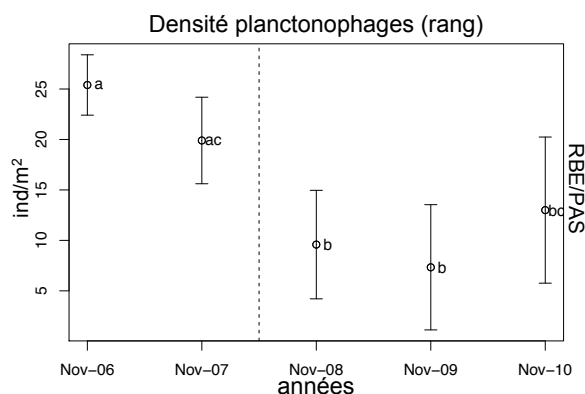


Figure 62 : Variations temporelles de la densité \pm intervalle de confiance à 95% des poissons planctonophages pour les stations du récif barrière externe/passe de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

6.2.14 Evolution de la densité des poissons herbivores

6.2.14.1 Evolution de la densité des poissons herbivores à l'échelle régionale

Une densité de 0,59 ind/m² en partie ou exclusivement herbivores a été recensé durant les 5 années sur l'ensemble de la zone d'étude. La densité des poissons en partie ou exclusivement herbivores est plus élevée sur les récifs barrières externes (0,54 à 2,25 ind/m², moyenne de 0,98 ind/m²), puis les passes (0,41 à 1,50 ind/m², moyenne de 0,77 ind/m²), les récifs réticulés (0,28 à 0,68 ind/m², moyenne de 0,48 ind/m²), les récifs barrières internes (0,28 à 0,64 ind/m², moyenne de 0,45 ind/m²) et les récifs frangeants (0,15 à 0,54 ind/m², moyenne de 0,29 ind/m²). Elle est supérieure en 2008 pour les récifs barrières externes, les passes et les récifs réticulés (Figure 63).

La densité des poissons herbivores varie significativement (Anova, $p \leq 0,05$). Elle est significativement supérieure en 2008 par rapport à 2007. Ces valeurs exceptionnelles proviennent de l'observation d'importants bancs de perroquet dans les passes (*Chlorurus sordidus* 1,18 ind/m², *Scarus globiceps* 0,93 ind/m², *Scarus rivulatus* 1,38 ind/m²) et sur les récifs barrières externes (*Chlorurus sordidus* 2,44 ind/m², *Scarus globiceps* 2,5 ind/m², *Scarus psittacus* 1,69 ind/m², *Scarus rivulatus* 3,21 ind/m²).

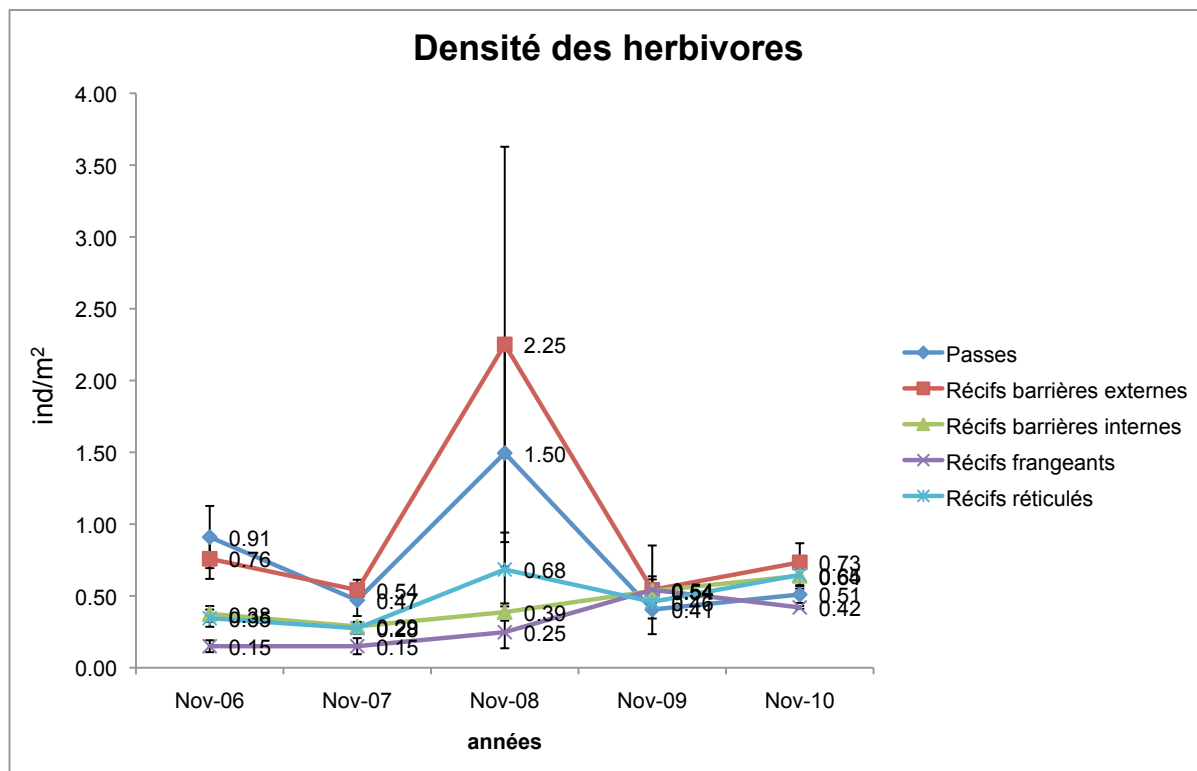


Figure 63 : Variations temporelles de la densité des poissons herbivores \pm intervalle de confiance à 95% pour les 5 unités géomorphologiques

6.2.14.2 Evolution de la densité des poissons herbivores à l'échelle locale

La densité des poissons herbivores varie significativement pour l'ensemble de la zone et sur le récif barrière interne (Tableau 21). Pour l'ensemble de la zone la densité présente un minimum significatif en 2007. Cette année est inférieure à 2008 et 2010 (Figure 64). Ce minimum est également observé sur le récif barrière interne (Figure 65).

Tableau 21 Variations temporelles significatives ($p \leq 0,5$) de la densité des poissons herbivores dans les stations des 5 unités géomorphologiques à l'échelle locale. H : test de Kruskal-Wallis; df est le nombre de degrés de liberté

Variables	Unités	Transformations	Tests	p	df
densité herbivore	GENERAL	Rang (x)	H=16.5057	<0,01	4
densité herbivore	RBI	Rang (x)	H=11.6714	<0,05	4

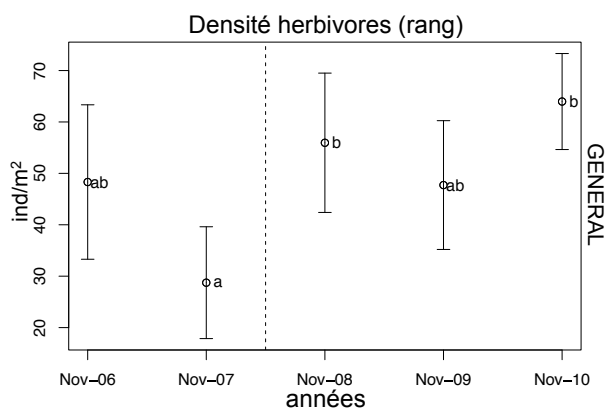


Figure 64 : Variations temporelles de la densité \pm intervalle de confiance à 95% des poissons herbivores pour les stations des 5 unités géomorphologiques de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

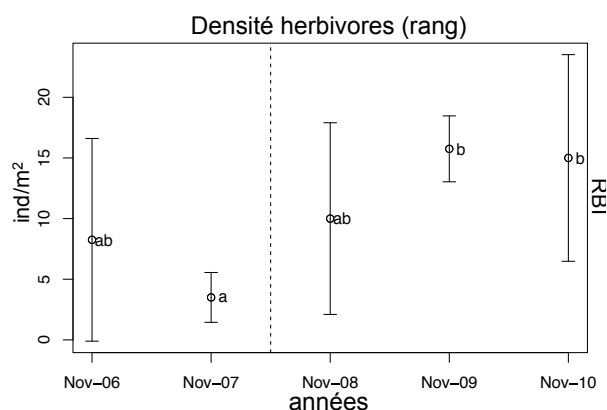


Figure 65 : Variations temporelles de la densité \pm intervalle de confiance à 95% des poissons herbivores pour les stations du récif barrière interne de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

6.2.15 Conclusions pour la densité

6.2.15.1 Conclusion de la densité des poissons à l'échelle régionale

La densité observée durant les 5 ans de l'étude est de $1,66 \text{ ind/m}^2$. La densité maximum est observée pour les poissons en partie ou exclusivement planctonophages ($0,65 \text{ ind/m}^2$) puis les poissons en partie ou exclusivement herbivores ($0,59 \text{ ind/m}^2$), les poissons en partie ou exclusivement prédateurs d'invertébrés ($0,33 \text{ ind/m}^2$), les poissons en partie ou exclusivement corallivores ($0,05 \text{ ind/m}^2$) et les poissons en partie ou exclusivement piscivores ($0,04 \text{ ind/m}^2$).

Pendant les 5 ans de l'étude, la densité des piscivores a été plus élevée sur les récifs frangeants, la densité des prédateurs d'invertébrés a été plus élevée sur les récifs barrières internes. Les densités des corallivores, des planctonophages et des herbivores ont été plus élevées sur les récifs barrières externes.

6.2.15.2 Conclusion de la densité des poissons à l'échelle locale

Plusieurs variations significatives de la densité des poissons ont été détectées. Les densités des poissons piscivores et corallivores sont les seuls qui ne varient pas significativement au cours de l'étude. La densité par station des prédateurs d'invertébrés augmente significativement. La densité par station des poissons planctonophages diminue significativement sur le récif barrière externe. La densité par station des poissons herbivores augmente significativement.

6.2.16 Evolution de la biomasse totale des poissons

6.2.16.1 Evolution de la biomasse totale des poissons à l'échelle régionale

Une biomasse de 97,3 g/m² de poissons a été recensée durant les 5 années sur l'ensemble de la zone d'étude. La biomasse totale la plus élevée a été observée sur les récifs barrières externes durant les 5 années du suivi (70 à 298 g/m², moyenne de 164,7 g/m²), puis les passes (40 à 193 g/m², moyenne de 132,4 g/m²), les récifs frangeants (16 à 240 g/m², moyenne de 76,4 g/m²), les récifs barrières internes (46 à 97 g/m², moyenne de 65,9 g/m²) et les récifs réticulés (21 à 66 g/m², moyenne de 46,9 g/m²). Un maximum est observé en 2008 sur les récifs barrières externes (298 g/m²) et un autre en 2009 sur les récifs frangeants est (240 g/m²), (Figure 66).

La biomasse totale des poissons varie significativement (Anova, $p = 0,001$). Elle est significativement inférieure en 2007 par rapport aux autres années.

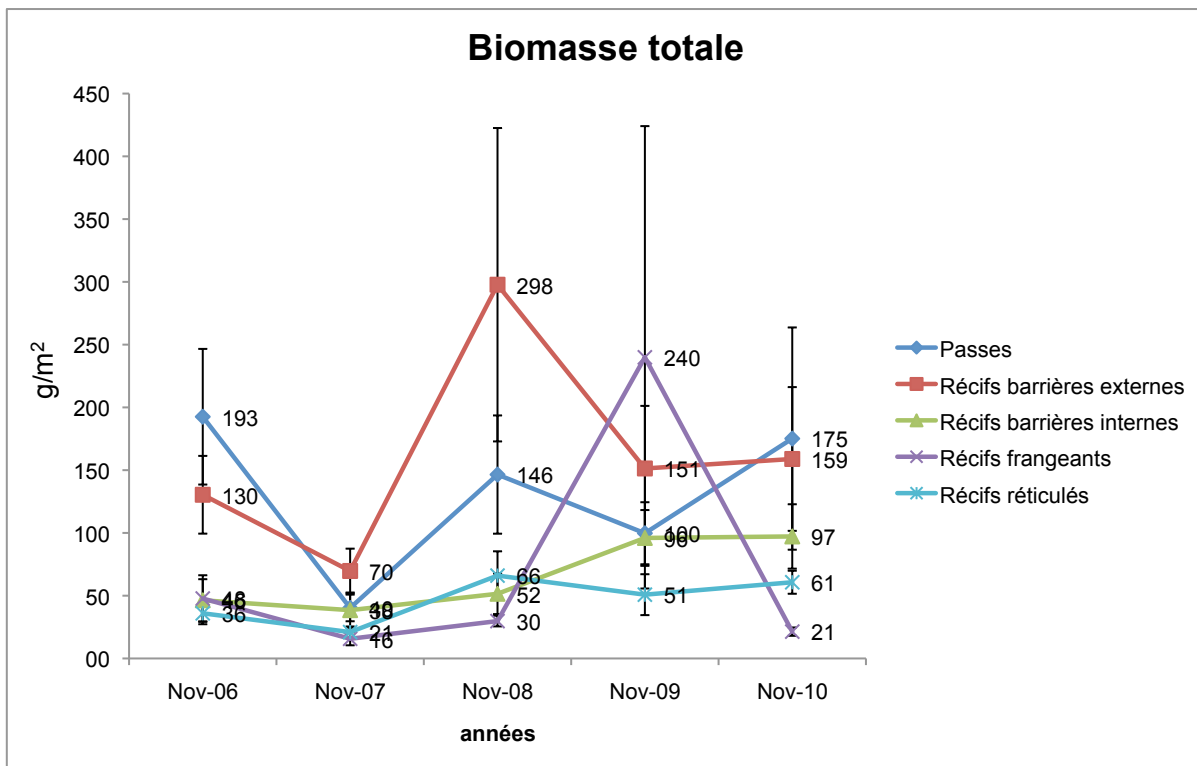


Figure 66 : Variations temporelles de la biomasse totale des poissons \pm intervalle de confiance à 95% pour les 5 unités géomorphologiques à l'échelle régionale

6.2.16.2 Evolution de la biomasse totale des poissons à l'échelle locale

La biomasse totale des poissons varie significativement pour l'ensemble de la zone et sur les récifs réticulés/récifs frangeants à l'échelle locale (Tableau 22). La biomasse des poissons est inférieure en 2007 par rapport à 2008, 2009 et 2010 (Figure 67). La biomasse des récifs réticulés et des récifs frangeants est significativement inférieure en 2007 par rapport à 2008 et 2009 (Figure 68).

Tableau 22 Variations temporelles significatives ($p \leq 0,5$) de la biomasse totale des poissons pour les 5 unités géomorphologiques à l'échelle locale. F : Anova ; df est le nombre de degrés de liberté

Variables	Unités	Transformations	Tests	p	df
biomasse	GENERAL	$\log_{10}(x+1)$	F=5.233	<0,001	4;92
biomasse	RFR/RRE	$\log_{10}(x+1)$	F=3.751	<0,05	4;44

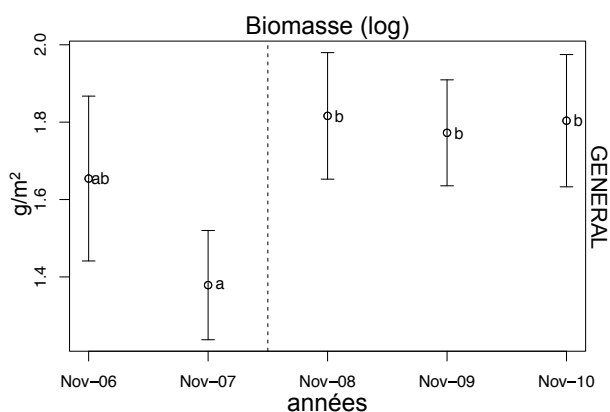


Figure 67 : Variations temporelles de la biomasse \pm intervalle de confiance à 95% des poissons pour les stations des 5 unités géomorphologiques de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0,05$)

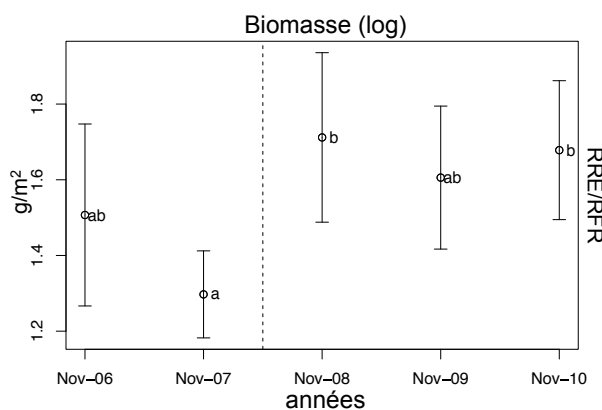


Figure 68 : Variations temporelles de la biomasse \pm intervalle de confiance à 95% des poissons sur les stations des récifs réticulés/frangeant de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0,05$)

6.2.17 Evolution de la biomasse des poissons piscivores

6.2.17.1 Evolution de la biomasse des poissons piscivores à l'échelle régionale

Une biomasse de 11,7 g/m² de poissons en partie ou exclusivement piscivores a été recensée durant les 5 années sur l'ensemble de la zone d'étude. La biomasse des poissons en partie ou exclusivement piscivores est plus élevée sur les récifs barrières externes (7 à 68 g/m², moyenne de 27,8 g/m²), puis les passes (2 à 18 g/m², moyenne de 14,3 g/m²), les récifs barrières internes (2 à 11 g/m², moyenne de 7,6 g/m²), les récifs frangeants (1 à 18 g/m², moyenne de 6,05 g/m²) et les récifs réticulés (1 à 5 g/m², moyenne de 2,6 g/m²).

La biomasse des poissons piscivores varie significativement (Anova, $p = 0,001$). Elle est significativement inférieure en 2006 et 2007 par rapport aux années suivantes. Sur les récifs barrières externes, elle est maximale en 2008 (Anova, $p \leq 0,05$) et significativement (Anova, $p = 0,001$) différente de 2007. Ces valeurs exceptionnelles proviennent de l'observation, sur les stations de la zone de référence, de gros piscivores (*Caranx lugubris* 191 g/m², *Caranx ignobilis* 116 g/m², *Symphorus nematophorus* 129g/m²), (Figure 69).

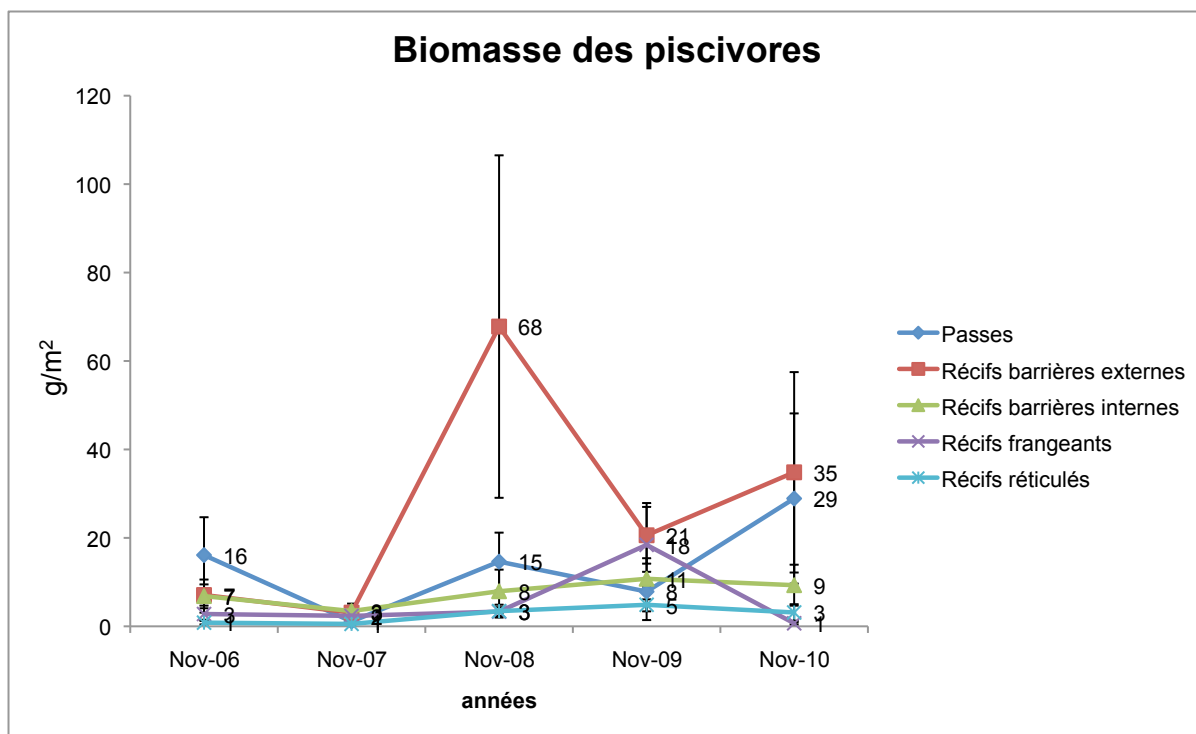


Figure 69 : Variations temporelles de la biomasse des poissons piscivores \pm intervalle de confiance à 95% pour les 5 unités géomorphologiques à l'échelle régionale

6.2.17.2 Evolution de la biomasse des poissons piscivores à l'échelle locale

La biomasse des poissons piscivores varie significativement pour l'ensemble de la zone à l'échelle locale (Tableau 23). La biomasse des poissons piscivores augmente entre 2007 et 2008. Elle est significativement supérieure en 2008 et 2009 par rapport aux années précédentes (Figure 70).

Tableau 23 Variations temporelles significatives ($p \leq 0,5$) de la biomasse des poissons piscivores pour les 5 unités géomorphologiques à l'échelle locale. H : test de Kruskal-Wallis; df est le nombre de degrés de liberté

Variables	Unités	Transformations	Tests	p	df
biomasse piscivore	GENERAL	Rang (x)	H=19,3457	<0,05	4

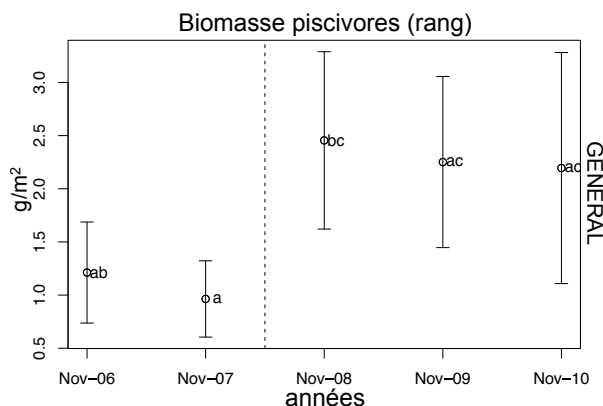


Figure 70 : Variations temporelles de la biomasse \pm intervalle de confiance à 95% des poissons piscivores pour les stations des 5 unités géomorphologiques de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, alpha = 0.05)

6.2.18 Evolution de la biomasse des poissons prédateurs d'invertébrés

6.2.18.1 Evolution de la biomasse des poissons prédateurs d'invertébrés à l'échelle régionale

Une biomasse de 28,8 g/m² de poissons en partie ou exclusivement prédateurs d'invertébrés a été recensée durant les 5 années sur l'ensemble de la zone d'étude. La biomasse des poissons en partie ou exclusivement prédateurs d'invertébrés est plus élevée sur les récifs barrières externes (13 à 66 g/m², moyenne de 39,5 g/m²), puis les passes (12 à 80 g/m², moyenne de 37,8 g/m²), les récifs barrières internes (17 à 44 g/m², moyenne de 29,5 g/m²), les récifs frangeants (7 à 88 g/m², moyenne de 27,5 g/m²) et les récifs réticulés (5 à 12 g/m², moyenne de 9,6 g/m²).

La biomasse des poissons prédateurs d'invertébrés est significativement plus faible en 2007 que les années suivantes (Anova, $p = 0,001$). Elle varie significativement sur les récifs barrières externes (Anova, $p = 0,05$) entre 2008 et 2007. Sur les récifs frangeants, la biomasse des poissons prédateurs d'invertébrés est significativement plus importante en 2009 par rapport à 2007 (Anova, $p = 0,05$). Pour les passes un maximum est enregistré en 2010. Ces valeurs exceptionnelles proviennent de l'observation de Napoléon (*Cheilinus undulatus*) sur une des stations de la passe en zone sous l'influence du projet (241g/m²) qui a un régime alimentaire fait à 70% d'invertébrés (Figure 71).

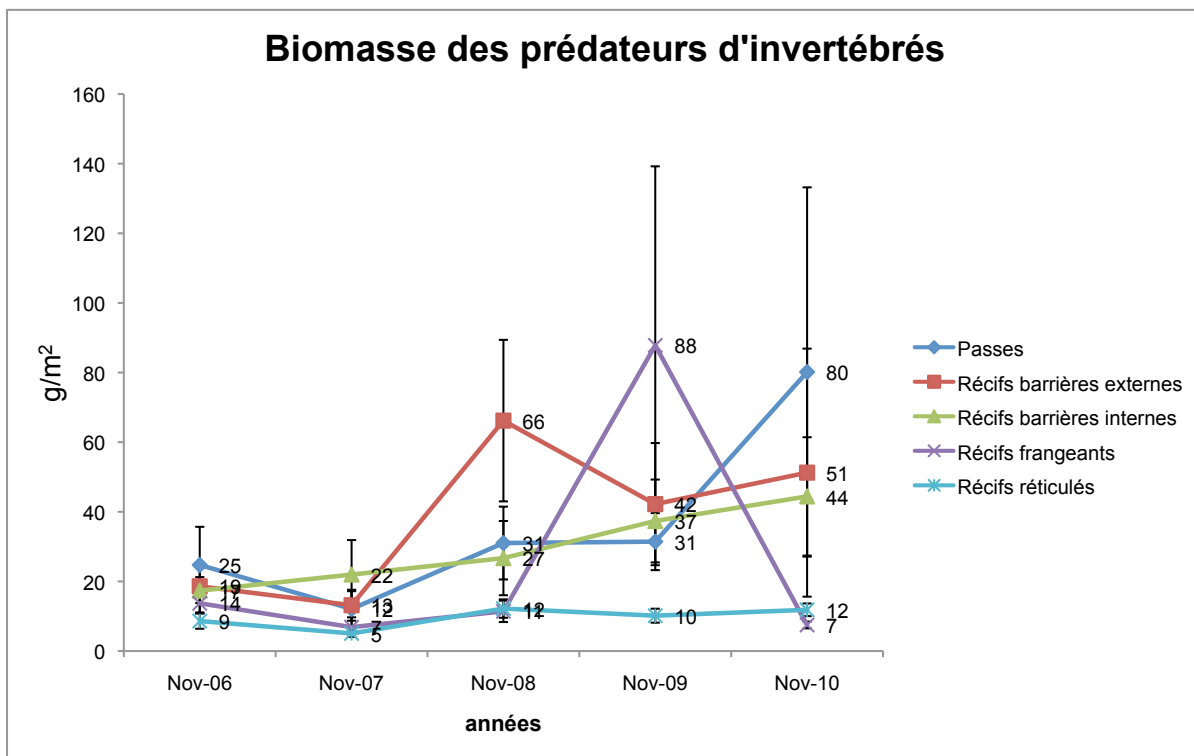


Figure 71 : Variations temporelles de la biomasse des poissons prédateurs d'invertébrés \pm intervalle de confiance à 95% pour les 5 unités géomorphologiques à l'échelle régionale

6.2.18.2 Evolution de la biomasse des poissons prédateurs d'invertébrés à l'échelle locale

La biomasse des poissons prédateurs d'invertébrés ne varie pas significativement à l'échelle locale durant la période de l'étude pour les stations de la zone sous l'influence du dragage.

6.2.19 Evolution de la biomasse des poissons corallivores

6.2.19.1 Evolution de la biomasse des poissons corallivores à l'échelle régionale

Une biomasse de $3,3 \text{ g/m}^2$ de poissons en partie ou exclusivement corallivores a été recensée durant les 5 années sur l'ensemble de la zone d'étude. La biomasse des poissons en partie ou exclusivement corallivores est plus élevée sur les récifs barrières externes (2 à 22 g/m^2 , moyenne de $10,1 \text{ g/m}^2$), puis les passes (2 à 7 g/m^2 , moyenne de $3,27 \text{ g/m}^2$), les récifs réticulés (1 à 2 g/m^2 , moyenne de $1,04 \text{ g/m}^2$), les récifs frangeants (1 à 2 g/m^2 , moyenne de $1,02 \text{ g/m}^2$) et les récifs barrières internes (1 à 2 g/m^2 , moyenne de $0,97 \text{ g/m}^2$).

La biomasse totale des poissons corallivores ne varie pas significativement à l'échelle régionale. Elle est plus élevée sur les récifs barrières externes que sur les autres unités géomorphologiques pour la campagne de 2008 et 2009 (Figure 72). Ces variations sont dues à l'observation de perroquets à bosse (*Bobolmetopon muricatum*) qui est l'espèce la plus grosse dans cette catégorie trophique. Leur régime alimentaire est composé à 80% de polype de corail et 20 % de microalgues. Cette espèce de poissons n'a

été observée qu'en 2008 et 2009 et uniquement sur les stations de la zone de référence. Son observation sur le récif barrière externe augmente considérablement la biomasse des poissons corallivores sur cette unité géomorphologique et engendre des variations intra-annuelles importantes.

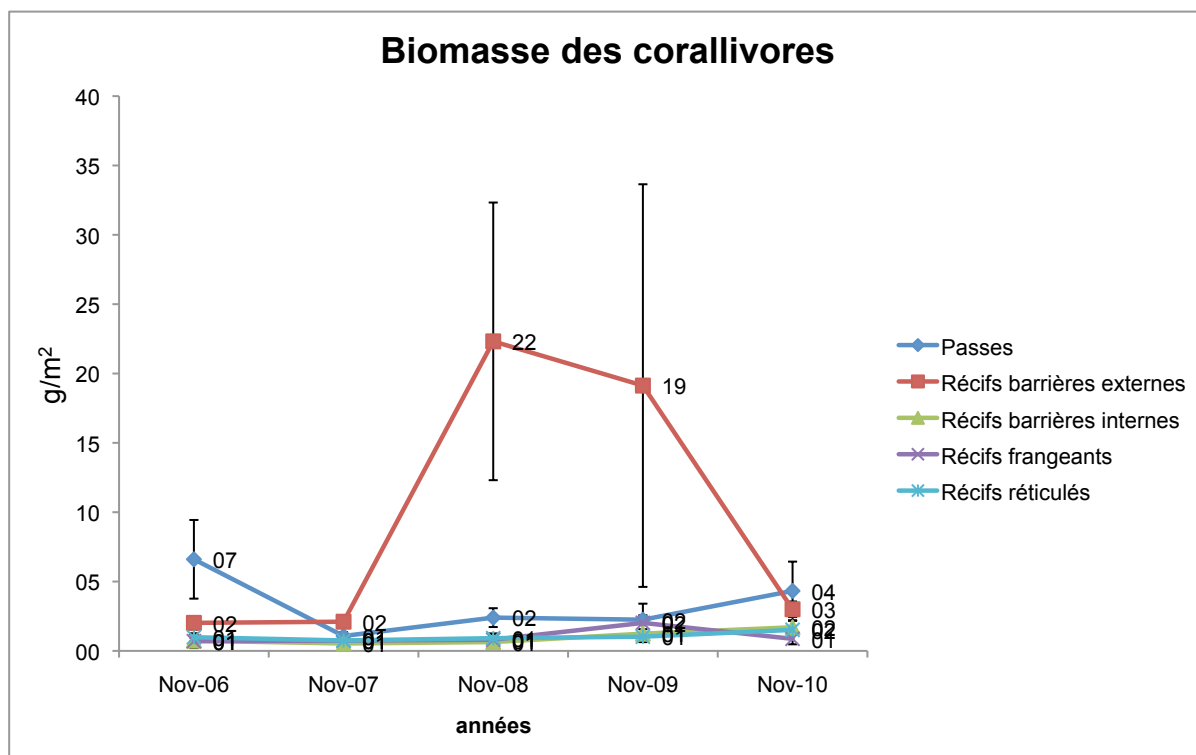


Figure 72 : Variations temporelles de la biomasse des poissons corallivores \pm intervalle de confiance à 95% pour les 5 unités géomorphologiques à l'échelle régionale

6.2.19.2 Evolution de la biomasse des poissons corallivores à l'échelle locale

La biomasse des poissons corallivores varie significativement pour l'ensemble de la zone à l'échelle locale (Tableau 24). La biomasse des poissons corallivores augmente significativement depuis 2007, la valeur de 2007 étant significativement inférieure à 2010 (Figure 73).

Tableau 24 Variations temporelles significatives ($p \leq 0,5$) de la biomasse des poissons corallivores pour les 5 unités géomorphologiques à l'échelle locale. F : Anova ; df est le nombre de degrés de liberté

Variables	Unités	Transformations	Tests	p	df
biomasse corallivore	GENERAL	(x)	F=2.669	<0,05	4;92

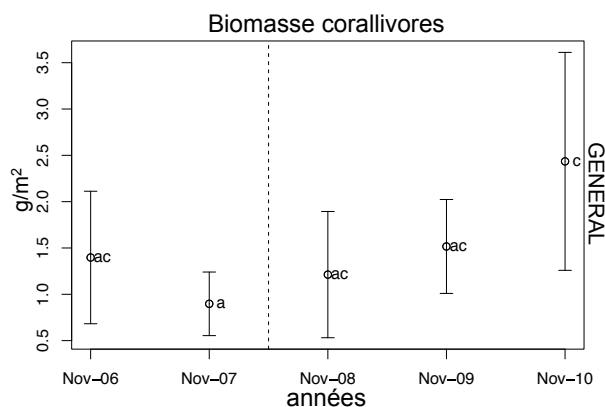


Figure 73 : Variations temporelles de la biomasse \pm intervalle de confiance à 95% des poisson corallivores pour les stations des 5 unités géomorphologiques de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

6.2.20 Evolution de la biomasse des poissons planctonophages

6.2.20.1 Evolution de la biomasse des poissons planctonophages à l'échelle régionale

Une biomasse de $8,5 \text{ g/m}^2$ de poissons en partie ou exclusivement planctonophages a été recensé durant les 5 années sur l'ensemble de la zone d'étude. La biomasse des poissons en partie ou exclusivement planctonophages est la plus élevée sur les récifs barrières externes ($8 \text{ à } 63 \text{ g/m}^2$, moyenne de $21,3 \text{ g/m}^2$), puis les passes ($2 \text{ à } 27 \text{ g/m}^2$, moyenne de $9,7 \text{ g/m}^2$), les récifs frangeants ($2 \text{ à } 10 \text{ g/m}^2$, moyenne de $5,6 \text{ g/m}^2$), les récifs réticulés ($2 \text{ à } 4 \text{ g/m}^2$, moyenne de $3,4 \text{ g/m}^2$) et les récifs barrières internes ($2 \text{ à } 3 \text{ g/m}^2$, moyenne $2,4 \text{ g/m}^2$).

La biomasse totale des poissons planctonophages est significativement inférieure en 2007 par rapport à 2006, 2008 et 2010 (Kruskal-Wallis, $p = 0,001$). Dans les récifs barrières externes, les passes et les récifs frangeants la biomasse est plus élevée en 2006 que les autres années (Figure 74).

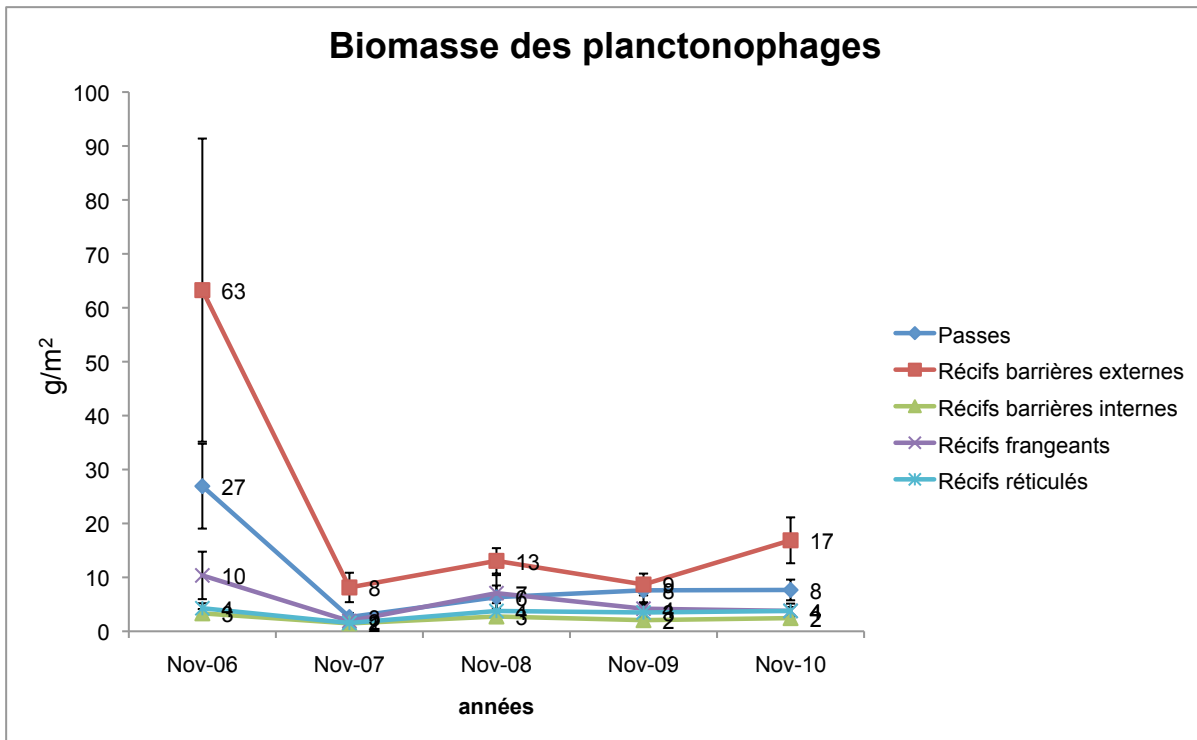


Figure 74 : Variations temporelles de la biomasse des poissons planctonophages \pm intervalle de confiance à 95% pour les 5 unités géomorphologiques à l'échelle régionale

6.2.20.2 Evolution de la biomasse des poissons planctonophages à l'échelle locale

La biomasse des poissons planctonophages varie significativement pour l'ensemble de la zone et sur le récif barrière externe et la passe à l'échelle locale (Tableau 25). La biomasse des poissons planctonophages sur l'ensemble de la zone est significativement inférieure en 2007 qu'en 2006 (Figure 75). Sur le récif barrière externe et la passe, elle est significativement supérieure en 2006 qu'en 2007 et 2009 (Figure 76).

Tableau 25 Variations temporelles significatives ($p \leq 0,5$) de la biomasse des poissons planctonophages pour les 5 unités géomorphologiques à l'échelle locale. H : test de Kruskal-Wallis; df est le nombre de degrés de liberté

Variables	Unités	Transformations	Tests	p	df
biomasse planctonophage	GENERAL	Rang (x)	H=12.3387	<0,05	4
biomasse planctonophage	RBE/PAS	Rang (x)	H=14.7404	<0,01	4

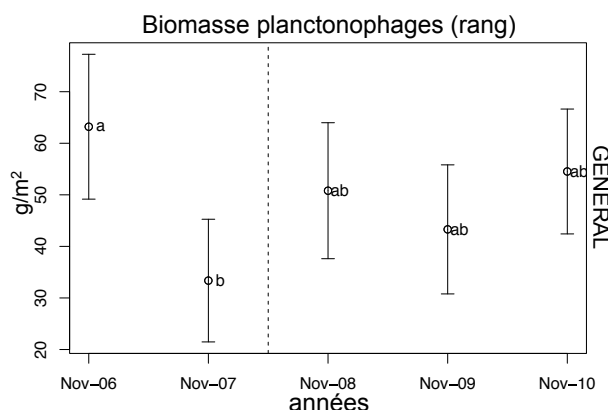


Figure 75 : Variations temporelles de la biomasse \pm intervalle de confiance à 95% des poissons planctonophages pour les stations des 5 unités géomorphologiques de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

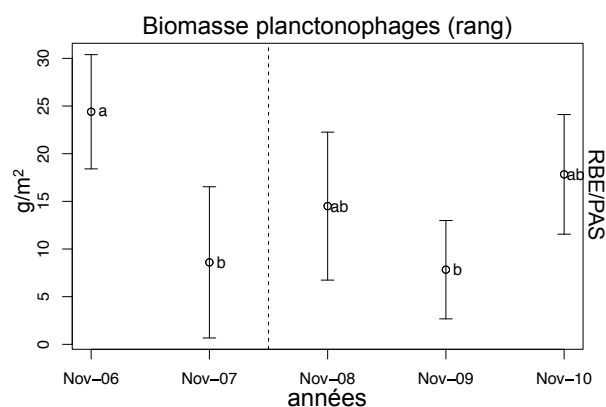


Figure 76 : Variations temporelles de la biomasse \pm intervalle de confiance à 95% des poissons planctonophages pour les stations du récif barrière externe/passe de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

6.2.21 Evolution de la biomasse des poissons herbivores

6.2.21.1 Evolution de la biomasse des poissons herbivores à l'échelle régionale

Une biomasse de 45 g/m^2 de poissons en partie ou exclusivement prédateurs d'invertébrés a été recensée durant les 5 années sur l'ensemble de la zone d'étude. La biomasse des poissons en partie ou exclusivement herbivores est plus élevée dans les passes (23 à 118 g/m^2 , moyenne de 67,3 g/m^2), puis les récifs barrières externes (39 à 128 g/m^2 , moyenne de 66,2 g/m^2), les récifs frangeants (4 à 127 g/m^2 , moyenne de 36,2 g/m^2), les récifs réticulés (13 à 46 g/m^2 , moyenne de 30,3 g/m^2) et les récifs barrières internes (7 à 45 g/m^2 , moyenne de 25,3 g/m^2).

La biomasse des poissons herbivores est significativement inférieure en 2007 (Anova, $p = 0,001$). Elle est plus élevée sur les récifs barrières externes, les passes et les récifs réticulés en 2008 que les autres années du suivi. Un maximum non significatif est observé en 2009 sur les récifs frangeants (127 g/m^2) (Figure 77).

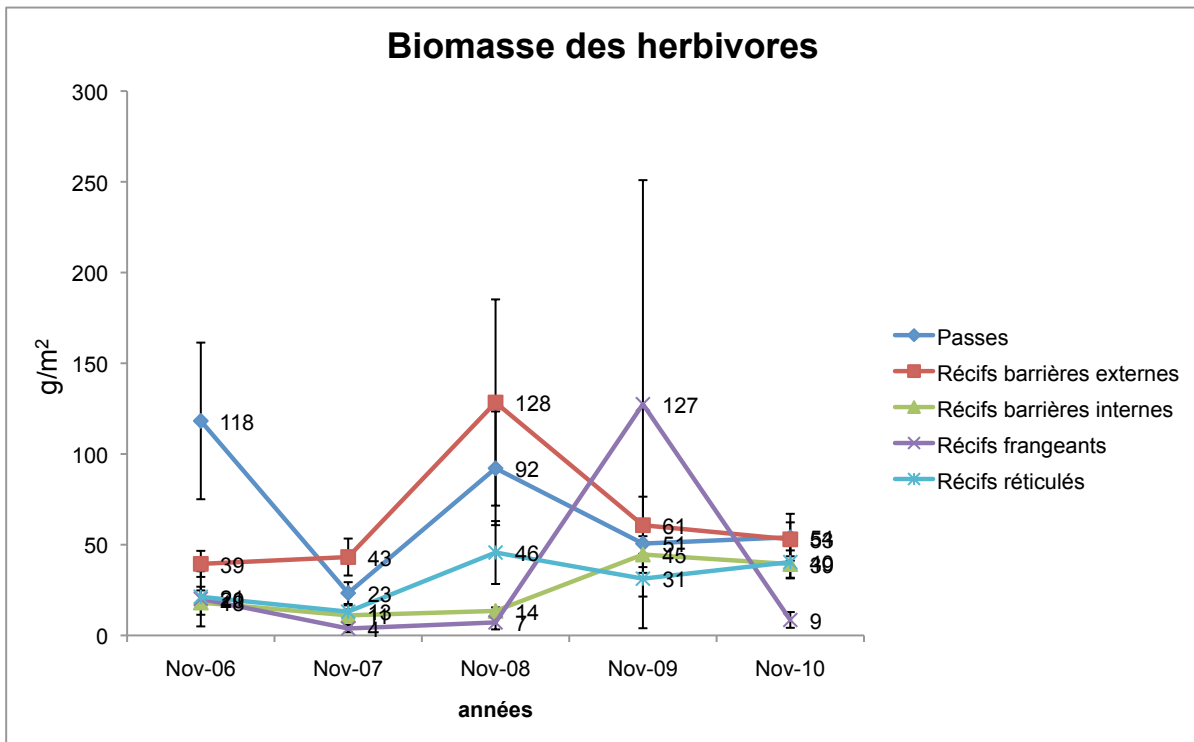


Figure 77 : Variations temporelles de la biomasse des poissons herbivores \pm intervalle de confiance à 95% pour les 5 unités géomorphologiques à l'échelle régionale

6.2.21.2 Evolution de la biomasse des poissons herbivores à l'échelle locale

La biomasse des poissons herbivores a varié significativement pour l'ensemble de la zone à l'échelle locale (Tableau 26). La biomasse des poissons herbivores augmente significativement entre 2007 et 2008. Elle est significativement inférieure en 2007 par rapport aux années suivantes (Figure 78).

Tableau 26 Variations temporelles significatives ($p \leq 0,5$) de la biomasse des poissons herbivores pour les 5 unités géomorphologiques à l'échelle locale. F : Anova ; df est le nombre de degrés de liberté

Variables	Unités	Transformations	Tests	p	df
biomasse herbivore	GENERAL	(X)	F=3.402	<0,05	4;92

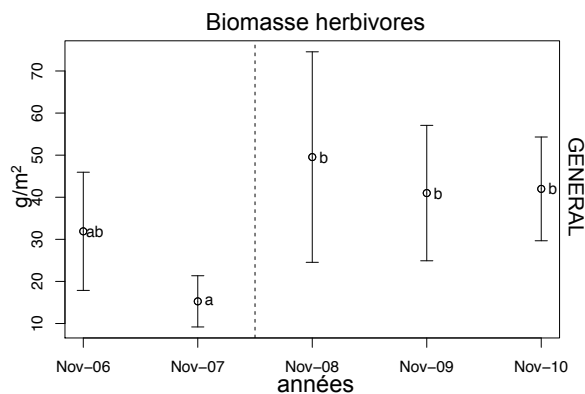


Figure 78 : Variations temporelles de la biomasse \pm intervalle de confiance à 95% des poissons herbivores pour les stations des 5 unités géomorphologiques de la zone sous l'influence du dragage (les valeurs ayant une lettre différente sont significativement différentes - test de Tukey, $\alpha = 0.05$)

6.2.22 Conclusions pour la biomasse

6.2.22.1 Conclusion pour la biomasse des poissons à l'échelle régionale

La biomasse observée durant les 5 ans de l'étude sur l'ensemble de la zone est de 99,3 g/m². La biomasse maximum est observée pour les poissons en partie ou exclusivement herbivores (45 g/m²), puis les poissons en partie ou exclusivement prédateurs d'invertébrés (28,8 g/m²), les poissons en partie ou exclusivement piscivores (11,7 g/m²) les poissons en partie ou exclusivement planctonophages (8,5 g/m²) et les poissons en partie ou exclusivement corallivores (3,3 g/m²).

Pour quatre des catégories trophiques (corallivores, prédateurs d'invertébrés, piscivores et planctonophages), la biomasse est la plus importante sur les récifs barrières externes. La biomasse des poissons herbivores est plus importante dans les passes.

La biomasse est la plus élevée pour les poissons herbivores sur toutes les unités géomorphologiques hormis les récifs barrières internes où la biomasse est dominée par les prédateurs d'invertébrés.

La biomasse des poissons herbivores est plus élevée dans toutes les unités géomorphologiques, à l'exception des récifs barrières internes où la biomasse est dominée par les prédateurs d'invertébrés.

La biomasse totale des poissons tend à augmenter sur les récifs barrières externes en 2008 et sur les récifs frangeant en 2009. L'importante augmentation de biomasse totale observée sur les récifs frangeants en 2009 a pour origine les herbivores et les prédateurs d'invertébrés. La biomasse des poissons piscivores augmente significativement entre 2007 et 2008. La biomasse des poissons prédateurs d'invertébrés augmente significativement entre 2007 et 2008. La biomasse des poissons corallivores sur les récifs barrières externes présente des variations importantes en 2008 et 2009.

6.2.22.2 Conclusion pour la biomasse des poissons à l'échelle locale

Des variations significatives de la biomasse ont été observées à l'échelle locale. Elle augmente significativement entre 2007 et 2008 sur l'ensemble de la zone et sur les récifs réticulés et les récifs frangeants. La biomasse des poissons piscivores augmente significativement entre 2007 et 2008. La biomasse des poissons prédateurs d'invertébrés ne montre aucune évolution significative au cours de l'étude. La biomasse des poissons corallivores varie significativement. Elle est significativement inférieure en 2007 par rapport à 2010. La biomasse des poissons planctonophages montre des variations significative. Elle est significativement inférieure en 2007 par rapport à 2006 sur l'ensemble de la zone et significativement inférieure en 2007 et 2009 par rapport 2006 sur les récifs barrières et les passes. La biomasse des poissons herbivores varie significativement. Elle est significativement inférieure en 2007 par rapport aux années suivantes.

6.3 Liens entre les communautés de poissons et leur habitat

Les liens entre les 8 variables d'habitat et la richesse spécifique, la densité et la biomasse des poissons ont été recherchés. Les liens ont aussi été recherchés pour les 5 catégories trophiques. Seuls les liens significatifs sont exposés dans cette partie.

6.3.1 Lien entre les communautés de poissons et le recouvrement en corail vivant

6.3.1.1 Lien entre la richesse spécifique de poissons et le recouvrement en corail vivant

La richesse spécifique de l'ensemble des poissons (Figure 79), des piscivores (Figure 80), des prédateurs d'invertébrés (Figure 81), des corallivores (Figure 82), des planctonophages (Figure 83) et des herbivores (Figure 84) est corrélée positivement au pourcentage de recouvrement en corail vivant.

Les corrélations les plus fortes sont observées d'abord pour les poissons corallivores puis les planctonophages, les poissons piscivores, les poissons herbivores et les poissons prédateurs d'invertébrés (Tableau 27).

Tableau 27 : Liens entre la richesse spécifique des communautés des poissons (y) et le recouvrement en corail vivant (x, %) . a : la pente de la régression linéaire ; r² : coefficient de détermination ; f : test de Pearson ; df : nombre de degrés de liberté

Régression Linéaire						
X	Y	a	r ²	f	df	p
richesse spécifique	corail vivant	0,0027	0,23	48,5	1,162	<0,001
richesse spécifique piscivores	corail vivant	0,0265	0,32	75,1	1,162	<0,001
richesse spécifique prédateurs d'invertébrés	corail vivant	0,0034	0,06	9,7	1,162	<0,01
richesse spécifique corallivores	corail vivant	0,0216	0,36	90,3	1,16	<0,001
richesse spécifique planctonophages	corail vivant	0,0160	0,33	79,6	1,162	<0,001
richesse spécifique herbivores	corail vivant	0,0058	0,11	20,4	1,162	<0,001

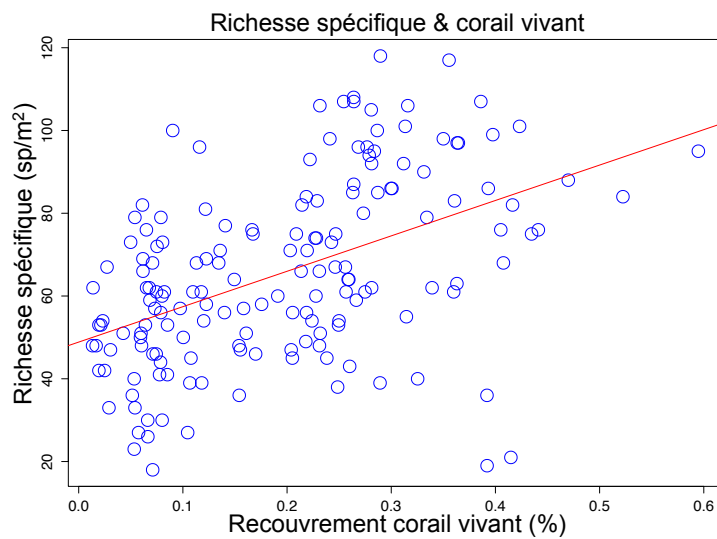


Figure 79 : Régression linéaire entre la richesse spécifique des poissons (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail vivant (X)

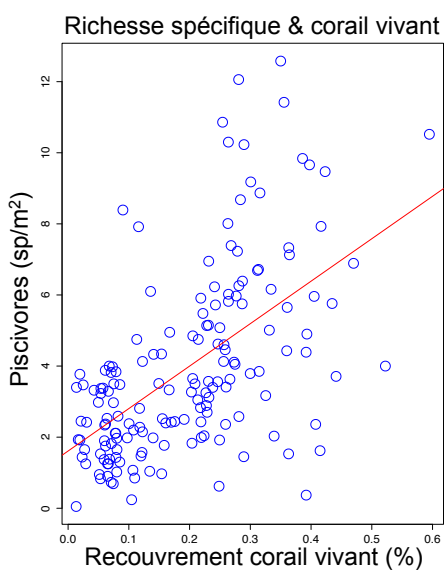


Figure 80 : Régression linéaire entre la richesse spécifique des piscivores (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail vivant (X)

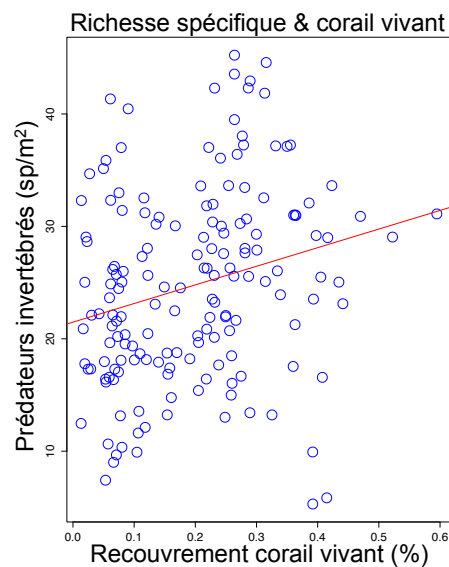


Figure 81 : Régression linéaire entre la richesse spécifique des prédateurs d'invertébrés (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail vivant (X)

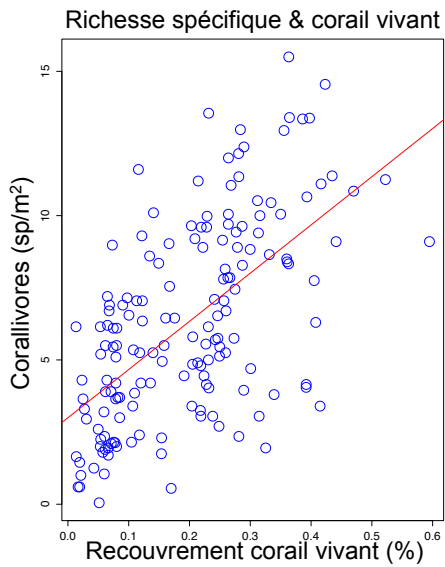


Figure 82 : Régression linéaire entre la richesse spécifique des corallivores (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail vivant (X)

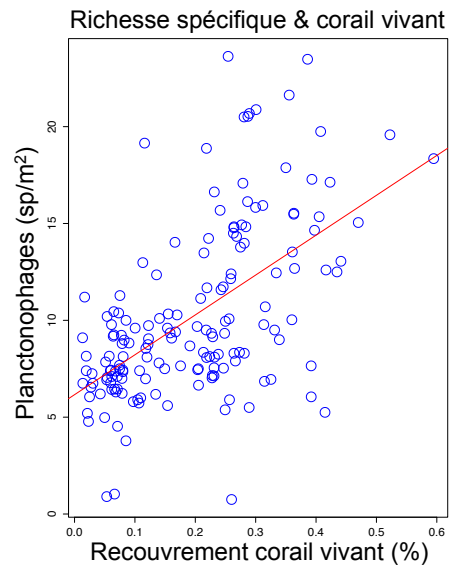


Figure 83 : Régression linéaire entre la richesse spécifique des planctonophages (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail vivant (X)

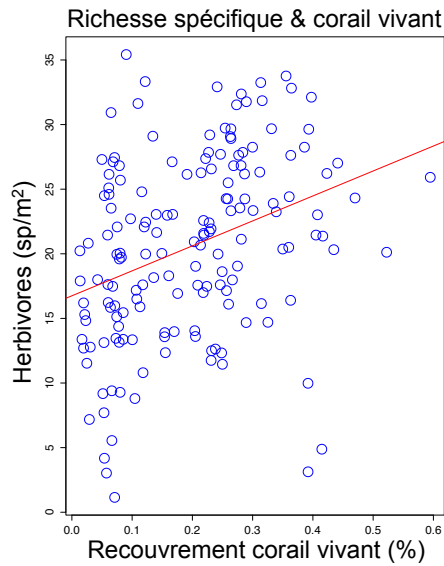


Figure 84 : Régression linéaire entre la richesse spécifique des herbivores (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail vivant (X)

6.3.1.2 Lien entre la densité de poissons et le recouvrement en corail vivant

La densité de l'ensemble des poissons (Figure 85), des piscivores (Figure 86), des prédateurs d'invertébrés (Figure 87), des corallivores (Figure 88) et des planctonophages (Figure 89) est corrélée positivement au pourcentage de recouvrement en corail vivant.

Les plus fortes corrélations entre la densité des poissons et le pourcentage de recouvrement en corail vivant sont observées d'abord pour les poissons corallivores puis les poissons piscivores, les poissons planctonophages et les poissons prédateurs d'invertébrés (Tableau 28).

Tableau 28 : Liens entre la densité des communautés des poissons (y) et le recouvrement en corail vivant (x, %). a : la pente de la régression linéaire ; r^2 : coefficient de détermination ; f : test de Pearson ; df : nombre de degrés de liberté

Régression Linéaire						
X	Y	a	r^2	f	df	p
densité	corail vivant	0,0227	0,06	11,5	1,162	<0,001
densité piscivores	corail vivant	0,5557	0,06	10,49	1,155	<0,01
densité prédateurs d'invertébrés	corail vivant	0,1009	0,03	5,3	1,162	<0,05
densité corallivores	corail vivant	1,7717	0,29	65,08	1,156	<0,001
densité planctonophages	corail vivant	0,0371	0,04	7,2	1,16	<0,01

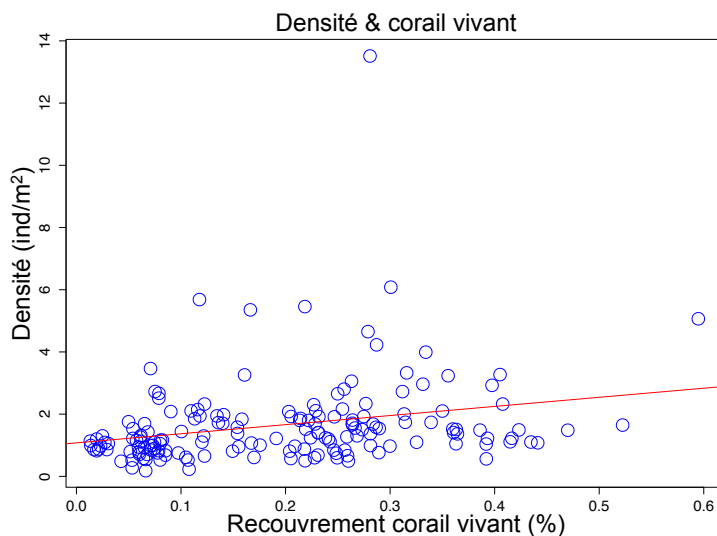


Figure 85 : Régression linéaire entre la densité des poissons (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail vivant (X)

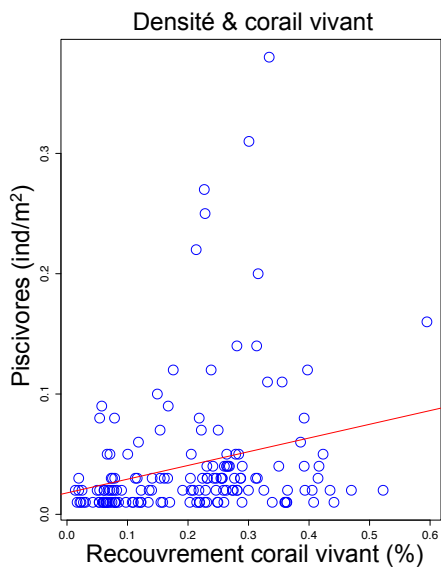


Figure 86 : Régression linéaire entre la densité des piscivores (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail vivant (X)

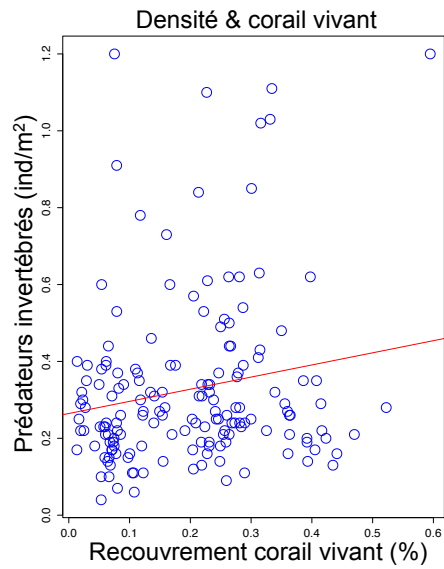


Figure 87 : Régression linéaire entre la densité des prédateurs d'invertébrés (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail vivant (X)

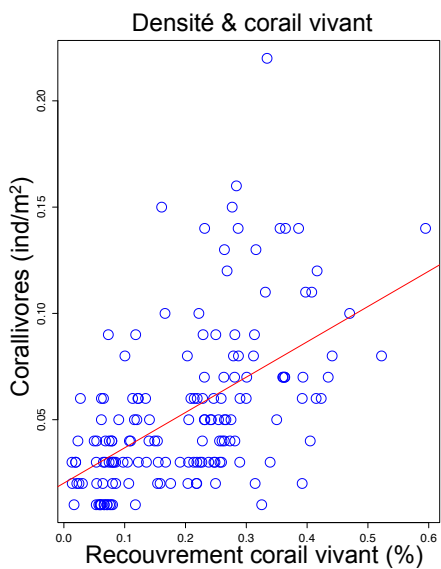


Figure 88 : Régression linéaire entre la densité des corallivores (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail vivant (X)

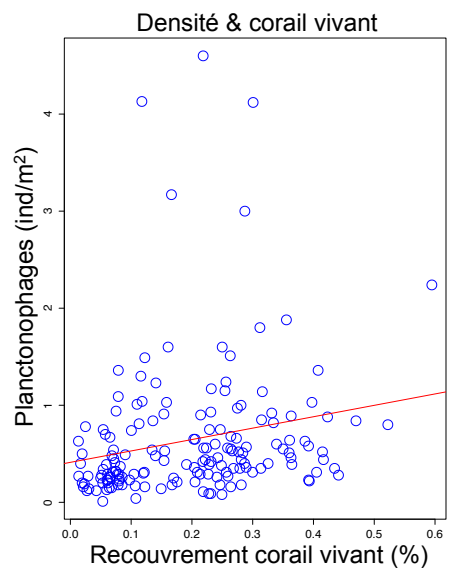


Figure 89 : Régression linéaire entre la densité des planctophages (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail vivant (X)

6.3.1.3 Lien entre la biomasse des poissons et le recouvrement en corail vivant

La biomasse de l'ensemble des poissons (Figure 90), des piscivores (Figure 91), des prédateurs d'invertébrés (Figure 92), des corallivores (Figure 93), des planctonophages (Figure 94) et des herbivores (Figure 95) est corrélée positivement au pourcentage de recouvrement en corail vivant.

Les corrélations les plus fortes sont observées d'abord pour les poissons prédateurs d'invertébrés puis les poissons piscivores, les poissons herbivores, les poissons corallivores et les poissons planctonophages (Tableau 29).

Tableau 29 : Liens entre la biomasse des communautés des poissons (y) et le recouvrement en corail vivant (x, %). a : la pente de la régression linéaire ; r^2 : coefficient de détermination ; f : test de Pearson ; df : nombre de degrés de liberté

Régression Linéaire						
X	Y	a	r^2	f	df	p
biomasse	corail vivant	0,0000	0,13	24,2	1,162	<0,001
biomasse piscivores	corail vivant	0,0010	0,07	12,6	1,162	<0,001
biomasse prédateurs d'invertébrés	corail vivant	0,0011	0,15	29,3	1,162	<0,001
biomasse corallivores	corail vivant	0,0024	0,06	9,4	1,159	<0,01
biomasse planctonophages	corail vivant	0,0010	0,02	4	1,162	<0,05
biomasse herbivores	corail vivant	0,0005	0,06	11	1,162	<0,01

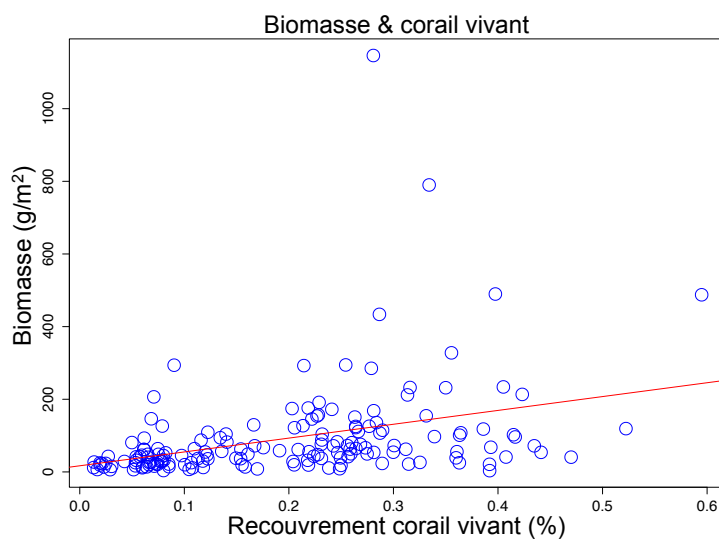


Figure 90 : Régression linéaire entre la biomasse des poissons (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail vivant (X)

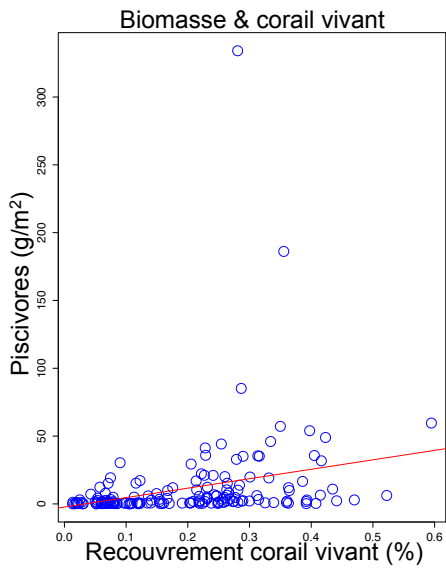


Figure 91 : Régression linéaire entre la biomasse des piscivores (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail vivant (X)

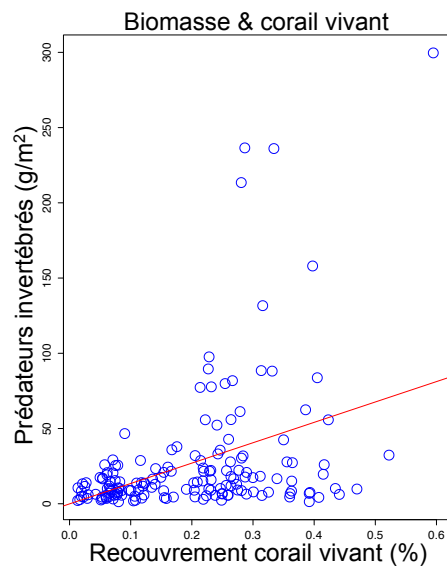


Figure 92 : Régression linéaire entre la biomasse des prédateurs d'invertébrés (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail vivant (X)

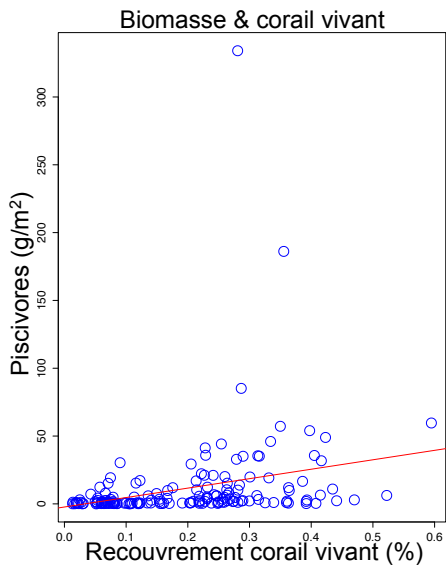


Figure 93 : Régression linéaire entre la biomasse des corallivores (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail vivant (X)

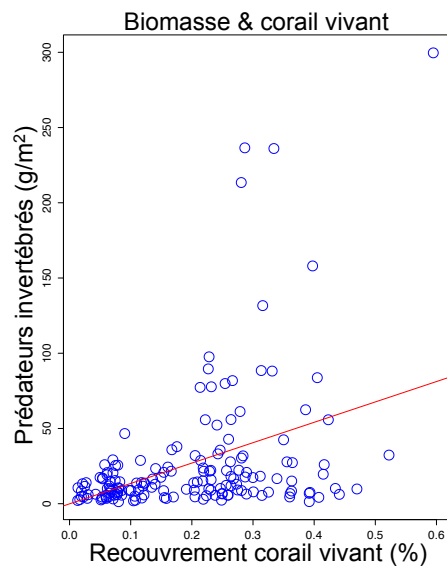


Figure 94 : Régression linéaire entre la biomasse des planctonophages (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail vivant (X)

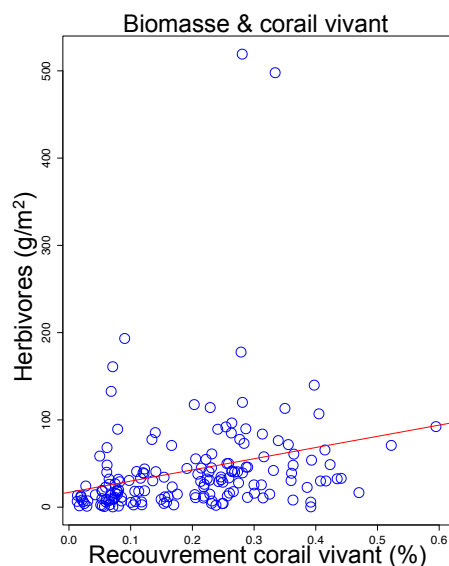


Figure 95 : Régression linéaire entre la biomasse des herbivores (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail vivant (X)

6.3.2 Lien entre les communautés de poissons et le recouvrement en corail abri

6.3.2.1 Lien entre la richesse spécifique des poissons et le recouvrement en corail abri

La richesse spécifique de l'ensemble des poissons (Figure 96), des piscivores (Figure 97), des corallivores (Figure 98), des planctonophages (Figure 99) et des herbivores (Figure 100) est corrélée positivement au pourcentage de recouvrement en corail abri.

Les plus fortes corrélations entre la richesse spécifique et le pourcentage de recouvrement en corail abri, sont observées d'abord pour les poissons corallivores puis les poissons piscivores, les poissons herbivores, les poissons planctonophages et les poissons herbivores (Tableau 30).

Tableau 30 : Liens entre la richesse spécifique des communautés des poissons (y) et le recouvrement en corail abri (x, %). a : la pente de la régression linéaire ; r^2 : coefficient de détermination ; f : test de Pearson ; df : nombre de degrés de liberté

Régression Linéaire						
X	Y	a	r^2	f	df	p
richesse spécifique	corail abri	0,0006	0,04	7,5	1,162	<0,01
richesse spécifique piscivores	corail abri	0,0070	0,09	16	1,162	<0,001
richesse spécifique corallivores	corail abri	0,0064	0,13	23,5	1,16	<0,001
richesse spécifique planctonophages	corail abri	0,0023	0,03	4,7	1,162	<0,05
richesse spécifique herbivores	corail abri	0,0013	0,02	4	1,162	<0,05

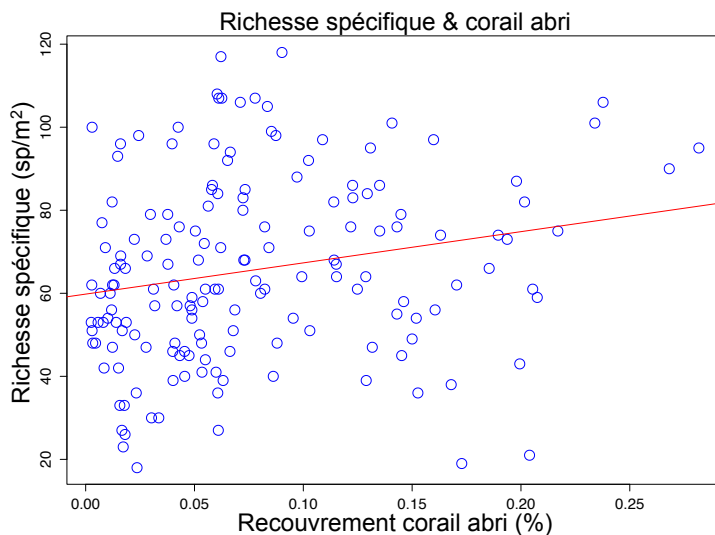


Figure 96 : Régression linéaire entre la richesse spécifique des poissons (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail abri (X)

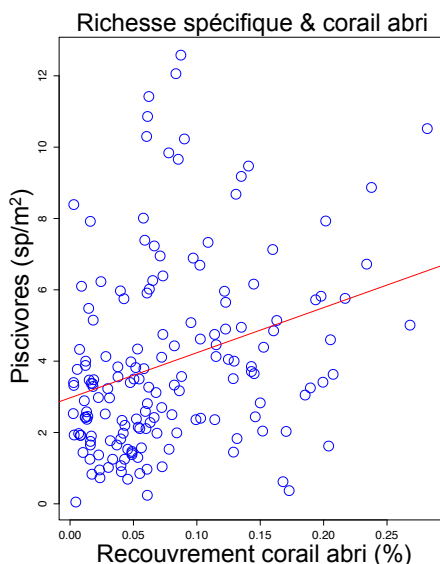


Figure 97 : Régression linéaire entre la richesse spécifique des piscivores (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail abri (X)

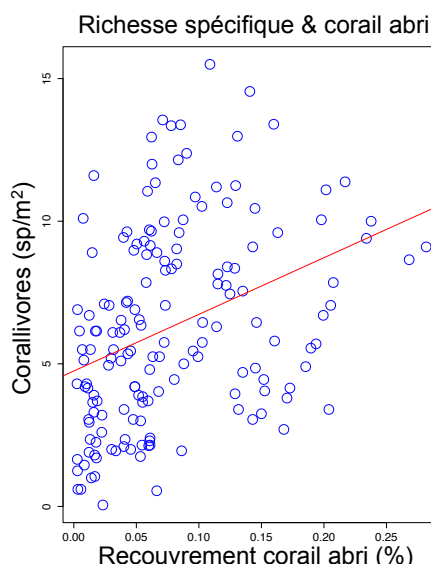


Figure 98 : Régression linéaire entre la richesse spécifique des corallivores (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail abri (X)

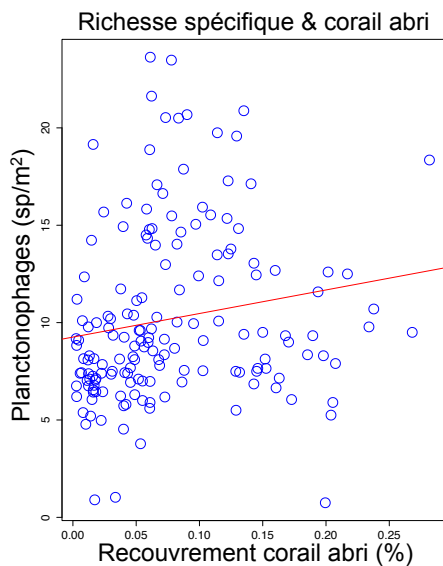


Figure 99 : Régression linéaire entre la richesse spécifique des planctonophages (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail abri (X)

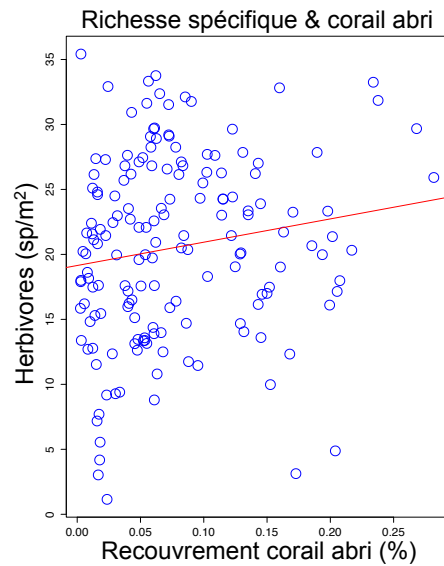


Figure 100 : Régression linéaire entre la richesse spécifique des herbivores (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail abri (X)

6.3.2.2 Lien entre la densité des poissons et le recouvrement en corail abri

La densité de l'ensemble des poissons (Figure 101), des piscivores (Figure 102), des prédateurs d'invertébrés (Figure 103) et des corallivores (Figure 104) est corrélée positivement au pourcentage de recouvrement en corail abri. Les corrélations les plus fortes sont observées d'abord pour les poissons piscivores puis les poissons prédateurs d'invertébrés et les poissons corallivores (Tableau 31).

Tableau 31 : Liens entre la densité des communautés des poissons (y) et le recouvrement en corail abri (x, %). a : la pente de la régression linéaire ; r² : coefficient de détermination ; f : test de Pearson ; df : nombre de degrés de liberté

Régression Linéaire						
X	Y	a	r ²	f	df	p
densité	corail abri	0,0082	0,03	5,9	1,162	<0,05
densité piscivores	corail abri	0,4692	0,19	33,5	1,155	<0,001
densité prédateurs d'invertébrés	corail abri	0,0999	0,13	23,3	1,162	<0,001
densité corallivores	corail abri	0,5310	0,11	18,3	1,156	<0,001

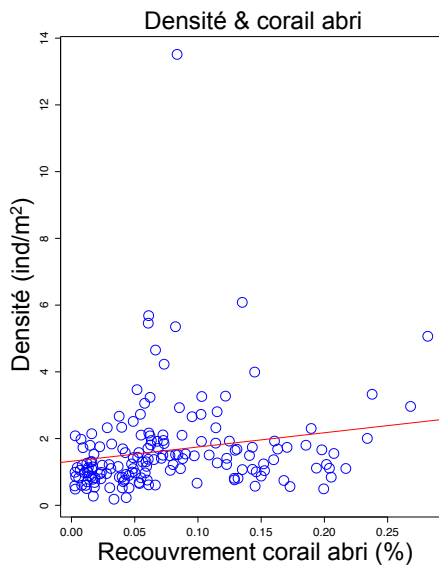


Figure 101 : Régression linéaire entre la densité des poissons (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail abri (X)

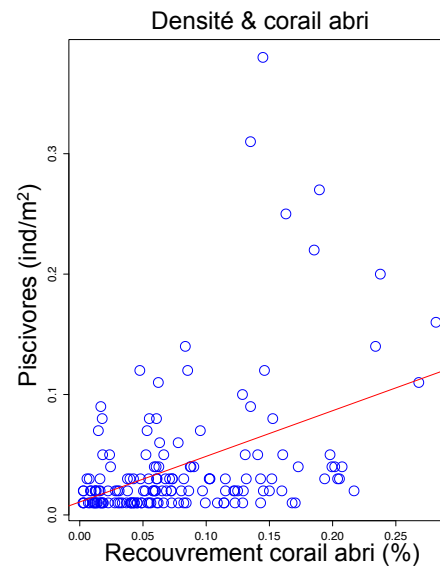


Figure 102 : Régression linéaire entre la densité des piscivores (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail abri (X)

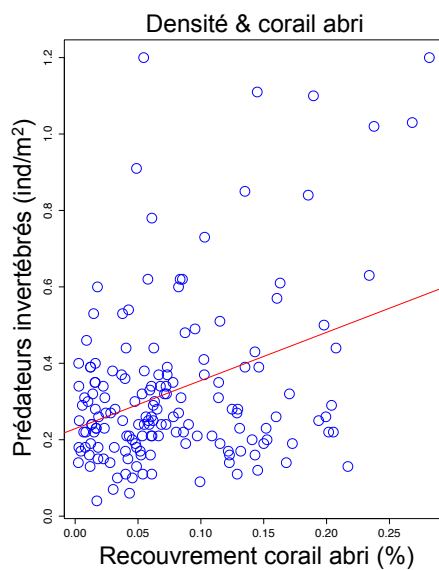


Figure 103 : Régression linéaire entre la densité des prédateurs d'invertébrés (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail abri (X)

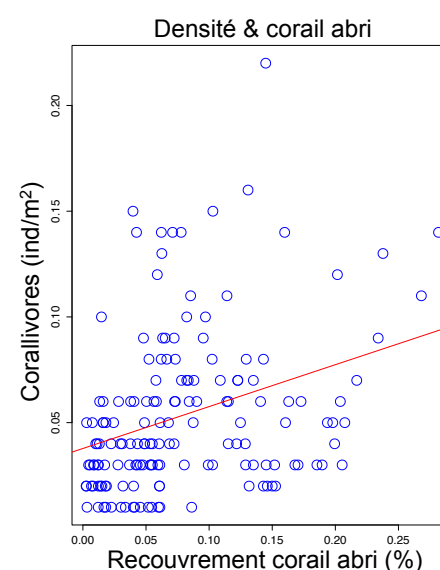


Figure 104 : Régression linéaire entre la densité des corallivores (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail abri (X)

6.3.2.3 Lien entre la biomasse des poissons et le recouvrement en corail abri

La biomasse de l'ensemble des poissons (Figure 105), des prédateurs d'invertébrés (Figure 106), est corrélée positivement au pourcentage de recouvrement en corail abri (Tableau 32).

Tableau 32 : Liens entre la biomasse des communautés des poissons (y) et le recouvrement en corail abri (x, %). a : la pente de la régression linéaire ; r² : coefficient de détermination ; f : test de Pearson ; df : nombre de degrés de liberté

Régression Linéaire						
X	Y	a	r ²	f	df	p
biomasse	corail abri	0,0000	0,05	9	1,162	<0,01
biomasse prédateurs d'invertébrés	corail abri	0,0006	0,15	27,9	1,162	<0,001

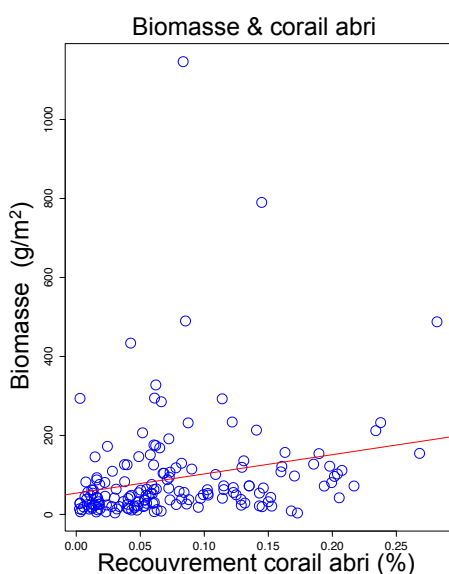


Figure 105 : Régression linéaire entre la biomasse des poissons (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail abri (X)

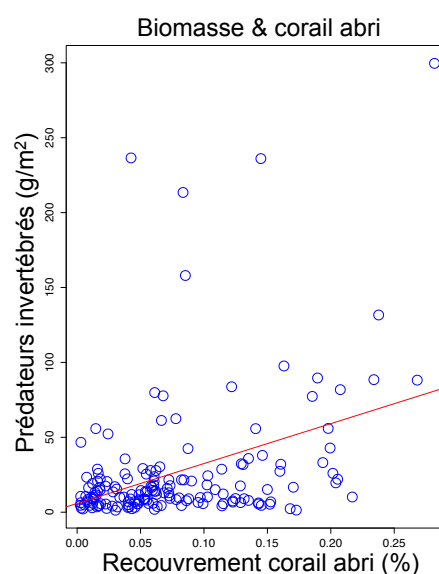


Figure 106 : Régression linéaire entre la biomasse des prédateurs d'invertébrés (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail abri (X)

6.3.3 Lien entre les communautés de poissons et le recouvrement en corail mou

6.3.3.1 Lien entre la richesse spécifique des poissons et le recouvrement en corail mou

La richesse spécifique de l'ensemble des poissons (Figure 107), des prédateurs d'invertébrés (Figure 108), des corallivores (Figure 109) et des planctonophages (Figure 110) est corrélée positivement au pourcentage de recouvrement en corail mou.

Les corrélations entre la richesse spécifique et le recouvrement en corail mou les plus significatives sont observées d'abord pour les poissons prédateurs d'invertébrés puis les poissons corallivores et les poissons planctonophages (Tableau 33).

Tableau 33 : Liens entre la richesse spécifique des communautés des poissons (y) et le recouvrement en corail mou (x, %). a : la pente de la régression linéaire ; r² : coefficient de détermination ; f : test de Pearson ; df : nombre de degrés de liberté

Régression Linéaire						
X	Y	a	r ²	f	df	p
richesse spécifique	corail mou	0,0010	0,08	11	1,126	<0,001
richesse spécifique prédateurs d'invertébrés	corail mou	0,0030	0,13	19	1,126	<0,001
richesse spécifique corallivores	corail mou	0,0058	0,07	9	1,125	<0,01
richesse spécifique planctonophages	corail mou	0,0045	0,07	9	1,126	<0,01

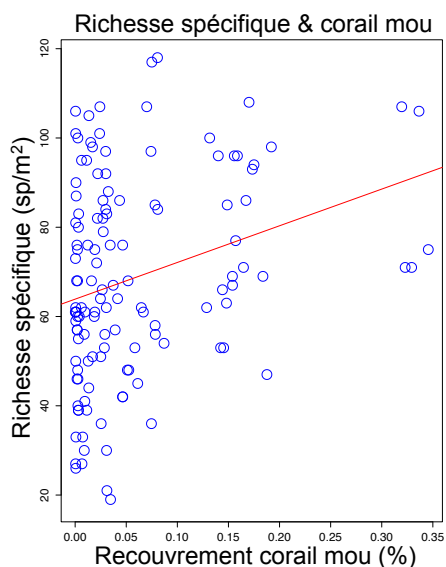


Figure 107 : Régression linéaire entre la richesse spécifique des poissons (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail mou (X)

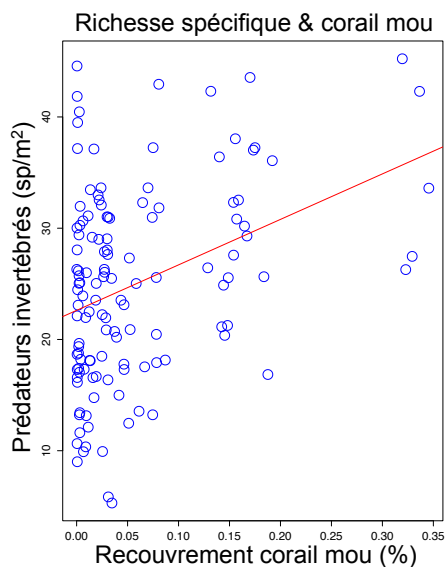


Figure 108 : Régression linéaire entre la richesse spécifique des prédateurs d'invertébrés (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail mou (X)

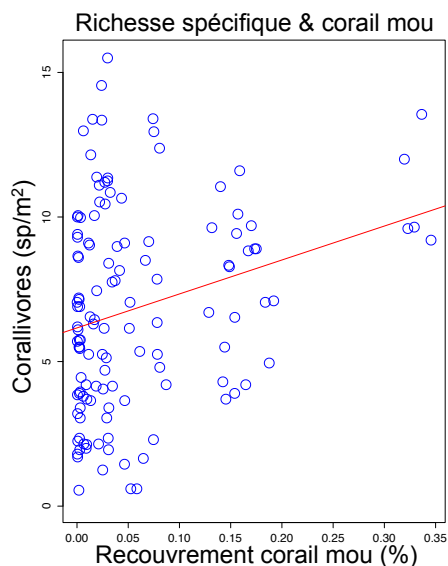


Figure 109 : Régression linéaire entre la richesse spécifique des corallivores (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail mou (X)

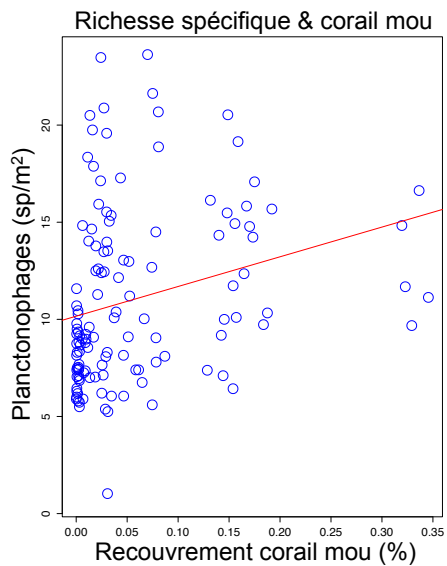


Figure 110 : Régression linéaire entre la richesse spécifique des planctonophages (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail mou (X)

6.3.3.2 Lien entre la densité des poissons et le recouvrement en corail mou

La densité des corallivores (Figure 111) est corrélée positivement au pourcentage de recouvrement en corail mou (Tableau 34).

Tableau 34 : Liens entre la densité des communautés des poissons (y) et le recouvrement en corail mou (x, %). a : la pente de la régression linéaire ; r^2 : coefficient de détermination ; f : test de Pearson ; df : nombre de degrés de liberté

Régression Linéaire						
X	Y	a	r^2	f	df	p
densité corallivores	corail mou	0,3792	0,04	4,8	1,123	<0,01

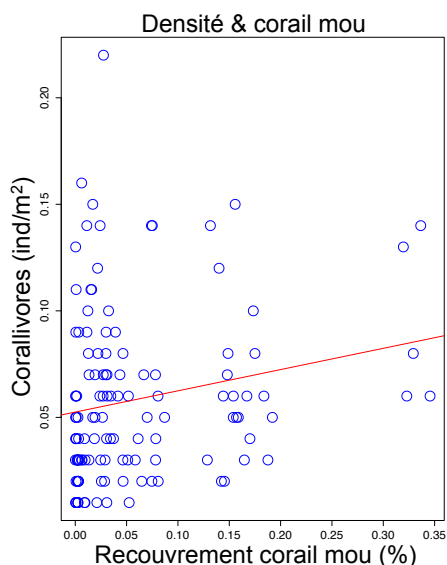


Figure 111 : Régression linéaire entre la densité des corallivores (Y) et le pourcentage de recouvrement en corail mou (X)

6.3.4 Conclusions sur les liens entre les communautés de poissons et leur habitat

Pour les 8 variables substrat testées uniquement 3 catégories sont significativement corrélées avec les 6 variables poisson : le pourcentage de recouvrement en corail vivant, le pourcentage de recouvrement en corail abri et le pourcentage de recouvrement en corail mou. Le pourcentage de recouvrement en corail vivant est le plus fortement corrélé à la richesse spécifique, la densité et la biomasse des poissons avec 17 corrélations significatives puis le recouvrement en corail abri (11 corrélations) et le corail mou (5 corrélations).

6.4 Analyses par la méthode du Before-After/Control-Impact Paired Series (BACIPS)

Après une analyse descriptive des tendances observées dans la zone d'étude pour les communautés de poissons et leur habitat, l'impact du projet minier est maintenant évalué par une analyse BACIPS. Cette analyse est réalisée à l'échelle « régionale » dans un premier temps. Elle porte sur 8 variables substrats et 18 variables poissons. Les résultats ci-dessous décrivent les variables substrats et poissons qui ont évolué significativement à la suite des travaux de dragage

Une seconde analyse plus détaillée est réalisée à l'échelle « locale ». Elle porte sur les 8 variables substrats pour les 5 unités géomorphologiques (40 variables) et sur les 18 variables poissons pour les 5 unités géomorphologiques (90 variables).

6.4.1 Analyse à l'échelle régionale

6.4.1.1 Analyse à l'échelle régionale pour le substrat

Cinq catégories de recouvrement qui n'ont pas été observées lors de certaines campagnes n'ont pas été retenues pour cette analyse.

Des variations significatives sont observées pour 2 des 3 variables testées : le pourcentage de recouvrement en corail vivant et le pourcentage recouvrement en corail abri (Tableau 35). Ainsi, une variation négative significative du Δ de ces variables a pu être mise en évidence, avec respectivement -17% ($p = 0,02$) et -18% ($p \leq 0,05$), Figure 112.

Tableau 35 : Présentation des 3 variables analysées pour le recouvrement du substrat à l'échelle régionale. Les variables en gras sont significatives ($H_0 < 0,05$)

Analyse "BACIPS" $\Delta = \Delta I - \Delta C$	Echelle	effect-size (pente)	probabilité associée
recouvrement en corail vivant	regionale	-17	0,02
recouvrement en corail abri	regionale	-18	0,05
recouvrement éléments abiotiques	regionale	-3	0,58

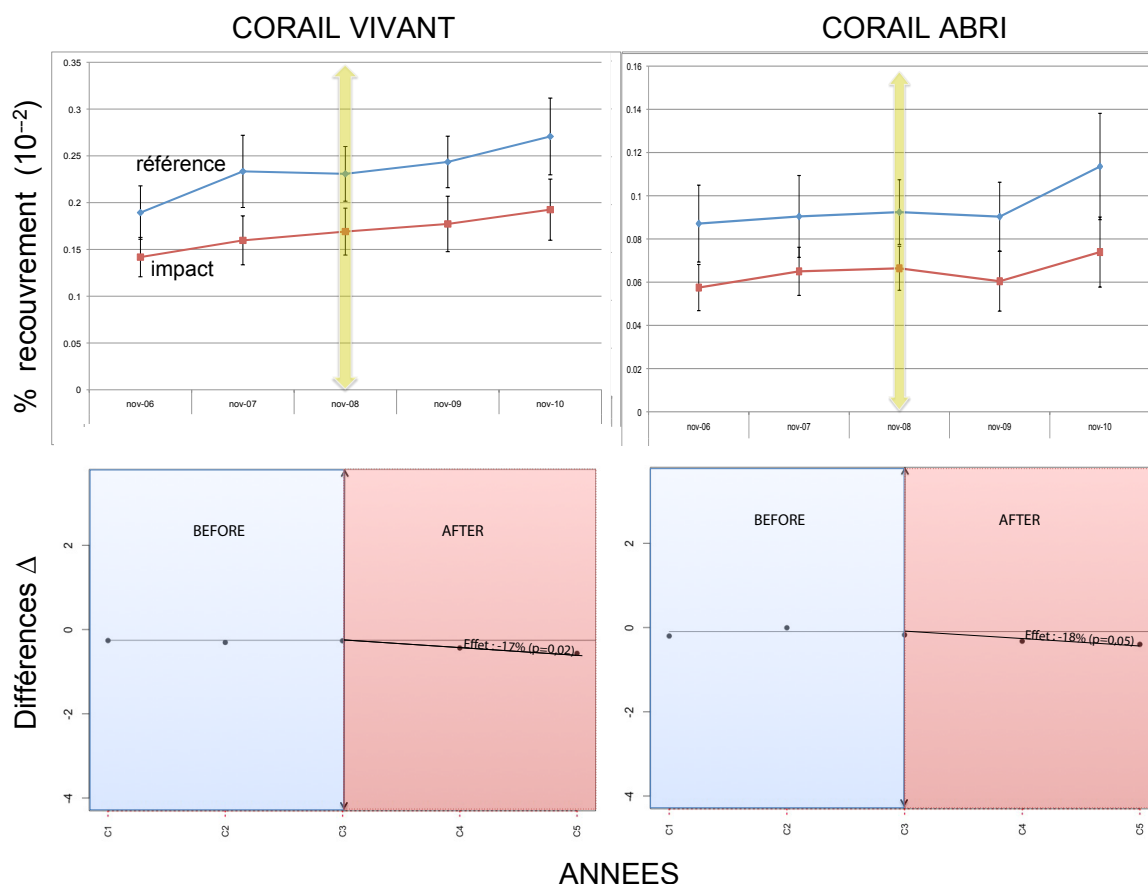


Figure 112 : Variation temporelle du pourcentage de recouvrement et du Δ du corail vivant et du corail abri. Les courbes de référence représentent l'ensemble des stations de Koné et les courbes impact l'ensemble des stations de Voh

6.4.1.2 Analyse à l'échelle régionale pour les poissons

Une variation significative est observée sur les 18 variables analysées (Tableau 36) : La biomasse des poissons planctonophages (Figure 113). La densité des poissons planctonophages a des variations proches du seuil de significativité.

Tableau 36 : Présentation des 18 variables analysées pour les poissons à l'échelle régionale. Les variables en gras sont significatives ou proche du seuil de significativité ($H_0 < 0,05$)

Types d'analyse "BACIPS" $\Delta = \Delta I - \Delta C$	Echelle	effect-size (pente)	probabilité associée
richesse spécifique générale	regionale	-3	0,44
richesse spécifique piscivore	regionale	-9	0,41
richesse spécifique mangeurs invertébrés	regionale	-1	0,65
richesse spécifique corallivore	regionale	-15	0,17
richesse spécifique planctonophage	regionale	-1	0,89
richesse spécifique herbivore	regionale	1	0,9
densité générale	regionale	-25	0,18
densité piscivore	regionale	-22	0,22
densité mangeurs invertébrés	regionale	-31	0,17
densité corallivore	regionale	-12	0,46
densité planctonophage	regionale	-32	0,06
densité herbivore	regionale	-18	0,41
biomasse générale	regionale	-19	0,49
biomasse piscivore	regionale	3	0,95
biomasse mangeurs invertébrés	regionale	-29	0,33
biomasse corallivore	regionale	2	0,97
biomasse planctonophage	regionale	-33	0,03
biomasse herbivore	regionale	-15	0,7

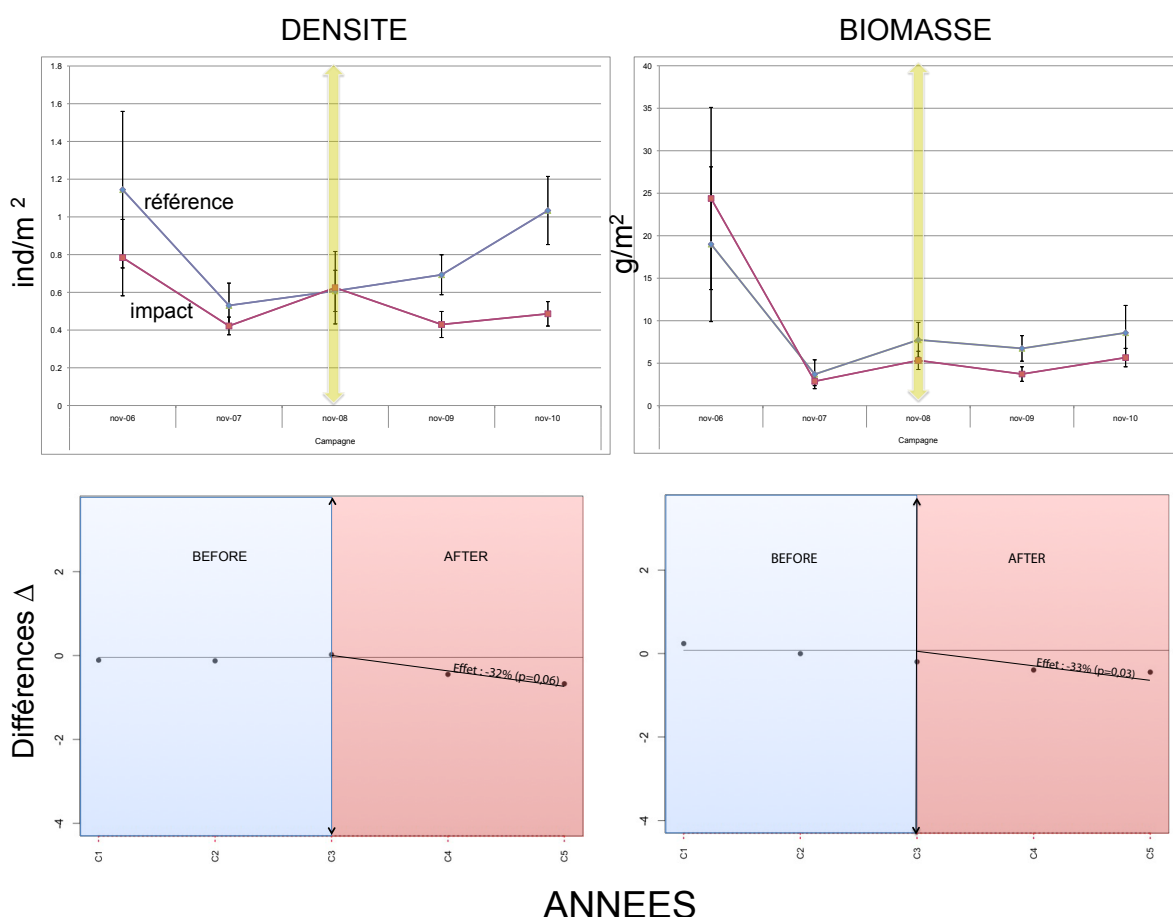


Figure 113 : Variation temporelle de la densité et la biomasse et du Δ des planctonophages. Les courbes de référence représentent l'ensemble des stations de Koné et les courbes impact l'ensemble des stations de Voh

6.4.2 Analyse a l'échelle locale

6.4.2.1 Analyse à l'échelle locale pour le substrat

Les analyses sont effectuées sur les 8 variables substrats pour les 5 unités géomorphologiques (Tableau 37).

Des variations significatives sont observées pour 2 variables analysées : Le recouvrement en corail vivant sur les récifs réticulés (Figure 114) et le recouvrement en corail mou dans la passe (Figure 115). Le recouvrement en corail vivant sur le récif frangeant qui est proche du seuil de significativité est représenté dans la Figure 114, de même que le recouvrement en corail mou sur le récif barrière externe dans la Figure 115.

Tableau 37 : Présentation des 23 variables analysées pour les poissons à l'échelle locale. Les variables en gras sont significatives ou proche du seuil de significativité ($H_0 < 0,05$)

Analyse "BACIPS" $\Delta = \Delta I - \Delta C$	Unités	Echelle	effect-size (pente)	probabilité associée
recouvrement en corail vivant	PAS	locale	-18	0,26
recouvrement en corail vivant	RBE	locale	6	0,43
recouvrement en corail vivant	RBI	locale	-1	0,92
recouvrement en corail vivant	RFR	locale	-48	0,08
recouvrement en corail vivant	RRE	locale	-12	0,01
recouvrement en corail abri	PAS	locale	-5	0,89
recouvrement en corail abri	RBE	locale	5	0,58
recouvrement en corail abri	RBI	locale	-7	0,27
recouvrement en corail abri	RFR	locale	-50	0,14
recouvrement en corail abri	RRE	locale	-23	0,2
recouvrement éléments abiotiques	PAS	locale	-5	0,72
recouvrement éléments abiotiques	RBE	locale	0	1
recouvrement éléments abiotiques	RBI	locale	-13	0,14
recouvrement éléments abiotiques	RFR	locale	1	0,96
recouvrement éléments abiotiques	RRE	locale	1	0,87
recouvrement corail mou	PAS	locale	-34	0,05
recouvrement corail mou	RBE	locale	21	0,09
recouvrement corail mou	RRE	locale	9	0,76
recouvrement corail mort	PAS	locale	-29	0,26
recouvrement corail mort	RBE	locale	14	0,39
recouvrement corail mort	RBI	locale	12	0,9
recouvrement corail mort	RFR	locale	240	0,13
recouvrement corail mort	RRE	locale	-38	0,48

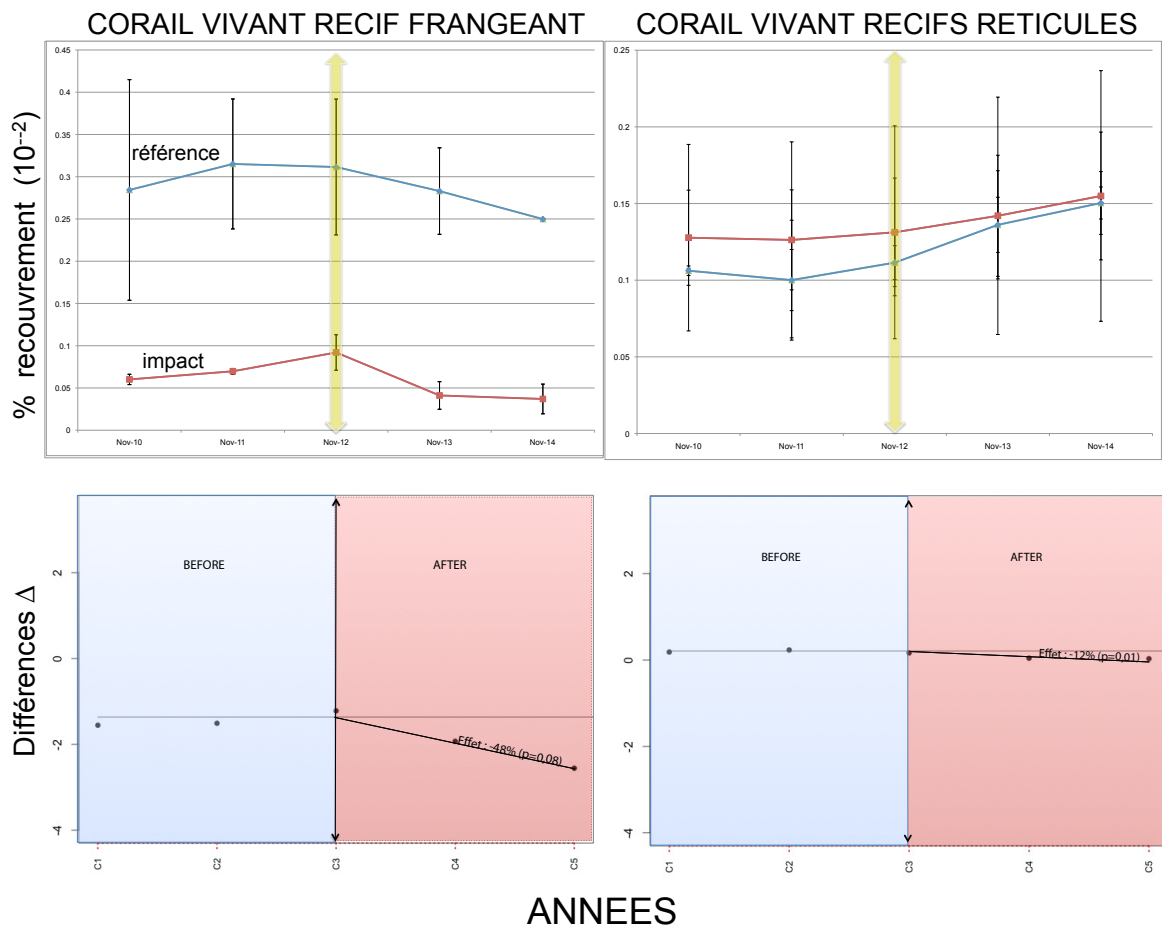


Figure 114 : Variation temporelle du pourcentage de recouvrement sur le récif frangeant et les récifs réticulés et du Δ du corail vivant. Les courbes de référence représentent l'ensemble des stations de Koné et les courbes impact l'ensemble des stations de Voh

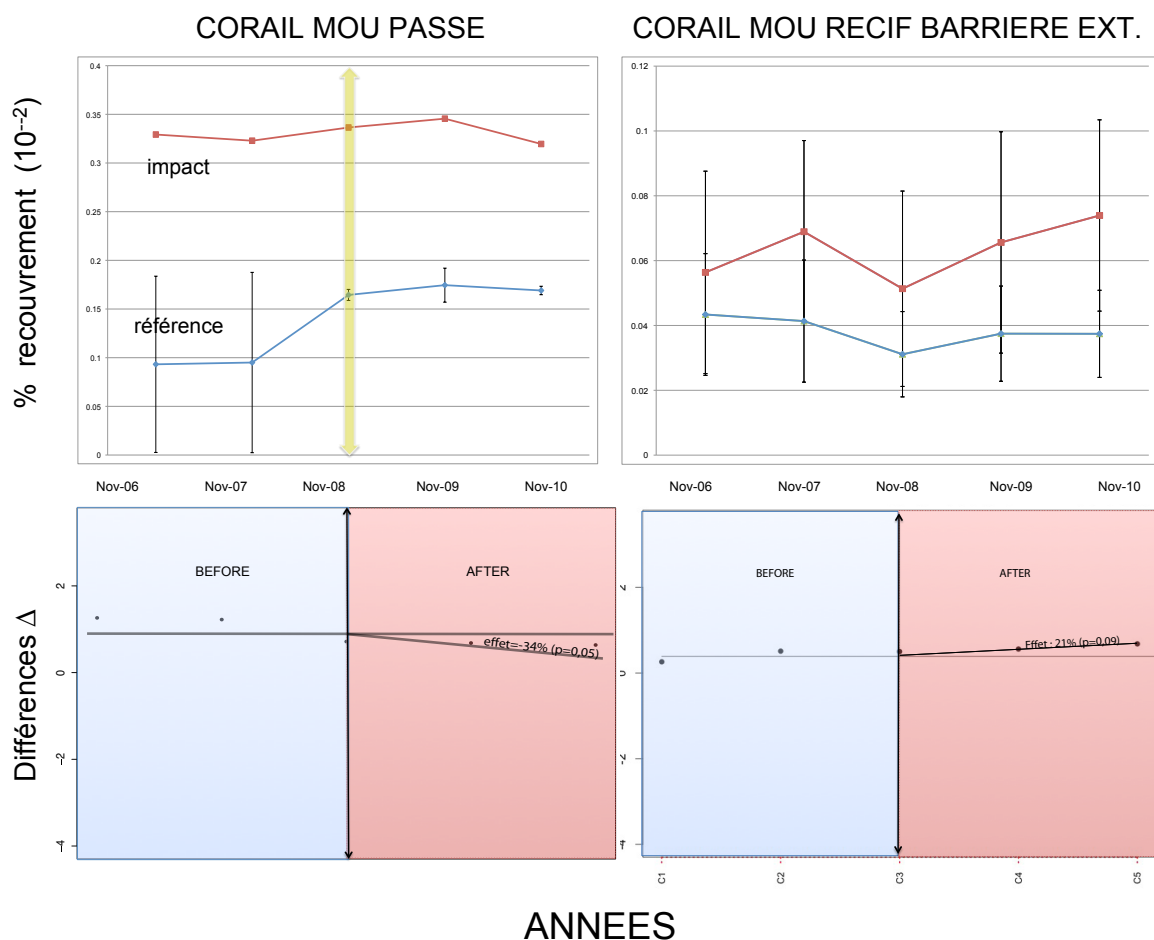


Figure 115 : Variation temporelle du pourcentage de recouvrement dans la passe et sur les récifs barrières externes et du Δ du corail mou. Les courbes de référence représentent l'ensemble des stations de Koné et les courbes impact l'ensemble des stations de Voh

Le Δ du pourcentage de recouvrement en corail vivant a une variation négative non significative sur le récif frangeant de -48% ($p = 0,08$) et significative sur les récifs réticulés ($p = 0,01$) de -12 %, (Figure 114). Le Δ du recouvrement en corail abri a une variation négative non significative sur le récif frangeant (-50% $p = 0,14$) et significative sur les récifs réticulés (-23% $p = 0,2$) (Tableau 37). Le Δ du pourcentage de recouvrement en corail mort varie positivement non significativement sur le récif frangeant (+240%) avec un niveau proche du seuil de significativité ($p = 0,13$) (Tableau 37). Le Δ du pourcentage de recouvrement en corail mort (-38% $p = 0,48$) a une variation négative non significative sur les récifs réticulés.

Dans la passe, le Δ du pourcentage de recouvrement en corail mou a une variation négative significative (-34% $p = 0,05$). En revanche, il varie positivement sur le récif barrière externe (+21%, $p = 0,09$) (Figure 115).

6.4.2.2 Analyse à l'échelle locale pour les poissons

Des variations significatives sont observées pour 3 des 90 variables analysées : la densité des planctonophages sur le récif barrière externe (Figure 117), la richesse spécifique des poissons corallivores sur le récif frangeant et la richesse spécifique des prédateurs d'invertébrés sur le récif barrière externe (Figure 116).

Tableau 38 : Présentation des 30 variables analysées pour la richesse spécifique des poissons à l'échelle locale. Les variables en gras sont significatives ou proche du rejet de l'hypothèse nulle ($H_0 < 0,05$)

Analyse "BACIPS" $\Delta = \Delta I - \Delta C$	Unités	Echelle	taille de l'effet	probabilité associée
richesse spécifique	PAS	locale	4	0,87
richesse spécifique	RBE	locale	4	0,51
richesse spécifique	RBI	locale	17	0,29
richesse spécifique	RFR	locale	-29	0,22
richesse spécifique	RRE	locale	-2	0,9
richesse spécifique piscivores	PAS	locale	22	0,38
richesse spécifique piscivores	RBE	locale	-4	0,69
richesse spécifique piscivores	RBI	locale	37	0,14
richesse spécifique piscivores	RFR	locale	-51	0,11
richesse spécifique piscivores	RRE	locale	-21	0,24
richesse spécifique mangeurs invertébrés	PAS	locale	11	0,58
richesse spécifique mangeurs invertébrés	RBE	locale	11	0,02
richesse spécifique mangeurs invertébrés	RBI	locale	8	0,66
richesse spécifique mangeurs invertébrés	RFR	locale	-36	0,12
richesse spécifique mangeurs invertébrés	RRE	locale	9	0,7
richesse spécifique corallivores	PAS	locale	-8	0,75
richesse spécifique corallivores	RBE	locale	-11	0,58
richesse spécifique corallivores	RBI	locale	30	0,11
richesse spécifique corallivores	RFR	locale	-62	0,05
richesse spécifique corallivores	RRE	locale	-7	0,85
richesse spécifique planctonophages	PAS	locale	-6	0,68
richesse spécifique planctonophages	RBE	locale	4	0,43
richesse spécifique planctonophages	RBI	locale	13	0,48
richesse spécifique planctonophages	RFR	locale	-5	0,89
richesse spécifique planctonophages	RRE	locale	-9	0,46
richesse spécifique herbivores	PAS	locale	2	0,95
richesse spécifique herbivores	RBE	locale	3	0,76
richesse spécifique herbivores	RBI	locale	20	0,21
richesse spécifique herbivores	RFR	locale	-10	0,8
richesse spécifique herbivores	RRE	locale	-7	0,75

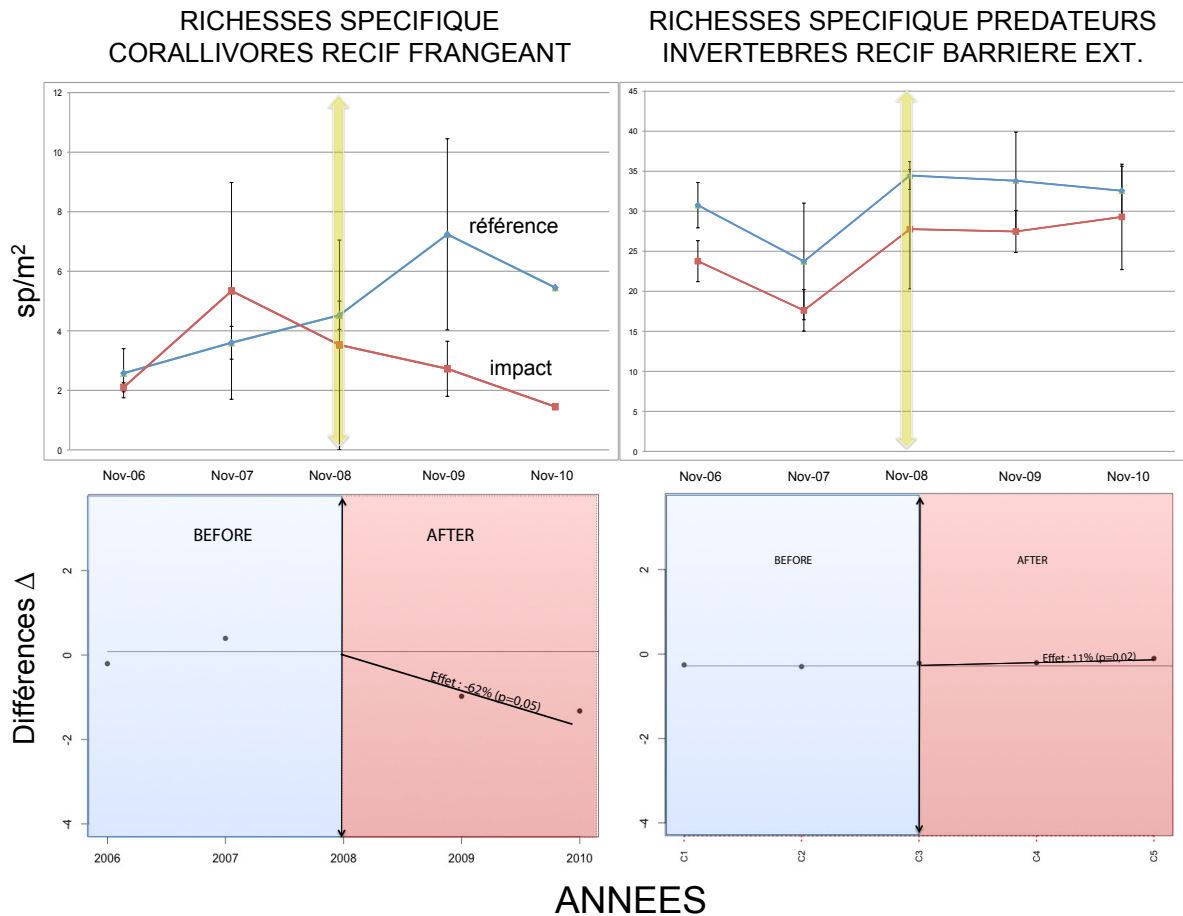


Figure 116 : Variation temporelle du pourcentage de la richesse spécifique des corallivores sur le récif frangeant et celle des prédateurs d'invertébré sur les récifs barrières externes et du Δ . Les courbes de référence représentent l'ensemble des stations de Koné et les courbes impact l'ensemble des stations de Voh

Le Δ de la richesse spécifique des poissons varie négativement mais non significative pour le récif frangeant (-29% $p = 0,22$) (Tableau 38). Le Δ de la richesse spécifique des poissons piscivores (-51% $p = 0,11$), des prédateurs d'invertébrés (-36% $p = 0,12$) varie négativement non significativement. Le Δ de la richesse spécifique des poissons corallivores (-62% $p \leq 0,05$) varie négativement significativement sur le récif frangeant.

Le Δ de la richesse spécifique totale (+17% $p = 0,29$), des poissons piscivores (+37% $p = 0,14$), corallivores (+30% $p = 0,11$) et herbivores (+20% $p = 0,21$) ont des variations positives non significatives sur le récif barrière interne. Le Δ de la richesse spécifique des poissons prédateurs d'invertébrés (+11% $p = 0,02$) a une variation positive significative sur le récif barrière externe.

Tableau 39 : Présentation des variables analysées pour la densité de poissons à l'échelle locale. Un total de 30 variables concernant la densité a été analysé. La variable en gras sont significatives ($H_0 < 0,05$)

Analyse "BACIPS" $\Delta = \Delta I - \Delta C$	Unités	Echelle	taille de l'effet	probabilité associée
densité	PAS	locale	-26	0,41
densité	RBE	locale	-10	0,68
densité	RBI	locale	8	0,88
densité	RFR	locale	-34	0,25
densité	RRE	locale	-51	0,17
densité piscivores	PAS	locale	-3	0,93
densité piscivores	RBE	locale	-19	0,72
densité piscivores	RBI	locale	66	0,52
densité piscivores	RFR	locale	-49	0,09
densité piscivores	RRE	locale	20	0,64
densité mangeurs invertébrés	PAS	locale	-16	0,53
densité mangeurs invertébrés	RBE	locale	-19	0,3
densité mangeurs invertébrés	RBI	locale	-12	0,75
densité mangeurs invertébrés	RFR	locale	-48	0,27
densité mangeurs invertébrés	RRE	locale	-49	0,15
densité corallivores	PAS	locale	-6	0,83
densité corallivores	RBE	locale	-2	0,94
densité corallivores	RBI	locale	1	0,98
densité corallivores	RFR	locale	-48	0,48
densité corallivores	RRE	locale	-3	0,23
densité planctonophages	PAS	locale	-26	0,56
densité planctonophages	RBE	locale	-33	0,05
densité planctonophages	RBI	locale	1	0,99
densité planctonophages	RFR	locale	-45	0,19
densité planctonophages	RRE	locale	-62	0,11
densité herbivores	PAS	locale	-31	0,39
densité herbivores	RBE	locale	-10	0,87
densité herbivores	RBI	locale	20	0,42
densité herbivores	RFR	locale	-15	0,86
densité herbivores	RRE	locale	-42	0,37

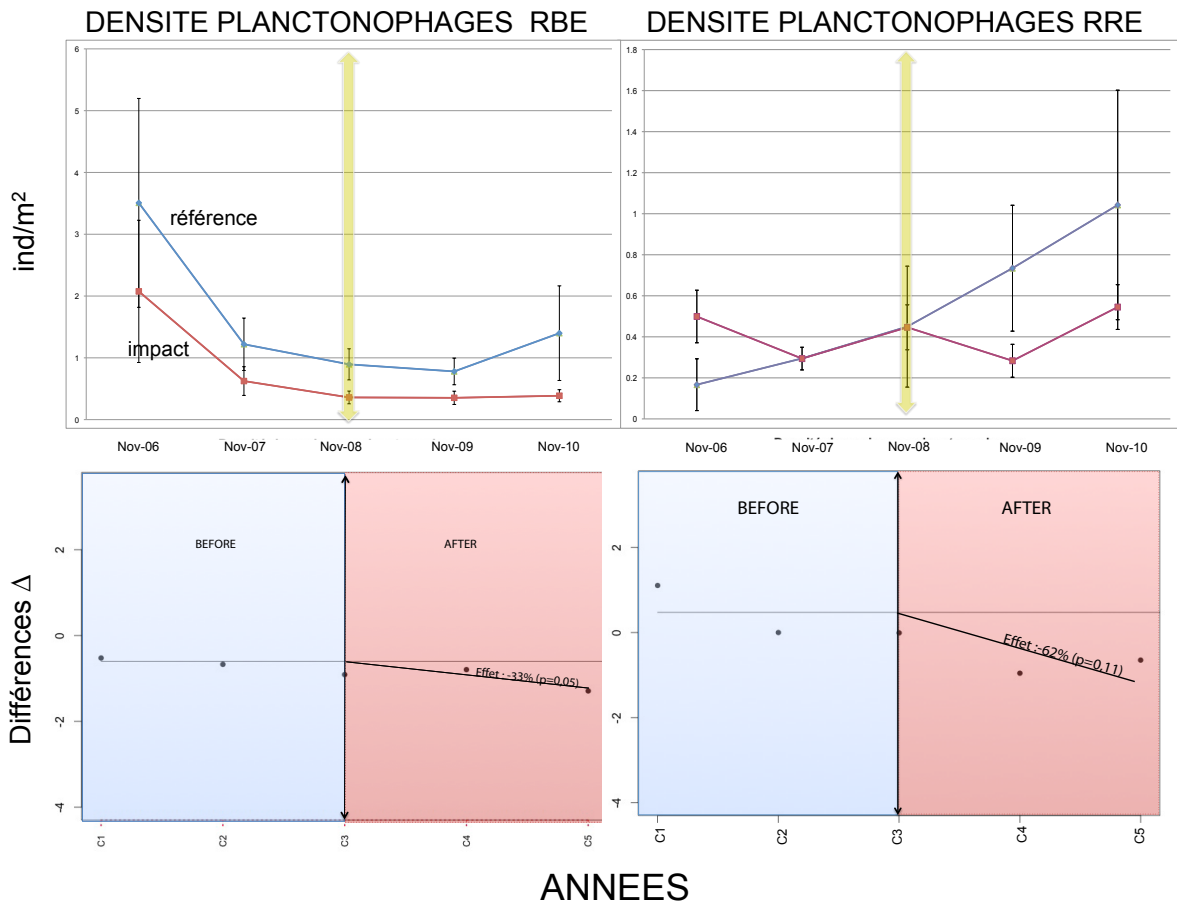


Figure 117 : Variation temporelle de la densité des planctonophages sur le récif barrière externe et les récifs réticulés et du Δ . Les courbes de référence représentent l'ensemble des stations de Koné et les courbes impact l'ensemble des stations de Voh

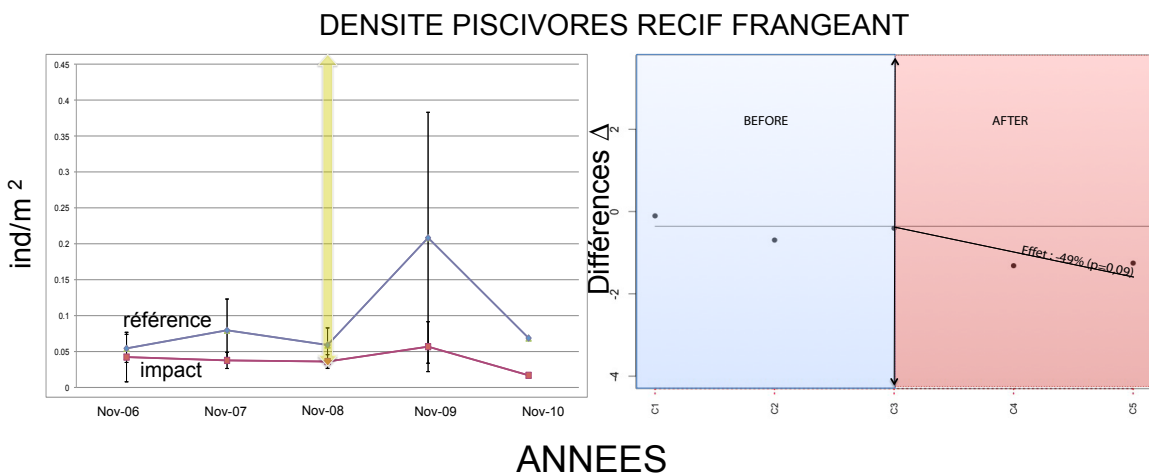


Figure 118 : Variation temporelle de la densité des piscivores sur le récif frangeant et du Δ . Les courbes de référence représentent l'ensemble des stations de Koné et les courbes impact l'ensemble des stations de Voh

Le Δ de la densité des poissons présente une tendance générale décroissante (Tableau 39), notamment sur le récif frangeant (-34%, $p = 0,25$) et les récifs réticulés(-51%, $p = 0,17$). Le Δ de la densité des poissons corallivores (-48% $p = 0,48$), des poissons prédateurs d'invertébrés (-48% $p = 0,27$),

des poissons piscivores (-49% p = 0,09 Figure 118) et des poissons planctonophages (-45% p = 0,19) ont des variations négatives non significatives sur le récif frangeant. La même tendance est observée sur les récifs réticulés pour la densité des poissons prédateurs d'invertébrés (-49% p = 0,15) et la densité des poissons planctonophage (-62% p = 0,11, Figure 117). Le Δ de la densité des poissons planctonophages a une variation négative significative sur le récif barrière externe (-33% p \leq 0,05, Figure 117).

Tableau 40 : Présentation des variables analysées pour la biomasse de poissons à l'échelle locale. Un total de 30 variables concernant la biomasse a été analysé.

Analyse "BACIPS" $\Delta = \Delta I - \Delta C$	Unités	Echelle	taille de l'effet	probabilité associée
biomasse	PAS	locale	19	0,76
biomasse	RBE	locale	-34	0,47
biomasse	RBI	locale	31	0,5
biomasse	RFR	locale	-41	0,7
biomasse	RRE	locale	-41	0,5
biomasse piscivores	PAS	locale	152	0,63
biomasse piscivores	RBE	locale	-33	0,5
biomasse piscivores	RBI	locale	88	0,4
biomasse piscivores	RFR	locale	-69	0,37
biomasse piscivores	RRE	locale	21	0,59
biomasse mangeurs invertébrés	PAS	locale	52	0,62
biomasse mangeurs invertébrés	RBE	locale	-53	0,17
biomasse mangeurs invertébrés	RBI	locale	24	0,7
biomasse mangeurs invertébrés	RFR	locale	-53	0,51
biomasse mangeurs invertébrés	RRE	locale	-56	0,26
biomasse des corallivoress	PAS	locale	85	0,22
biomasse des corallivoress	RBE	locale	-30	0,83
biomasse des corallivoress	RBI	locale	84	0,16
biomasse des corallivoress	RFR	locale	-42	0,74
biomasse des corallivoress	RRE	locale	-27	0,21
biomasse planctonophages	PAS	locale	-39	0,36
biomasse planctonophages	RBE	locale	-27	0,46
biomasse planctonophages	RBI	locale	-14	0,65
biomasse planctonophages	RFR	locale	-14	0,81
biomasse planctonophages	RRE	locale	-58	0,11
biomasse herbivores	PAS	locale	0	1
biomasse herbivores	RBE	locale	-5	0,95
biomasse herbivores	RBI	locale	18	0,66
biomasse herbivores	RFR	locale	-36	0,86
biomasse herbivores	RRE	locale	-37	0,63

Le Δ de la biomasse des poissons a des variations négatives non significative sur le récif barrière externe, le récif frangeant et les récifs réticulés (Tableau 40). Le Δ de la biomasse a des variations négatives non significatives sur le récif barrière externe (-34%, p = 0,47), le récif frangeant (-41%, p = 0,7) et sur les récifs réticulés (-41%, p = 0,5). Le Δ de la biomasse des poissons corallivores (-30% p = 0,83), la biomasse des poissons prédateurs d'invertébrés (-53% p = 0,17), la biomasse des poissons piscivores (-33% p = 0,5) et la biomasse des poissons planctonophages (-27% p = 0,46) ont des variations négatives mais non significatives sur le récif barrière externe. Le Δ de la biomasse des poissons corallivores (-42% p = 0,74), la biomasse des poissons herbivores (-36% p = 0,86), la biomasse des poissons prédateurs d'invertébrés (-53% p = 0,51) et la biomasse des poissons piscivores (-69% p = 0,37) ont des variations négatives mais non significatives sur le récif frangeant. La même tendance est observée sur récifs réticulés pour la biomasse des poissons corallivores (-27% p = 0,21), la biomasse des poissons herbivores (-37% p = 0,63), la biomasse des poissons prédateurs d'invertébrés (-56% p = 0,26) et la biomasse des poissons planctonophages (-58% p = 0,11).

Aucune variation des Δ n'est significative pour la biomasse. Des variations positives non significatives du Δ de la biomasse totale est observé (Tableau 40) sur le récif barrière interne (+31% p = 0,5) et la passe (+19% p = 0,76). Dans la passe, les variations sont positives pour la biomasse des corallivores (+85 p = 0,22), la biomasse des herbivores (+18% p = 0,66), la biomasse des prédateurs d'invertébrés (+24% p = 0,7) et la biomasse des poissons piscivores (+88% p = 0,4). Sur le récif barrière interne les variations sont positives pour la biomasse des poissons corallivores (+84% p = 0,16), des poissons herbivores (+18% p = 0,66), des poissons prédateurs d'invertébrés (+24% p = 0,7) et des poissons piscivores (+88% p = 0,4).

6.4.3 Conclusion sur le BACIPS

Le pourcentage de recouvrement en corail vivant et en corail abris a des variations négatives significatives du Δ à l'échelle régionale. A la même échelle, la biomasse des planctonophages ont des variations négatives du Δ significatives.

A l'échelle locale, le pourcentage de recouvrement en corail vivant a des variations négatives du Δ significatives sur les récifs réticulés et proche du seuil de significativité pour le récif frangeant. Le pourcentage de recouvrement en corail mou a des variations négatives du Δ significatives dans la passe. A la même échelle, la richesse spécifique des corallivores a une variation négative du Δ significatives sur le récif frangeant, celle des prédateurs d'invertébrés sur le récif barrière externe a une variation positive du Δ significatives. La densité des planctonophages a une variation négative significative du Δ sur le récif barrière externe.

6.4.4 Analyse des poissons corallivores

Suite à l'étude effectuée par Chabanet en 2010 sur la zone VKP, les 5 espèces les plus abondantes de Chaetodontidae ont été retenues afin de pouvoir suivre l'état de santé du substrat corallien : 3 espèces exclusivement corallivores (*Chaetodon lunulatus*, *Chaetodon plebeius*, *Chaetodon trifascialis*) et 2 espèces moins dépendantes des coraux pour leurs régimes alimentaires (*Chaetodon citrinellus* et *Chaetodon mertensii*).

Une première analyse a pris en compte l'ensemble des poissons corallivores stricts (*Chaetodon lunulatus*, *Chaetodon plebeius*, *Chaetodon trifascialis*, *Chaetodon trifasciatus*, *Chaetodon benetti*, *Chaetodon baronessa*, *Chaetodon ornatissimus*, *Heniochus singularius*, *Labrichthys unilineatus*, *Oxymonacanthus longirostris*).

Sur le récif frangeant la richesse spécifique de l'ensemble des poissons corallivores tend à diminuer en 2009 où une seule espèce de poissons corallivores est observée (*Chaetodon lunulatus*). En 2010, aucun poisson strictement corallivore n'a été observé sur le récif frangeant.

Les mêmes observations sont réalisées avec le suivi recommandé par l'étude de Chabanet 2010. La densité des trois espèces de Chaetodontidae strictement corallivores tend à diminuer en 2009 et 2010. En revanche, la densité des 2 espèces de Chaetodontidae moins dépendantes du corail tend à augmenter sur le récif frangeant en 2010, passant de 0,006 ind/m² en moyenne pour les 4 dernières années à 0,045 ind/m² en 2010 (soit une augmentation de 87%).

A l'échelle régionale avec l'analyse BACIPS, la biomasse et la densité de l'ensemble des poissons corallivores stricts, ont Δ négatif non significatif (-100% $p = 0,13$ pour la biomasse et $p = 0,12$ pour la densité). Leurs richesse spécifique montre une baisse de -99% non significative ($p = 0,13$).

Sur les récifs barrière interne, un Δ positif non significatif de la densité (+32% ; $p = 0,37$), de la biomasse (+79% ; $p = 0,10$) et de la richesse spécifique de l'ensemble des poissons corallivores stricts (+22% ; $p=0,10$) est observé. Cependant un Δ négatif non significatif est observée sur le récif frangeant pour la richesse spécifique (-100% ; $p = 0,13$), la densité (-100% ; $p = 0,12$) et la biomasse (-100% ; $p = 0,13$). Les récifs réticulés ont des Δ négatifs non significatifs pour la richesse spécifique (-21% ; $p=0,10$), la densité (-53% ; $p = 0,21$) et la biomasse (-35% ; $p = 0,26$).

7 Discussion

Cette étude a été menée afin de connaître les effets que peut causer un dragage industriel dans le lagon de Nouvelle-Calédonie sur les peuplements de poisson et le substrat corallien. De nombreuses études ont montré l'importance de l'habitat pour les peuplements de poissons (Luckhurst et Luckhurst, 1978; Sano *et al.*, 1984; Galzin *et al.*, 1994; Chabanet *et al.*, 1997). Les premières analyses présentées donnent un descriptif de l'évolution spatio-temporelle du recouvrement de substrat sur l'ensemble de la zone d'étude (lagon de Voh et de Koné) puis dans la zone d'influence du dragage (lagon de Voh). Les perturbations détectées par les analyses BACIPS sont ensuite discutées.

7.1 Limite de l'échantillonnage

Une étude réalisée sur les flux sédimentaires met en avant plusieurs points importants à prendre en compte dans l'interprétation des résultats de la présente étude. Dans le lagon de Voh et de Koné, l'analyse spatiale des flux sédimentaires présente un gradient côte large avec une totalité des sédiments en suspension (TSS) qui diminue des récifs frangeants aux récifs barrières externes, à l'exception de la passe de Voh où le taux est significativement supérieur à la passe de Koné et au récif barrière interne et externe de Voh. La TSS relevée d'octobre 2008 à mars 2009 reste relativement stable, toutefois une augmentation est observée de mars 2009 à mai 2009. Le dragage ayant commencé en juillet 2008, différents facteurs peuvent expliquer cette augmentation. La première cause serait le dragage qui peut avoir augmenté les particules fines dans la colonne d'eau. La seconde cause serait des variations saisonnières ou interannuelles naturelles. En effet, l'observation du bilan pluviométrique global du premier semestre 2009 a été largement excédentaire (<http://www.meteofrance.nc>) et pourrait provenir des fortes précipitations de février et mars 2009 (Figure 119) sur le massif de Koniambo. Un apport terrigène naturel et saisonnier semble possible. La géomorphologie de la zone sous l'influence du dragage pourrait être à l'origine de cette augmentation. En comparaison des stations du site de référence, les stations de la zone sous l'influence du dragage sont sous l'influence d'un plus grand nombre de cours d'eau et sont plus proches des embouchures de rivières. Elles sont donc particulièrement soumises à l'apport terrigène provenant du bassin versant et drainé par les cours d'eau (Louis Cédric, 2010).

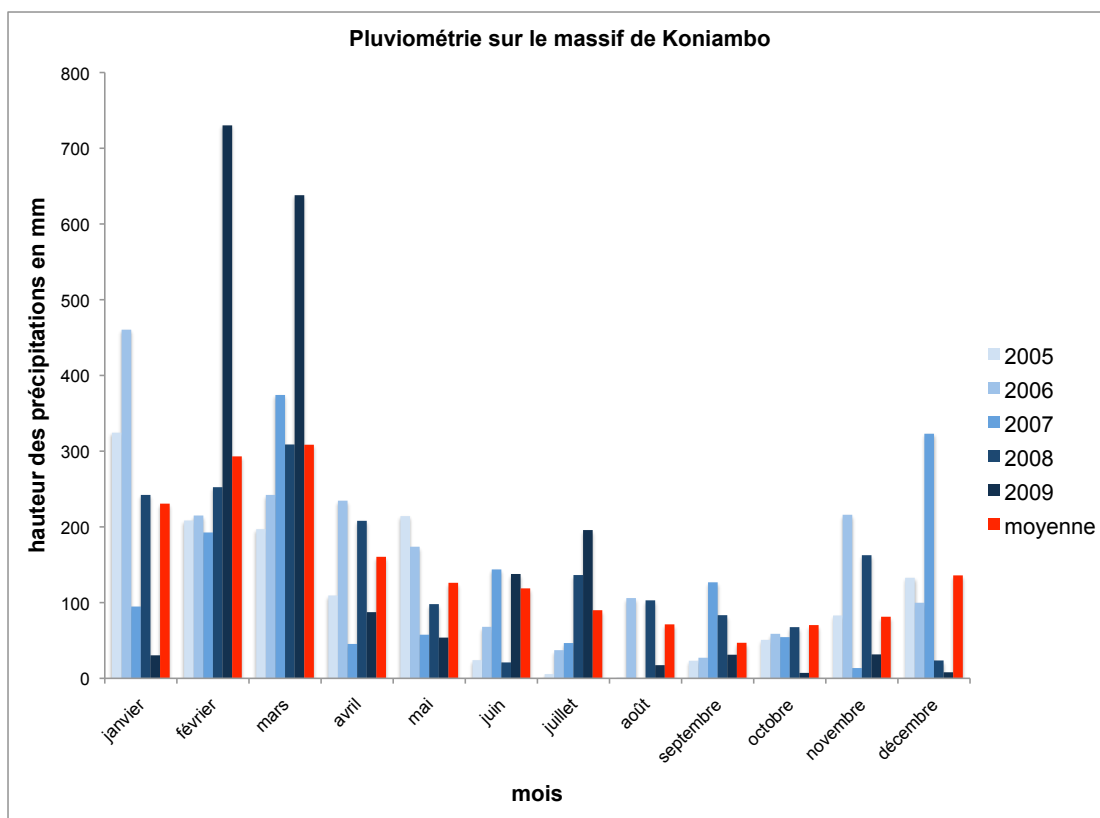


Figure 119 : Bilan mensuel pluviométrique (mm) sur le massif de Koniambo pour la période de 01/2005 à 12/2009 et moyenne mensuelle des précipitation sur une période de 10 ans (1999 à 2009)

De 1900 jusqu'à la fin de la seconde guerre mondiale, le massif du Koniambo a été l'objet d'activité extractive pour le nickel (2 600 000 tonnes de minerai riche à une teneur de 3 à 6%). A cette époque l'extraction du minerai était essentiellement sélective et visait l'exploitation du minerai avec une haute teneur sous faible couverture de latérite. La quantité de stérile issue de cette activité était restreinte (Maurizot *et al.*, 2002). Les moyens d'accès et d'évacuation, les infrastructures de cette époque, étaient réduits. Les versants situés sous ces carrières ont souvent été salis par des boues latéritiques, ou couverts par les rejets de stériles rocheux (Annexe 8). Le village de Voh est construit à proximité des reliefs, de part et d'autre de la rivière Voh qui traverse le "massif minier" et d'autres cours d'eau qui drainent le cœur du massif (creek Koko en particulier) sont engravés sur de larges portions et sujets au phénomène de charriage torrentiel (Maurizot *et al.*, 2002) lors d'événements climatiques spéciaux. Le lagon de Voh est sous l'influence d'un nombre important de cours d'eau en provenance des anciennes exploitations minières en comparaison au lagon de Koné (Annexe 9).

Le protocole d'échantillonnage mis en place ne dispose pas de suffisamment de répliqués pour les récifs frangeants et les passes. Les récifs réticulés se composent de 10 stations dont seulement 2 en zone de référence. Les 8 stations en zone d'influence du dragage permettent de suivre correctement les communautés de cette unité. Mais le manque de répliqués en zone de référence peut déstabiliser le design BACIPS.

Durant cette étude un changement important a eu lieu en 2008 au niveau des équipes de plongeurs. Tous les compteurs poissons ont changé ainsi que la majorité des plongeurs substrat. Ces changements sont intervenus au commencement des travaux et peuvent introduire des biais liés aux observateurs.

7.2 Substrat

7.2.1 Evolutions temporelles

Les travaux de dragage ont débuté en juillet 2008 pour se terminer en avril 2010. Les campagnes d'échantillonnages se sont effectuées au mois de novembre de chaque année. Le récif frangeant est la seule unité géomorphologique qui montre une diminution significative de la couverture en « corail vivant » et « corail abri » à partir de novembre 2009. Les relevés de la campagne de 2006, 2007 et 2008 montrent une tendance à l'augmentation. L'année 2008 a été échantillonnée seulement 4 mois après le début des travaux. En cas d'impact le recouvrement corallien n'aurait pas répondu aux perturbations à cette date car les effets sont plus longs à observer à moins que l'impact soit majeur. Pour les catégories « corail vivant » et « corail abri » sur le récif frangeant, les pourcentages de recouvrements des années 2009 et 2010 sont les plus bas observés durant les 5 ans de l'étude et montrent une diminution significative.

Les stations du récif frangeant de la zone sous l'influence du dragage (LG1B et IRD37) se trouvent être les plus proches de ce dernier (environ 500m). En les analysant séparément, une tendance similaire est observée et montre une augmentation pour 2006, 2007 et 2008 puis une diminution significative pour 2009 et 2010. Ces variations sont plus marquées sur IRD37 qui passe d'un pourcentage en corail vivant en 2008 de 11,3% à 1,9% en 2010 et de 7,3% en corail abri en 2008 contre 0,8 % en 2010. Ces stations sont sous l'influence de cours d'eau, qui augmentent le taux des particules fines en suspension dans la colonne d'eau lors d'événements climatiques spéciaux, (fortes pluies). Cela a été le cas en février et mars 2009 où le bilan pluviométrique a été largement excédentaire. Les effets du dragage sont reconnus comme une source de perturbation pour les récifs frangeants (Salvat *et al.*, 1979 ; Adjeroud *et al.*, 2002) et il semble que les effets cumulés du dragage et de cette variation saisonnière ont impacté cette unité géomorphologique diminuant le recouvrement en corail vivant.

Une augmentation du recouvrement corallien est observée au niveau du récif barrière externe. Une étude réalisée dans la zone de VKP (Guillemot 2010) a permis de quantifier les effets du cyclone Erica (14 mars 2003) sur les habitats récifaux. La puissance du cyclone a engendré de gros dégâts au niveau de la structure de l'habitat récifal, principalement sur le récif barrière. Durant les 6 ans de l'enquête (2002 à 2007) aucune autre perturbation naturelle n'a affecté la zone d'étude et les variations observées correspondent probablement à une récupération progressive de l'écosystème corallien (Guillemot *et al.*, 2010). Le recouvrement en corail vivant du récif barrière externe continue d'augmenter de 2006 à 2010 et aucune perturbation du dragage n'est relevée sur cette unité géomorphologique. En 2002, un état initial de la composition du substrat avant Erica a été réalisé (Guillemot *et al.*, 2010). Le pourcentage en corail vivant du récif barrière et des passes est supérieur de 15% en 2010 au recouvrement relevé en 2002 avant les effets d'Erica. La perturbation du cyclone semble avoir renforcé la croissance corallienne primaire (espèces opportunistes). Les perturbations peuvent jouer un rôle fondamental dans la réorganisation des communautés biologiques (Nyström *et al.*, 2000) et favorisent la libération d'espace vital pour de nouvelles colonisations (Connell *et al.*, 1997). Le recouvrement corallien se développe et s'équilibre sous l'influence des perturbations naturelles (Nyström *et al.*, 2000). Les perturbations naturelles ajustent et rectifient l'ordre des espèces par la sélection naturelle (Connell, 1978) et il est possible que le récif barrière de la zone de VKP en 2002 ait subi une réorganisation qui a conduit à un recouvrement corallien maximal.

Le taux de recouvrement en algue est significativement supérieur sur l'ensemble de la zone pour les années 2008, 2009 et 2010. Cette tendance s'observe dans le détail pour la passe, le récif barrière

externe, les récifs réticulés et le récif barrière interne. Les valeurs sont maximales à partir de 2008 et peuvent être associées à 2 événements : le dragage et le changement d'observateurs. L'augmentation des algues n'est pas compensée par une diminution du taux de recouvrement en corail vivant mais par celui du recouvrement en éléments abiotiques. La catégorie éléments abiotiques est composée de 5 sous-catégories (roche, sable, vase, débris et crevasse). Le substrat composé de dalles érodées, de roches ou de débris coralliens est souvent recouvert d'une fine couche d'algues qui a pu être recensée dans la catégorie « total algues » suivant l'appréciation des plongeurs. La catégorie « total algue » est constituée de 5 sous-catégories (assemblage algal, *Halimeda*, macroalgue et turf ; Tableau 4). Cette catégorie est composée à 79% d'assemblage algal sur la totalité de l'étude. Sur les années 2006 et 2007 les recouvrements en assemblages algaux recensés sont presque nuls (inférieur à 1% du taux de recouvrement observé sur l'ensemble de l'étude) et ils augmentent à partir de 2008 pour atteindre en 2009 leurs taux de recouvrement les plus importants. Cette évolution est générale et s'observe sur l'ensemble de la zone d'étude. Aucune prolifération d'algue dans la période post impact à l'échelle locale laisse penser à une perturbation du dragage. Il semblerait donc que cette variation provienne d'une modification de la détection des assemblages algaux par les nouveaux observateurs à partir de 2008.

La catégorie « corail mort » présente des variations temporelles significatives sur l'ensemble des stations, sur le récif barrière interne, le récif frangeant et les récifs réticulés de la zone de Voh. Les valeurs les plus hautes sont observées avant le début des travaux.

7.2.2 Analyse BACIPS

Cette seconde analyse nous permet d'avoir un aperçu durant les 5 années, des variables qui ont évolué différemment dans la zone de référence et celle sous l'influence du dragage. La méthode BACIPS permet de s'affranchir des variations naturelles quand elles sont identiques dans les 2 zones

Les résultats obtenus par la méthode BACIPS mettent en évidence un Δ du taux de recouvrement corallien négatif. Ce premier résultat atteste de l'importance d'une approche BACIPS. En effet, les analyses des évolutions temporelles à l'échelle régionale ou locale montraient une augmentation de la couverture en corail vivant. La méthode BACIPS a décelé un impact général significatif sur le corail engendrant un ralentissement de la croissance de -17% pour le recouvrement en corail vivant et de -18% pour le recouvrement en corail abri dans la zone sous l'influence du dragage. Toutefois, il n'est pas possible d'imputer ces variations au seul dragage sur l'ensemble de la zone sous influence dans le cas présent. En effet, cette diminution pourrait provenir de la perturbation causée par les travaux du dragage, mais aussi des conditions environnementales différentes entre les deux zones (cf. § 7.1). Ce résultat montre l'importance d'avoir une zone référence la plus similaire possible de la zone sous influence et d'avoir un protocole expérimental constant tout au long de l'étude.

A l'échelle locale, le recouvrement corallien augmente significativement sur le récif barrière externe de Voh et diminue significativement sur les récifs frangeants. Le BACIPS est significatif pour le recouvrement en corail vivant uniquement qui présente un Δ négatif significatif sur les récifs réticulés -12%. Cependant le protocole mis en place compare 8 stations en zone sous l'influence du dragage avec seulement 2 stations en zone de référence. Les 2 stations de la zone de référence montrent chacune une évolution positive du recouvrement corallien de près de 5% (le pourcentage de recouvrement est 15% en 2010). Sur les 8 stations de la zone impactée, 3 stations ont les mêmes variations temporelles (LG6B, IRD01 et IRD44) et augmentent de 9% (le pourcentage de recouvrement est de 29% en 2010). Sur les 5 autres stations de la zone impactées, le pourcentage de recouvrement en corail vivant ne varie pas durant l'étude. Aucun lien avec la distance des stations au chenal de dragage ne semble en cause et ce sont les

stations qui avaient les pourcentages de recouvrement en corail vivant les plus importants qui ont montré des évolutions positives. Ces résultats pourraient être un impact du dragage sur cette unité géomorphologique mais cela ne peut pas être confirmé par le manque de station répliquée en zone de référence.

Par ailleurs, Le BACIPS indique un Δ négatif non significatif ($P = 0.08$) du recouvrement en corail vivant (-48%) sur le récif frangeant. Le recouvrement en « corail abri » diminue significativement dans la période post impact sur le récif frangeant. L'analyse BACIPS ne permet pas de détecter de Δ significatif mais elle indique également une tendance négative ($p = 0,14$) du recouvrement en corail abri (-50%) sur le récif frangeant. Ces résultats confirment ceux obtenus avec les analyses de l'évolution temporelle.

Le BACIPS met en évidence un Δ négatif significatif (-34%) pour le recouvrement en corail mou de la passe. Les coraux mous peuvent subir des baisses drastiques de leurs couvertures de recouvrement suite à des perturbations anthropiques comme cela a été observé à la suite de travaux portuaires aux Samoa Américaines (S.Cornish et M.DiDonato 2004). La passe de Voh à un flux sédimentaires supérieur à la passe de Koné (cf. § 7.1) et les fortes pluies de février et mars 2009 couplés aux travaux du dragage ont pu perturber les coraux mous.

7.3 Richesse spécifique des poissons

7.3.1 Evolutions temporelles

La richesse spécifique, de l'ensemble de l'ichtyofaune ainsi que celles des corallivores, des herbivores, des prédateurs d'invertébrés, des piscivores et des planctonophages sont significativement corrélées avec le recouvrement en corail vivant qui, avec le corail abri, est la variable substrat la plus corrélée aux différentes variables poissons.

La richesse spécifique totale des poissons augmente avec la distance à la côte et le taux de recouvrement en éléments biotiques. Ce gradient côte large a été observé dans le lagon sud ouest (Bozec, 2006) en Nouvelle-Calédonie où on retrouve une richesse spécifique minimale sur les récifs frangeants qui augmente en fonction de l'éloignement à la côte des récifs. Les éléments biotiques sont majoritairement composés de corail vivant, d'assemblages algaux puis de coraux mous. Les assemblages algaux qui ont été recensés dans cette étude se trouvent majoritairement sur des substrats durs qui ont des richesses spécifiques supérieures aux fonds meubles (Kulbicki, 1997). Les coraux vivants et mous sont corrélés positivement à la richesse spécifique. Le recouvrement corallien augmente la complexité structurale du fond et multiplie l'espace disponible pour la colonisation des invertébrés et les abris contre la prédation (Bouchon-Navarro *et al.*, 1985 ; Chabanet *et al.*, 1997; Galzin et Harmelin-Vivien, 2000). L'augmentation de la richesse spécifique en fonction de l'éloignement de la côte et du recouvrement en éléments biotiques est une caractéristique normale de la composition des peuplements de poissons en Nouvelle-Calédonie.

La richesse spécifique totale à l'échelle régionale varie significativement sur les 5 ans de l'étude pour les 5 catégories trophiques considérées. Une augmentation significative de la richesse spécifique générale est observée. Cette augmentation est significative pour les prédateurs d'invertébrés et les herbivores sur les 5 unités. Ces catégories trophiques sont les plus diversifiées dans toutes les unités. Cela se retrouve à d'autres endroits de Nouvelle-Calédonie et du Pacifique (Tableau 40) et atteste d'une

structure trophique habituelle dans le Pacifique Sud. L'augmentation de ces catégories atteste d'un bon état de santé des communautés et pourrait être liée à l'évolution du recouvrement corallien détectée sur le récif barrière externe qui est l'unité la plus riche en diversité d'espèce de prédateurs d'invertébrés et d'herbivores.

La richesse spécifique totale, est minimale en 2007 sur toutes les unités géomorphologiques à l'exception des récifs frangeants. Ce minimum est observé pour toutes les catégories trophiques à l'exception des planctonophages. A l'échelle locale la richesse spécifique en 2007 est toujours significativement différente d'au moins une année post impact. Ces minimums semblent avoir pour origine les poissons commerciaux. En revanche, les Pomacentridae, famille diversifiée et abondante ne présentent aucune tendance à la baisse en 2007. L'hypothèse expliquant la baisse pourrait donc avoir pour origine l'échantillonnage. En effet, un premier test réalisé sur l'ensemble des poissons pris en compte par le plongeur dénombant les poissons non commerciaux ne permet pas de déceler de tendance à la baisse en 2007 (Annexe 6). Un second test réalisé sur les espèces de poissons commerciaux met en évidence une diminution significative importante de la richesse spécifique en 2007. Or, 6 observateurs sont intervenus en 2006 et 2 en 2007 et aucun d'eux n'a fait partie des campagnes suivantes. Plusieurs stations ont même été échantillonnées par un seul compteur en 2007 ce qui pourrait expliquer les valeurs inférieures cette année là. Le protocole d'échantillonnage mis en place à partir de 2008 avec 2 plongeurs par station permet un partage des espèces en fonction de leurs comportements. L'efficacité d'observation dépend totalement de ce critère et un plongeur en train de dénombrier les différentes espèces et la quantité de Pomacentridae autour de lui aura de la difficulté à prendre en compte tous les poissons mobiles passant en limite de visibilité, voire juste à coté de lui (Wantiez et Chauvet, 2003, Wantiez *et al.*, 2006).

En utilisant une représentation simplifié de la structure trophique en 4 catégories (piscivore, carnivore, herbivore, planctonophage) la structure observée est similaire à celle observée dans la même zone durant la période comprise entre 2002 et 2007 (Chabanet *et al.*, 2010) et dans d'autres sites de Nouvelle-Calédonie et du Pacifique (Tableau 41).

Tableau 41 Pourcentage de la richesse spécifique pour quatre groupes trophiques (piscivore, carnivore, herbivore, planctivore) sur différentes zones de la Nouvelle-Calédonie et d'autres pays du pacifique. Données récoltées par observations visuelles en plongée (sources: cette étude « VKP » ; Chabanet *et al.*, 2010, Kulbicki *et al.*, 2007 « VKP' » ; Kulbicki *et al.*, 2007 « Moindou, Ouasse, Thio, Lifou » ; Kulbicki *et al.*, 2004, « Fiji et Tonga » ; Kulbicki *et al.*, 2000, « Polynésie »)

	Nouvelle-Calédonie						Moyenne	Fiji	Tonga	Polynésie
	VKP	VKP'	Moindou	Ouassé	Thio	Lifou				
RICHESSSE SPECIFIQUE										
Piscivore	6	4,6	6	6,1	5,2	3,3	5,2	4,8	5,1	8,2
Carnivore	47,1	53,1	54,2	46,6	48,4	42,9	48,7	50,6	52,7	50,6
Herbivore	31,3	30,8	28	31,9	31,8	46,2	33,3	33,6	29,6	30,1
Planctivore	15,5	11,5	11,8	15,4	14,6	7,6	12,7	11	12,7	11,1

La structure trophique est restée remarquablement stable pendant la durée de l'étude. En richesse spécifique les carnivores dominent devant les herbivores, les plantonophages puis les piscivores.

7.3.2 Analyse BACIPS

La richesse spécifique totale a eu tendance à augmenter dans toutes les unités géomorphologiques, notamment sur le récif barrière externe et la passe. Cependant, les analyses BACIPS ne détectent aucune variation significative du Δ à l'échelle régionale. Toutefois deux résultats importants ont été observés à l'échelle locale. Sur les récifs frangeants, le delta de la richesse spécifique des poissons corallivores est significativement négatif (-62%). Cela corrobore la très forte corrélation mise en évidence entre le recouvrement corallien et la richesse spécifique des poissons corallivores et la diminution du recouvrement corallien enregistré sur le récif frangeant. De nombreuses études confortent ces résultats, notamment les liens entre la couverture en corail vivant et la richesse spécifique des poissons corallivores (Bell et Galzin 1984 ; Sano 1984 ; Bouchon-Navarro 1985 et 1988 ; Kokita et Nakazono 2001; Chabanet 2002 ; Adjeroud *et al.*, 2002; Sano *et al.*, 2004; Halford *et al.*, 2004 ; Bozec *et al.*, 2005 ; Wantiez *et al.*, 2006).

Le second résultat significatif est un delta positif significatif (+11%) pour la richesse spécifique des poissons prédateurs d'invertébrés sur le récif barrière externe. Sur le récif barrière externe aucune variable habitat ne varie significativement et seul le corail mou tend à augmenter (+21%). Or une corrélation significative entre la richesse spécifique des prédateurs d'invertébrés et le recouvrement en corail mou a été mise en évidence. L'augmentation des prédateurs d'invertébrés pourrait donc être liée à cette composante du substrat. Elle pourrait aussi être liée et à la phase de reconstruction de l'habitat dans cette unité géomorphologique après l'impact majeur du Cyclone Erica en 2003. En effet, la richesse spécifique des prédateurs d'invertébrés est aussi liée au recouvrement corallien. L'accroissement de la rugosité du substrat, occasionné par la croissance corallienne sous toutes ces formes, offre plus de surface et de type d'habitat (niches écologiques) pour les invertébrés consommés par les poissons. (Luckhurst et Luckhurst 1978 ; Friedlander et Parrish 1998) privilégiant la présence de nouvelles espèces de poissons prédatrices d'invertébrés (Hixon et Beets, 1993; Beukers et Jones, 1998 ; Friedlander et Parrish 1998). Par ailleurs, le BACIPS ne détecte pas de Δ significatif pour le recouvrement corallien sur le récif barrière externe. Cela signifie que les stations du récif barrière externe de la zone de référence et de la zone sous l'influence du dragage ont une évolution de leurs recouvrements coralliens qui n'est pas significativement différente au cours de l'étude. L'augmentation de la richesse spécifique des prédateurs d'invertébrés sur le récif barrière externe de la zone sous l'influence du dragage pourrait donc résulter de facteurs naturels (recrutement par exemple) différentiels entre la zone sous l'influence du dragage et la zone de référence.

7.4 Densité et biomasse des poissons

7.4.1 Evolutions temporelles

A l'échelle régionale la densité et la biomasse totales des poissons sont plus importantes sur les récifs barrières externes et dans les passes. Cela se retrouve dans d'autres sites de Nouvelle-Calédonie (Kulbicki, 1997) bien que les densités et les biomasses varient considérablement en fonction de la composition du substrat et des conditions hydrodynamiques (Kulbicki, 1997). Les variations temporelles de la biomasse et de la densité sont conséquentes sur ces 2 unités et proviennent des migrations génésiques se produisant aux alentours du mois de novembre (observations personnelles) pour certaines espèces. Ces rassemblements sont observés aléatoirement durant les campagnes de comptages.

Des 5 unités géomorphologiques, les récifs réticulés et le récif barrière interne ont les plus faibles densités et biomasses. Ces 2 unités ont un recouvrement du substrat similaire et dominé par les éléments abiotiques. La composition du substrat joue un rôle important dans l'abondance des poissons qui augmente en fonction de la présence des constructions coralliennes sur les fonds meubles (Kulbicki, 1994). De plus l'effort de pêche se concentre principalement sur ces 2 unités géomorphologiques (Guillemot, 2010).

En 2009, la densité et la biomasse totale sont supérieures sur le récif frangeant. La même tendance est observée pour la densité des piscivores, des planctonophages et des prédateurs d'invertébrés et la biomasse des herbivores et des prédateurs d'invertébrés. En 2009, la biomasse des herbivores et des prédateurs d'invertébrés est supérieure sur les récifs frangeants. La densité des herbivores est similaire à celles des récifs barrières externes et internes alors qu'elle est la plus faible toutes les autres années. Deux stations de la zone de référence (PROC04 et PO1) sont à l'origine de ces variations avec des niveaux de population particulièrement importants en 2009 (PROC04 : 790 g/m² et 4 ind/m² ; PO1 : 104 g/m² et 1,9 ind/m²) comparées aux autres années du suivi (moyenne PROC04 : 229,2 g/m² et 1,7 ind/m² ; moyenne PO1 : 41,3 g/m² et 1,7 ind/m²) et aux stations de la zone sous l'influence du dragage pour la même année (moyenne pour les 2 stations : 32,8 g/m² et 1,2 ind/m²). Sur PROC04 ces valeurs exceptionnelles sont dues à la présence de bancs de *Acanthurus blochii*, *Naso unicornis*, *Plectorhinchus obscurus*, *Kyphosus cinerascens*, *Kyphosus vaigiensis*, *Coris aygula*, *Cheilinus undulatus*, *Lethrinus nebulosus*, *Lethrinus obsoletus*, *Lutjanus argentimaculatus*, *Lutjanus fulvus*, *Lutjanus monostigma*, *Scarus ghobban*, *Siganus fuscescens* et *Siganus lineatus* en 2009. Sur ces 15 espèces seulement 3 espèces ont été échantillonnées les autres années du suivi : *Acanthurus blochii*, *Lutjanus fulvus* et *Siganus lineatus*. En 2009, cette dernière atteint la biomasse la plus élevée observée pour une seule espèce sur toute la durée de l'étude (328,4 g/m²) sur PROC04. Cette observation a été réalisée le 1^{er} jour de la nouvelle lune, à l'étale de marée haute et durant la 1^{er} heure de marée descendante. Ces conditions peuvent être propices aux herbivores et prédateurs d'invertébrés mobiles dont font partie ces 15 espèces. Par ailleurs, toutes les espèces impliquées sont mobiles à très mobiles, à l'exception peut-être de *Cheilinus undulatus* (Chateau et Wantiez, 2007). De plus, certaines de ces espèces de poissons (Kyphosidae, Lutjanidae, Haemulidae, *Cheilinus undulatus*, *Siganus lineatus*) peuvent avoir un comportement cryptique ou craintif et sont difficilement décelables avec une visibilité réduite. Les observations réalisées ce jour là, laissent penser à un échantillonnage qui coïncidait avec un instant de forte activité alimentaire des poissons herbivores et prédateurs d'invertébrés.

Sur PO1, les valeurs exceptionnelles de 2009 sont dues à la présence de *Acanthurus blochii*, *Gnathanodon speciosus*, *Epinephelus malabaricus*, *Mulloidichthys flavolineatus*. Mis à part *Acanthurus blochii* qui a été observé les autres années mais en bien moindre quantité, les autres espèces n'ont été observées qu'en 2009 sur cette station. PO1 est une station de référence se situant dans le lagon de Voh, mais qui n'est pas sous l'influence du dragage. L'échantillonnage a été réalisé en fin de marée montante. L'observation de Carangues jaunes (*Gnathanodon speciosus*) ou d'une mère loche (*Epinephelus malabaricus*) est rare sur des stations de récifs frangeants où la visibilité est réduite et où le poisson peut très rapidement fuir sans avoir été détecté. L'évaluation de la biomasse est sensible à ces variations.

Durant les trois mois précédant la campagne de novembre 2009, le taux de pluviométrie a été faible et en dessous des moyennes mensuelles (Figure 119). Ce phénomène a minimisé les apports terrigènes dans l'eau favorisant la visibilité sur les récifs frangeants. Les relevés importants en terme de densité et de biomasse pourraient certainement provenir d'une visibilité d'observation supérieure aux autres années sur les stations de référence et d'un comportement actif des poissons par rapport au flux et l'étal de marée de haute mer. Cependant, la turbidité générée par les travaux du dragage, à proximité des stations du récif frangeant de Voh, n'a pas permis d'avoir les mêmes conditions de visibilité. Les écarts

de biomasse et densité des 2 zones peuvent provenir des différences de turbidité sur ces dernières durant l'échantillonnage.

La structure trophique des poissons en richesse spécifique est restée stable pendant l'étude. Cette structure trophique est identique de 2002 à 2007 (Chabanet *et al.*, 2010). Elle est comparable à d'autres sites en Nouvelle-Calédonie et dans le Pacifique Sud (Tableau 41). Cette stabilité est moins marquée en densité bien que les observations restent tout de même très proches des moyennes observées pour différentes études en Nouvelle-Calédonie et d'autres sites du Pacifique (Tableau 42).

Tableau 42 Structure trophique (piscivore, carnivore, herbivore, planctivore) en densité dans différentes zones de la Nouvelle-Calédonie et du Pacifique. Données récoltées par observations visuelles en plongée (sources: cette étude « VKP » ; Chabanet *et al.*, 2010, Kulbicki *et al.*, 2007 « VKP' » ; Kulbicki *et al.*, 2007 « Moindou, Ouasse, Thio, Lifou » ; Kulbicki *et al.*, 2004, « Fiji et Tonga » ; Kulbicki *et al.*, 2000, « Polynésie »)

	Nouvelle-Calédonie						Moyenne	Fiji	Tonga	Polynésie
	VKP	VKP'	Moindou	Ouassé	Thio	Lifou				
DENSITE										
Piscivore	1,6	1,8	5,6	0,9	0,9	0,3	1,9	1,3	1,5	3,1
Carnivore	22,1	31,1	29,5	14,1	19,6	14,3	21,8	21,2	18,2	24,5
Herbivore	43,3	43,7	34,5	23,4	23,6	76,2	40,8	60,1	40,5	23,4
Planctivore	33	23,4	30,4	61,6	55,9	9,2	35,6	17,4	39,8	49

La structure trophique en biomasse lors de cette étude est différente de celles d'autres études réalisées en Nouvelle-Calédonie ou dans le Pacifique (Tableau 43). Toutes les études présentées dans le Tableau 43 indiquent des variations importantes des catégories trophiques et aucune ne présentent la même structure. Cela atteste de la grande complexité de la structure trophique en biomasse des peuplements de poissons en fonction des zones.

Tableau 43 Structure trophique (piscivore, carnivore, herbivore, planctivore) en biomasse sur différentes zones de la Nouvelle-Calédonie et d'autre pays du pacifique. Données récoltées par observations visuelles en plongée (sources: cette étude « VKP » ; Chabanet *et al.*, 2010, Kulbicki *et al.*, 2007 « VKP' » ; Kulbicki *et al.*, 2007 « Moindou, Ouasse, Thio, Lifou » ; Kulbicki *et al.*, 2004, « Fiji et Tonga » ; Kulbicki *et al.*, 2000, « Polynésie »)

	Nouvelle-Calédonie						Moyenne	Fiji	Tonga	Polynésie
	VKP	VKP'	Moindou	Ouassé	Thio	Lifou				
BIOMASSE										
Piscivore	8,7	8,3	39,8	6,4	21,8	36,1	20,2	3,4	7,6	29,4
Carnivore	29,6	39,9	29,8	36,4	27,9	3,9	27,9	23,9	23,5	33,8
Herbivore	51,3	49,6	28,4	44,1	38,8	48,2	43,4	70,4	57,6	31,9
Planctivore	10,4	2,2	2	13,1	11,5	11,8	8,5	2,3	11,3	4,9

7.4.2 Analyse BACIPS

Le BACIPS a mis en évidence un Δ négatif de la densité des planctonophages proche de la significativité sur l'ensemble des stations de la zone sous l'influence du dragage (échelle régionale). Le Δ de leur biomasse a été significativement négatif. Ce résultat est confirmé à l'échelle locale sur le récif barrière externe. Il est possible que les rejets effectués sur la ligne de fond des 1 500m (7 300 000 m³ approximativement) à proximité de la barrière récifale (5 km) durant une période de 20 mois (fin du chantier en mars 2010) aient perturbés momentanément les ressources alimentaires à base de planctons

emmenant les poissons spécialisés dans cette catégorie alimentaire à se déplacer (pour les individus mobiles). Les dragages augmentent la turbidité en diminuant la transparence des eaux et réduisent donc la pénétration de la lumière. La production primaire peut s'en trouver affaiblie et engendrer une diminution du zooplancton et donc des planctonophages (Galzin, com.pers.).

Les Δ de la densité et de la biomasse sont négatifs mais non significatifs sur le récif frangeant et les récifs réticulés. Un nombre important de facteurs peuvent expliquer ces résultats : la diminution du recouvrement en corail vivant sur le récif frangeant, le ralentissement de la croissance corallienne pour le récif réticulé, l'augmentation de la turbidité ou le bruit occasionné par les travaux.

La zone VKP avait déjà montré une bonne capacité de résilience des récifs coralliens à la suite d'un cyclone qui avait entraîné une baisse de l'habitat corallien (Guillemot *et al.*, 2010), de la richesse spécifique, de la biomasse et de la densité des poissons (Chabanet *et al.*, 2010) à un moment où l'influence anthropique était considérée comme faible. La construction de l'usine a entraîné une augmentation de la démographie (Léopold *et al.*, 2013) créant des besoins supérieurs en ressources lagonaires. Bien que l'usine soit construite sur la côte du lagon de Voh, le développement socio-économique et démographique se fait ressentir principalement dans la ville de Koné. Une augmentation de la pêche et du développement urbain entraîne une pression anthropique indirectement liée au projet minier. Cela peut créer un biais diminuant la détectabilité de l'impact des travaux portuaires dans le lagon de Voh. En effet, l'augmentation de la pression de pêche (Guillemot, 2010) dans le lagon de Koné peut modifier le comportement des poissons et diminuer l'abondance de certaines espèces de poissons ciblées par la pêche. Les perturbations du dragage pourraient avoir été plus difficiles à détecter pour cette variable lors de l'analyse BACIPS en raison d'une baisse simultanée dans les deux lagons en fonction de l'avancée des travaux.

7.5 Poissons corallivores

De nombreux travaux scientifiques ont mis en évidence la relation étroite qui lie les Chaetodontidae à la couverture corallienne (Reese 1981; Bouchon-Navaro *et al.*, 1985 ; Hourrigan *et al.*, 1988 ; Roberts *et al.*, 1992).

La diversité des poissons corallivores diminue non significativement en 2009 et aucun poisson strictement corallivore n'a été observé en 2010 sur le récif frangeant. Parallèlement la couverture corallienne a diminué sur le récif frangeant. D'autres études décrivent le même processus suite à la baisse de la couverture corallienne, notamment à Moorea où une invasion d'*Acanthaster planci* a réduit le nombre de colonies coralliennes jusqu'à 50% (Bouchon et Navarro, 1985).

La densité des Chaetodontidae moins dépendant alimentaires du corail augmente sur le récif frangeant, particulièrement *Chaetodon citrinellus* (+87%). Sur la Grande Barrière de Corail où la couverture corallienne a diminué à la suite d'une tempête tropicale (Halford *et al.*, 2004), le même phénomène a été observé.

A l'échelle régionale les analyses BACIPS montrent que la richesse spécifique des poissons corallivores stricts baisse non significativement. De même, la biomasse et la densité des poissons ayant un régime alimentaire strictement corallivore ont tendance à diminuer non significativement. Ces résultats corroborent ceux obtenus sur le recouvrement corallien du récif frangeant avec le BACIPS.

Sur le récif barrière interne, la richesse spécifique, la densité et la biomasse des poissons corallivores stricts augmente non significativement. Une tendance à la baisse non significative est observée sur le récif frangeant et les récifs réticulés pour la richesse spécifique, la densité et la biomasse.

Bien que les analyses BACIPS ne soient pas significatives, la tendance est à des Δ positifs pour les poissons strictement corallivores sur le récif barrière interne dans la zone sous l'influence du dragage. Cette tendance pourrait être un déplacement des poissons strictement corallivores depuis les unités géomorphologiques où nous observons une tendance à la baisse (récif frangeant et récifs réticulés).

8 Conclusion

Le travail effectué a permis de décrire la composition des communautés récifales de la zone VKP, les variations temporelles de la structure trophique, les liens entre habitat et communautés de poissons, et d'évaluer l'impact causé par les travaux de dragage.

Les données ont été récoltées durant 5 années et ont permis de déceler plusieurs modifications. Les travaux portuaires et le dragage ont eu un impact direct sur les communautés lagunaires au niveau du récif frangeant. Les travaux de dragage ont été terminés en mars 2010. Une seule campagne a été réalisée après la fin du chantier. Le suivi mis en place depuis 2006 ne s'est pas interrompu et il serait intéressant d'analyser la période après la fin des travaux par les mêmes méthodes afin de savoir comment réagissent les communautés récifales depuis la fin de cette étude. Il est essentiel de savoir comment évoluent les différents biotopes après l'interruption des travaux.

La méthode BACIPS se révèle être un outil très efficace pour détecter une perturbation. En complément d'une analyse des variations absolues. Par exemple, la méthode BACIPS détecte un Δ négatif significatif du recouvrement en corail vivant sur les récifs réticulés qui indique un possible impact des travaux. Par ailleurs, l'analyse des variations absolues montre que le recouvrement en corail vivant sur ces récifs réticulés tend à augmenter.

Les communautés de poissons qui ont subi le plus de modifications sont celles où l'habitat a également été le plus modifié. Cela montre les liens étroits entre les poissons et la composition du substrat.

A la suite du commencement des travaux, les analyses BACIPS ont détecté un Δ négatif du recouvrement en corail vivant. Les récifs coralliens du lagon de Voh semblent cependant en bonne santé et le recouvrement corallien est en augmentation, notamment sur le récif barrière externe. Cette formation est probablement toujours en phase de reconstruction suite au cyclone Erica en 2003. Seul le récif frangeant présente une diminution du recouvrement corallien ce qui indique un impact du dragage.

Les poissons en partie ou exclusivement corallivores ont un Δ négatif significatif de la richesse spécifique sur le récif frangeant. Cette baisse est un impact du dragage liée à la diminution corallienne sur le récif frangeant.

Les Chaetodontidae corallivores sont supposés répondre à un déclin dans la vitalité des coraux par des déplacements des secteurs perturbés pour des zones récifales où le corail est en bonne ou meilleure santé (Bozec, 2006). Il se peut que ces poissons se soient déplacés vers des stations en meilleurs états situées proches des stations impactées. L'ensemble des poissons strictement corallivores présente un Δ négatif de la richesse spécifique, de la densité et de la biomasse sur le récif frangeant et les récifs réticulés alors que la tendance est positive sur le récif barrière interne.

La densité et la biomasse des poissons planctonophages diminuent sur l'ensemble des stations de la zone de Voh, notamment sur le récif barrière externe.

La structure trophique en richesse spécifique est remarquablement stable. Cette stabilité ne se retrouve pas pour la structure trophique en densité et en biomasse supposant des phénomènes complexes.

9 Bibliographie

- Adjeroud M., Augustin D., Galzin R., Salvat B., (2002) Natural disturbances and interannual variability of coral reef communities on the outer slope of Tiahura (Moorea, French Polynesia) : 1991 to 1997. *Marine Ecology Progress Series* 237 :121-131
- Andréfouët S., Torres-Pulliza D., (2004) Atlas des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie, IFRECOR Nouvelle-Calédonie, IRD, Nouméa, Avril 2004, 26 p + 22 planches
- Andréfouët S., Cabioch G., Flamand B., Pelletier B., (2009) A reappraisal of the diversity of geomorphological and genetic processes of New Caledonian coral reefs: a synthesis from optical remote sensing, coring and acoustic multibeam observations. *Coral Reefs* 28:691-707
- Allenbach M., Mangeas M., Touraivane., (2010) Le suivi environnemental du dragage de Vavouto (Nouvelle-Calédonie). Un chantier de dimension mondiale à la porte d'un site classé au patrimoine mondial. XIèmes Journées Nationales Génie Côtier – Génie Civil, Les Sables d'Olonne, 22-25 juin 2010
- Aronson R.B., Precht W.F., (2006) Conservation, precaution, and Caribbean reefs. *Coral Reefs* 25:441-450
- Augustin D., (1998) Variabilité à long terme des peuplements du récif de Tiahura, Moorea, Polynésie française: 1971–1997. PhD thesis, Université Pierre et Marie Curie and Ecole Pratique des Hautes Etudes, Paris
- Augustin D., Galzin R., Legendre P., Salvat B., (1997) Variation inter- annuelle des peuplements récifaux du récif-barrière de Tiahura (île de Moorea, Polynésie française). *Oceanol. Acta* 20, 743-756
- Battistini R., (1975) Eléments de terminologie récifale Indo-Pacifique. *Tethys* 7,1,1-111, Marseille
- Bell J.D., Galzin R., (1984) Influence of live coral cover on coral-reef fish communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 15, 265-274
- Bessat F., Tabeaud M., (1998) La croissance corallienne : un marqueur des environnements actuels et passés. In : *Annales de géographie*. 1998, t.107, n°= 599.pp.16-32
- Beukers J.S., Jones G. P., (1998) Habitat complexity modifies the impact of piscivores on a coral reef fish population. *Oecologia* 114:50–59
- Bigot L., Chabanet P., Charpy L., Conand C., Quod J-P., Tessier E., (2000) CDROM : "Suivi des Récifs Coralliens" PRE-COI/UE.
- Bird E.C.F., Dubois J.P., Iltis J.A., (1984) The impacts of opencast mining on the rivers and coasts of New Caledonia. The United Nations University, 1984. NTRS-25/UNUP-505
- Bouchon-Navaro Y., Bouchon, C., Harmelin-Vivien M., (1985) Impact of coral degradation on chaetodontid fish assemblage (Moorea, French Polynesia). *Proceedings 5th International Coral Reef Symposium, Tahiti*, 5, 427–32
- Bouchon-Navaro Y., Bouchon C., (1989) Correlations between chaetodontid fishes and coral communities of the Gulf of Aqaba (Red Sea). *Environmental Biology of Fishes*, 25 : 47-60

- Bozec Y.M., (2006) Les poissons des récifs coralliens de Nouvelle Calédonie: Estimations d'abondance, relations habitats-poissons, interactions trophiques, indicateurs écologique. Thèse de doctorat- Université de Paris VI- Pierre et Marie Curie
- Bozec Y.M., Doledec D., Kulbicki M., (2005) An analysis of fish-habitat associations on disturbed coral reefs: The case of Chaetodontidae fishes in New Caledonia. *Journal of Fish Biology*, 66:966-982
- Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake J.L.,(1993) Distance sampling – Estimating abundance of biological populations. Chapman & Hall, London, UK. 446 pp
- Carassou L., Léopold M., Guillemot N., Wantiez L., (2009) Impacts potentiels de la pêche des poissons herbivores sur le maintien de la structure des communautés coralliennes et algales en Nouvelle-Calédonie. Synthèse des connaissances bibliographiques disponibles Analyse du contexte néo-calédonien. IRD Nouméa, UR 128, BP A5, 98 848 Nouméa cedex ; Université de la Nouvelle-Calédonie, BP R4, 98 852 Nouméa cedex
- Carassou L., Léopold M., Guillemot N., Wantiez L., Kulbicki M., (2013) Does Herbivorous Fish Protection Really Improve Coral Reef Resilience? A Case Study from New Caledonia (South Pacific). *PLoS ONE* 8(4): e60564. doi:10.1371/journal.pone.0060564
- Chabanet P., (2002) Coral reef fish communities of Mayotte (western Indian Ocean) two years after the impact of the 1998 bleaching event. *Mar. Freshwater Res.*, 53, 107–113
- Chabanet P., Dufour V., Galzin R., (1995) Disturbance impact on reef fish communities in Reunion Island (Indian Ocean). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 188 : 29-48
- 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., Adjeroud M., Andréfouët S., Bozec Y.M., Ferraris J., Garcia-Charton J.A., et Schrimm M., (2005) Human-induced physical disturbances and their indicators on coral reef habitats: A multi-scale approach. *Aquatic Living Resources* 18: 215-230
- Chabanet P., Guillemot N., Kulbicki M., Vigliola L., Sarramegna S., (2010) 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* 61 (2010) 598–611
- Chateau O., Wantiez L., (2007) Site fidelity and activity patterns of a humphead wrasse, *Cheilinus undulatus* (Labridae), as determined by acoustic telemetry. *Environmental Biology of Fishes*, 80 : 503-508.
- Chardon D., Cabioch G., Andréfouët S., (2012) “La géomorphologie”, in Bonvallot J., Gay J. –Ch., Habert E., (dir.) *Atlas de la Nouvelle-Calédonie*, Marseille-Nouméa, IRD-congrès de la Nouvelle-Calédonie, 272 pages
- Cole A.J., Pratchett M.S., Jones G.P., (2008) Diversity and functional importance of coral-feeding fishes on tropical coral reefs. *Fish and Fisheries*, 2008, 9, 286–307
- Connell J.H., (1978) Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199, 1302-1310
- Connell J.H., Hughes T.P., Wallace C.C., (1997) A 30-year study of coral abundance, recruitment, and disturbance at several scales in space and time. *Ecol. Monogr.* 67, 461-488
- Cornish A.S., DiDonato E.M., (2004) Resurvey of a reef flat in American Samoa after 85 years reveals devastation to a soft coral (Alcyonacea) community. *Marine Pollution Bulletin* 48 (2004) 768–777

Dubois J., Launay J., Recy J., (1973) Les mouvements verticaux en Nouvelle-Calédonie et aux îles Loyauté et l'interprétation de certains d'entre eux dans l'optique de la tectonique des plaques. Cah. ORSTOM, sér. Géol., vol. V, no 1, 1973, 3-24.

English KP, Anderson DR, Laake JL., (1994) Survey manual for tropical marine resources. AIMS, Townsville (Australie) : 368 p

Fabricius K.E., (2005) Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. Mar. Pollut. Bull. 5, 125-146

Friedlander A.M., Parrish J.D (1998) Habitat characteristics affecting fish assemblages on a Hawaiian coral reef. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 224, 1–30

Fricke R., Kulbicki M., Wantiez L., (2011) Checklist of the fishes of New Caledonia, and their distribution in the Southwest Pacific Ocean (Pisces). Neue Serie 4: 341–463; Stuttgart, 30.IV.2011

Galzin R., Plane S., Dufour V., Salvat B., (1994) Variation in diversity of coral reef fish between French Polynesian atolls. Coral Reefs 13:175-180

Galzin R., Harmelin-Vivien M., (2000) Écologie des poissons des récifs coralliens. Oceanis. Vol.26 num 3.2000.p.465-495

Garrigue, C.. (2004) Etude de la population de dugongs de la zone située près de la baie de Vavouto. Rapport final, contrat Falcon- bridge, 56 p.

Garrigue C., (2005) Analyse écorégionale : rapport sur les mammifères marins. Rapport interne pour le WWF, 54p.

Garrigue, C., Patenaude N.,(2004). Etude du statut de la population de dugongs en Provinces Nord et Sud. Rapport Final Zoneco, 57p.

Green L., Bellwood D., (2009) Monitoring Functional Groups of Herbivorous Reef Fishes as Indicators of Coral Reef Resilience. IUCN Resilience Science Group Working Paper Series – No 7

Guillemot N., (2010) Les peuplements de poissons récifaux et leur exploitation dans la zone de Voh-Koné-Pouembout (Nouvelle-Calédonie) : Caractérisation, indicateurs et enjeux de suivi. Thèse dirigée par Pascale Chabanet (IRD) et Olivier Le Pape (Agrocampus Ouest). N°d'ordre : 2009-17 / N°de série : H-78

Guillemot, N., (2009) Les peuplements de poissons récifaux et leur exploitation dans la zone de Voh-Koné-Pouembout (Nouvelle-Calédonie) : caractérisation, indicateurs et enjeux de suivi, Rennes, Thèse de Doctorat Spécialité halieutique, Agrocampus Ouest, 344 p.

Guillemot N., Chabanet P., Le Pape O., (2010) Cyclone effects on coral reef habitats in New Caledonia (South Pacific). Coral Reefs (2010) 29:445–453

Guillemot N., Léopold M., Cuif M., Chabanet P., (2010) Characterization and management of informal fisheries confronted with socio- economic changes in New Caledonia (South Pacific). Fisheries Research 98: 51-61

Halford A., Cheal A.J., Ryan D., Williams M., (2004) Resilience to large-scale disturbance in coral and fish assemblages on the great barrier reef. Ecology,85:1892-1905

Hamel P., (1992) Mission “Tortues marines” aux “les Surprise, Fabre, Le Leizour et Huon (récifs d'Entrecasteaux). Nouméa : ORSTOM. Rapp. Missions : Sci. Mer : Biol. mar., 14 : 26 p

Hixon M.A., Beets J.P., (1993) Predation, prey refuges, and the structure of coral-reef fish assemblages. Ecological Monographs 63:77–101

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

Jaffré T., Rigault F., Munzinger J., (2012) « La végétation » in Bonvallet J., Gay J. –Ch., Habert E., (dir.) *Atlas de la Nouvelle-Calédonie*, Marseille-Nouméa, IRD-congrès de la Nouvelle-Calédonie, 272 pages

Jone G.P., Syms C., (1998) Disturbance, habitat structure and the ecology of fishes on coral reefs. *Australia journal of Ecology*, 23:287-297

Juncker M., (2006) Introduction à l'étude des pressions et des menaces sur les écosystèmes littoraux de Nouvelle-Calédonie ; analyse écorégionale de Nouvelle-Calédonie, aout 2006, CRISP, WWF, 58p.

Kernaléguen L., Chancerelle Y., Galzin R., Lison de Loma T., Planes S., (2009) Les aires marines protégées de Moorea, 6 années de suivis (2004-2009). Rapport CRILOBE-DIREN-SPE, RA 166 : 63 pages et 4 annexes

Khalaf M.A., Kochzius M., (2002) Changes in trophic community structure of shore fishes at an industrial site in the Gulf of Aqaba, Red Sea. *Marine Ecology Progress Series* 239: 287–299

Kokita T., Nakazono A., (2001) Rapid response of an obligately corallivorous filefish *Oxymonacanthus longirostris* (Monacanthidae) to a mass coral bleaching event. *Coral Reef*. 20: 155-158

Kulbicki M., (1988) Correlation between catch data from bottom longlines and fish censuses in the SW lagoon of New Caledonia. Townsville : International Coral Reef Symposium Executive Committee, 1988, p. 305-312. ISBN 0-7316-5607-5

Kulbicki M., (1997) Results of ten years of research (1985-1995) by ORSTOM on diversity, density, biomass, and community trophic structure of the lagoon and reef fishes in New Caledonia. *Cybium*, 21: 47-79

Kulbicki M., (1997) *Du Macrocosme au Microcosme: Les Poissons de Récif du Pacifique Comme Modèle HDR report* (Univ. de Perpignan, 2007)

Kulbicki M., (2008) CRISP ; Analyse écorégionale marine de la Nouvelle-Calédonie. Projet 1A1 : Planification de la conservation de la biodiversité marine

Kulbicki M., Mou Tham G., Thollot P., Wantiez L., (1993) Length-weight relationship of fish from the lagoons of New Caledonia. *NAGA*, 16: 26-30

Kulbicki M., Sarramégna S., (1999) Comparison of density estimates derived from strip transect and distance sampling for underwater visual censuses: a case study of Chaetodontidae and Pomacentridae. *Aquat. Living res.* 12 : 315-325

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., Vigliola L., Wantiez L., (2012) “La biodiversité des poissons cotiers”, in Bonvallet J., Gay J. –Ch., Habert E., (dir.) *Atlas de la Nouvelle-Calédonie*, Marseille-Nouméa, IRD-congrès de la Nouvelle-Calédonie, 272 pages

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., Sarramégnas S., Letourneur Y., Wantiez L., Galzin R., Mou-Tham G., Chauvet C., Thollot P., (2007) Short-term temporal changes in the structure of a coral reef fish assemblage in a New Caledonian protected area: relative influence of opening to fishing. *Journal of Experimental Ecology and Biology* 353, 145–163

Laboute P., Richer de Forges B., (2004) *Lagons et Récifs de Nouvelle-Calédonie*

Labrosse P., Letourneur Y., Kulbicki M., Magron F., (1997) A new data base on the biology and ecology of lagoon and reef fishes of the south pacific. Exemple of its use on the ecology of commercial herbivorous fishes. In : Proc. 5th Indo-Pacific Fish Conference., New caledonia, 3-8 November 1997 :657-672

Labrosse P., Kulbicki M., Ferraris J., (2003) Comptage visuel de poissons en plongée. Condition d'utilisation et de mise en œuvre. Outils pour l'évaluation des ressources récifales. Secrétariat général de la Communauté du Pacifique. Nouméa pp.62

Lasne G., (2007) Les coraux de la Nouvelle Calédonie : Synthèse bibliographique ; Cellule de coordination du CRISP

Léopold M., Sourisseau JM., Cornuet N., David C., Bonmarchand A., Le Meur P.Y., Lasseigne L., Poncet E., Toussaint M., Fontenelle G., Beuret J.E., Guillemot N., (2013) La gestion d'un lagon en mutation : acteurs, enjeux et recherche-action en Nouvelle-Calédonie (Pacifique sud). *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Volume 13 Numéro 1 | avril 2013, mis en ligne le 16 avril 2013, consulté le 30 juillet 2013. URL : <http://vertigo.revues.org/13297> ; DOI : 10.4000/vertigo.13297

Letourneur Y., Kulbicki M., Labrosse P., (1988b) Length-weight relationship of fish from coral reefs and lagoons of New Caledonia. *NAGA, the ICLARM Q* 16: 26-30

Lewis A. R., (1998) Effects of experimental coral disturbance on the population dynamics of fishes on large patch reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 230 : 91-110

Lieske E., Myers R., (1994) *Coral Reef Fishes*. Harper Collins Publishers, London

Lindahl U., Ohman M., Schelten C., (2001) The 1997/1998 mass mortality of corals: effects on fish communities on Tanzania coral reef. *Marine Pollution Bulletin* 42(2), 127–31

Lison de Loma T., Osenberg C.W., Shima J.S., Chancerelle Y., Davies N., Brooks A.J., Galzin R., (2008) A Framework for Assessing Impacts of Marine Protected Areas in Moorea (French Polynesia). *Pacific Science* -3:431–441

Luckhurst B., Luckhurst K., (1978) Analysis of the influence of substrate variables on coral reef communities. *Mar Biol* 49:317-323

Maitrepierre L., (2012) “Les types de temps et les cyclones, les éléments du climat” in Bonvallet J., Gay J. –Ch., Habert E., (dir.) *Atlas de la Nouvelle-Calédonie*, Marseille-Nouméa, IRD-congrès de la Nouvelle-Calédonie, 272 pages

Mallet D., (2008) Cartographie mondiale et modélisation de la répartition actuelle des coraux fondateurs de récifs (Ordre des Scleractinia). Australian Institute of Marine Science, PMB 3, Townsville MC, Townsville 4810, Queensland, Australia

Maurizot P., Lafoy Y., Poupée M., (2002) Cartographie des formations superficielles et des aléas mouvements de terrain en Nouvelle-Calédonie – Zone de Koniambo, Rap. BRGM /RP - 51 624 FR

Miller MW., Hay ME., (1998) Effects of fish predation and seaweed competition on the survival and growth of corals. *Oecologia* 113:231-238

- Nyström M., Folke C., Moberg F., (2000) Coral reef disturbance and resilience in a human-dominated environment. *Trends in ecology and evolution* 15, 413-417
- Osenberg C.W., Schmitt R.J., Holbrook S.J., Abu-Saba K.E., Flegal A.R., (1994) Detection of environmental impacts: Natural variability, effect size, and power analysis. *Ecol. Appl.* 4:16–30
- Osenberg C.W., Holbrook S.J., Schmitt R.J., (1992) Perspectives on the Marine Environment, Proceedings from a Symposium on the Marine Environment of Southern California, P.M. Grifman and S.E. Yoder, eds. USC Sea Grant Program, Los Angeles, CA, p. 75-89
- Osenberg C.W., Mary C., Wilson J.A., Lindberg W.J., (2002) A quantitative framework to evaluate the attraction–production controversy. *ICES Journal of Marine Science* 59: 000–000
- Paddock M.J., Cowen R.K., Sponaugle S., (2006) Grazing pressure of herbivorous coral reef fishes on low coral- cover reefs. *Coral Reefs* 25:461-472
- Pichon M., Payri C., Richer de Forges B., (2006) Compendium of marine species from New Caledonia. Doc. Sci. Tech. II7 volume spécial, IRD
- Pratchett M.S., (2005) Dynamics of an outbreak population of *Acanthaster planci* at Lizard Island, northern Great Barrier Reef (1995–1999). *Coral Reefs* (2005) 24: 453–462
- Pratchett M.S., (2007) Dietary selection by coral-feeding butterflyfishes (Chaetodontidae) on the Great Barrier Reef, Australia. *Raffles Bulletin of Zoology* 14, 155–160
- Projet Koniambo – KNS., (2008) Service Environnement Énoncé de travail Programme de suivi en milieu marin
- Ramade F., (2005) Élément d'écologie. Écologie appliquée. 6 e édition
- Reese E.S., (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
- Richer de Forges B., Garrigues C., (1997) First observation of a major coral bleaching in New Caledonia – Poster marine Benthic habitats and their Living Resources: Monitoring, management and Application to Pacific Islands Countries. Nouméa, 10-16 novembre 1997
- 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
- Sale P.F., (1991) The ecology of fishes on coral reefs, Academic Press Inc. Publ. San Diego, CA, 754 p
- Salvat B., (1987) Dredging in coral reefs. In: Salvat B. (Ed), Human impacts on coral reefs: facts and recommendations. Antenne Museum EPHE, French Polynesia, pp. 166-184
- Salvat B., Wilkinson C., (2008) L'initiative récifs coralliens pour le Pacifique (programme crisp) : bilan des connaissances acquises », *Le Journal de la Société des Océanistes*, 126-127 | 2008, 75-94
- Salvat B., Vergonzanne G., Galzin R., Richard G., Chevalier J.P., Ricard M., Renaud-Mornant J., (1979) Conséquences écologiques des activités d'une zone d'extraction de sable corallien dans le lagon de Moorea (île de la Société, Polynésie Française). *Cah. Indo-Pacif.* 1, 83-126
- Sanchez J.B., (2002) Typologie des peuplements de poissons récifo-lagonaire de la Nouvelle-Calédonie : recherche d'indicateurs écosystemiques caractérisant les influences terrigène et du substrat

Sano M., (2004) Short-terms effects of a mass coral bleaching event on reef fish assemblage at Iriomote Island, Japan. *Fisheries Science*, 70: 41-46

Sano M., Shimizu M., Nose Y., (1984b) Changes in structure of coral reef fish communities by destruction of hermatypic corals: Observational and experimental views. *Pacific Science*, 38:51-80

Sano M., Shimizu M., Nose Y., (1987) Long-term effects of destruction of hermatypic corals by *Acanthaster planci* infestation on reef fish communities at Iriomote Island, Japan. *Marine Ecology Progress Series* 37: 191-199

Smith A.K., Ajani P.A., Roberts D.E., (1999) Spatial and temporal variation in fish assemblages exposed to sewage and implications for management. *Marine Environmental Research* 47 :241±260

Stewart-Oaten, A., Murdoch W.W., Parker K.R., (1986) Environmental impact assessment: "Pseudoreplication" in time ? *Ecology* 67:929–940

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 Marine Biology of the Association of UK* 86:1229-1236

Winslow. D., (1995) Indépendance, Savoir Aborigène et Environnement en Nouvelle-Calédonie. *Journal of Political Ecology* Vol.2

ZoNéCo., (1999) Enquêtes sur la pêche vivrière et plaisancière en Nouvelle Calédonie
Sites internet :

<http://www.ifrecor.nc/Generalites>

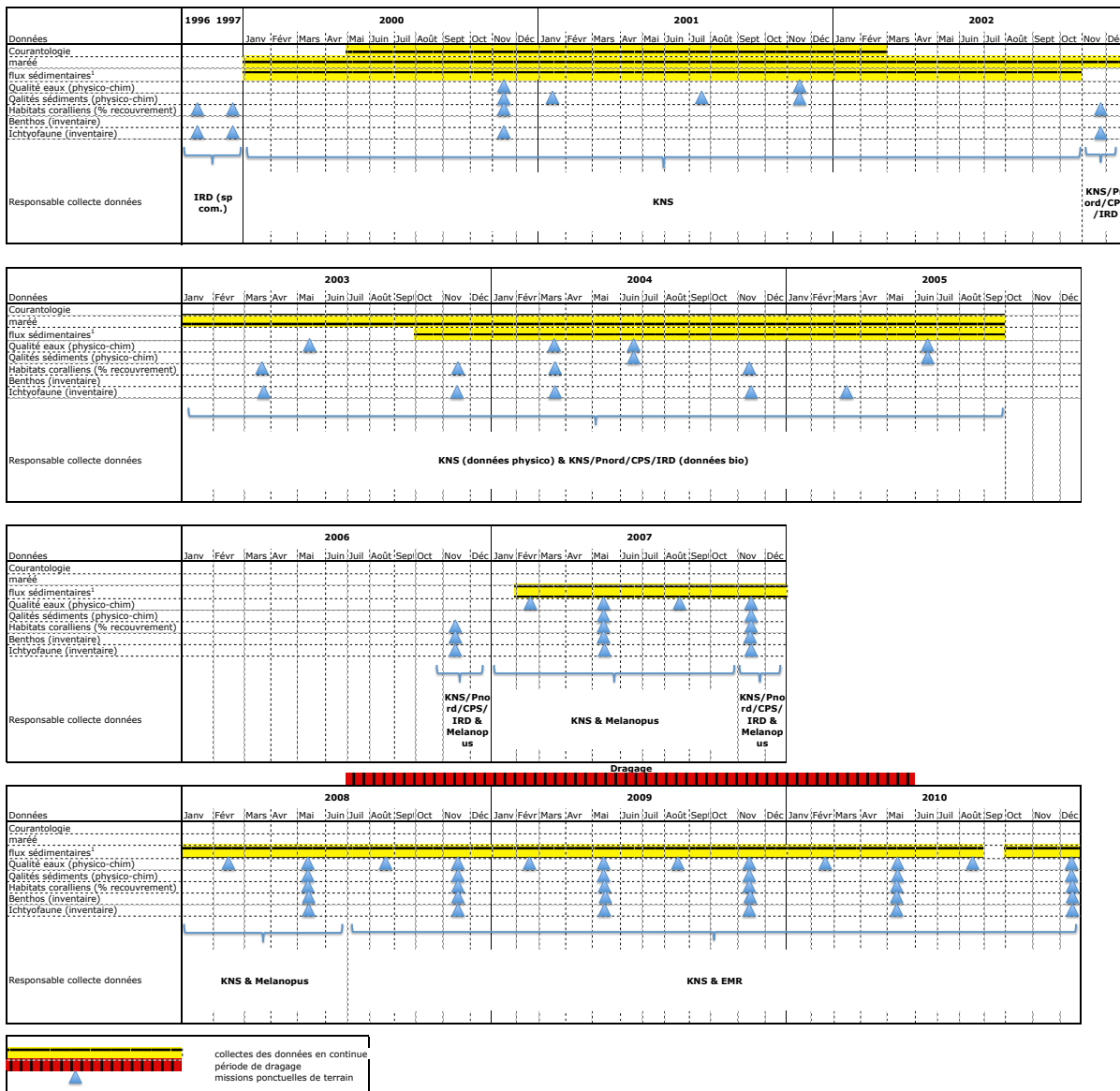
<http://www.koniambonickel.nc>

<http://www.meteofrance.nc>

www.centrescientifique.mc

http://fr.wikipedia.org/wiki/Géographie_de_la_Nouvelle-Calédonie#Climat

Annexe 3 Chronologie des différents intervenants pour la récolte des données durant la période de 1996 à 2010; page 42



OBSERVATION LINE INTERSECT TRANSECT

Station : Navire :
 Observateur : Date :
 Heure début : Heure Fin :
 Observation :



métrage	code	occ.	commentaire	métrage	code	occ.	commentaire	code	désignation
0									
									corail mort
								DC	Corail mort
								DCA	Corail mort recouvert d'algues.
									Acroporidae
								ACB	Acro. Branchu
								ACE	Acro. Eneroutant
								ACS	Acro. Sub massif
								ACD	Acro. Digité
								ACT	Acro. Tabulaire
									Corail
								CB	Co. Branchu
								CE	Co. Eneroutant
								CF	Co. Foliaire
								CM	Co. Massif
								CS	Co. Sub-massif
								CMR	Fungia
								CME	Millepora
									Corail mou
								SC	Corail mou
								SP	Eponge
								ZO	Zoantidae
									Autres organismes
								OT	Autres organismes
									Assemblages d'algues
								AA	Assemblages d'algues
								CA	Algue alcaire
								HA	Halimeda
								MA	Macrophyte
								TA	Turf algaire
									Substrat
								S	Sable
								R	Débris
								RCK	Rock
								SI	Vase
									Eau
								WA	Eau
								DDD	Donnée manquante

Annexe 5 Plan de la station CLC2, station de la pente externe. Ce plan permet de localiser également les colonies coralliennes ainsi que les quadrats qui ne sont pas prient en compte dans cette étude. Les observations notées en haut à droite permettent de mettre à jour le plan de chaque station lors des visites précédant l'échantillonnage ; page 37

PLAN DE STATION CLC2 - Semestrielle Koné

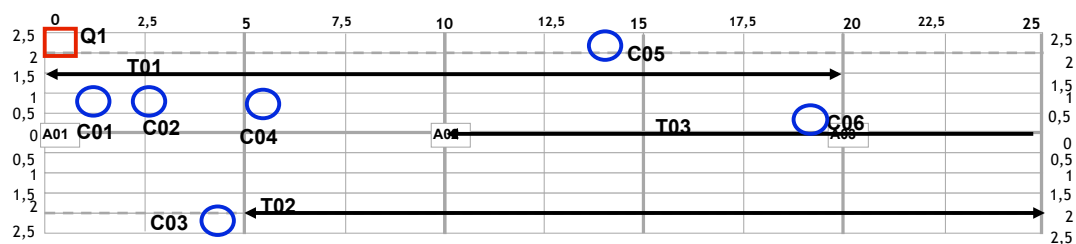
Date Construction : 16/10/2006
 Date Réparation : 22/04/2010
 Date Actualisation plan : 22/04/2010
 Observateur : PFR
 Profondeur moyenne :
 Cap/Orientation : sud sud est

Observations 2010 : plan actualisé
 Q3 a été remplacé sur le plan
 C11 et C16: mauvaises photos
 C9 introuvable. Nouvelle colonie matérialisée
 C19 et C20 ont été inversés sur le plan

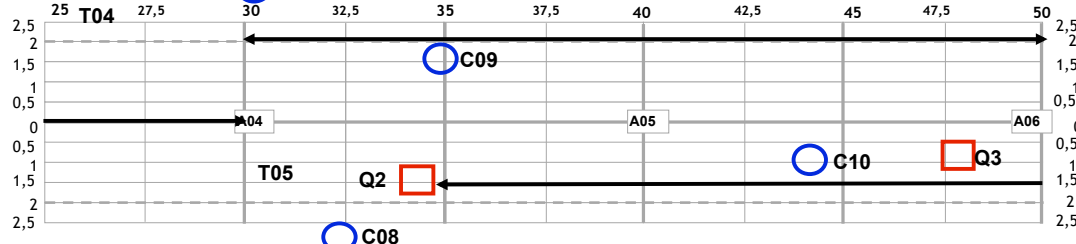
Légende à utiliser :

- ← Début de transect
- Fin de transect
- Quadrat photo
- Colonie corallienne individuelle
- ⊕ Piquet IRD

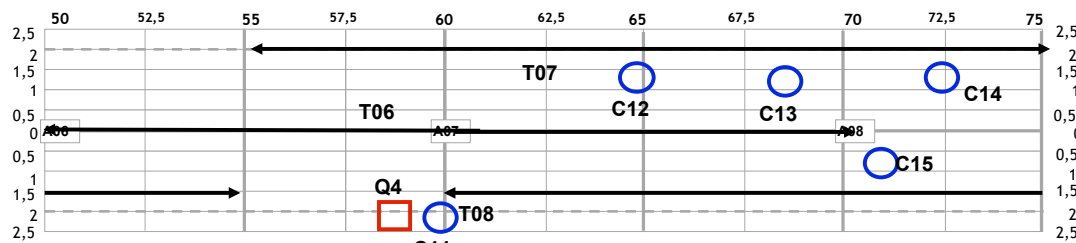
SECTEUR 1



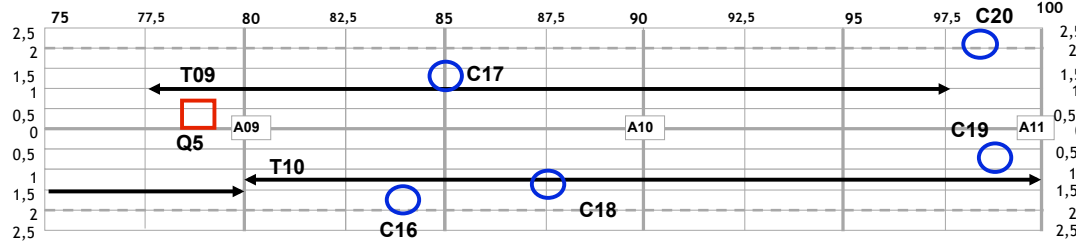
SECTEUR 2



SECTEUR 3



SECTEUR 4



Annexe 6 Liste des poissons pris en compte dans les catégories de comptage commerciales et non-commerciale. Certaines espèces ou famille peuvent être changée de catégorie suivant les compteurs, le but étant d'échantillonner l'ensemble de l'ichtyofaune sur chaque stations ; page 38, 42 et 130

FAMILLE	Nom	Catégories	FAMILLE	Nom	Catégories	FAMILLE	Nom	Catégories
ACANTHOCLINIDAE	Belonopterygion fasciolatum	commercial	BALISTIDAE	Balistoides conspicillum	commercial	CARCHARINIDAE	Carcharhinus limbatus	commercial
ACANTHURIDAE	Acanthurus achilles	commercial		Balistoides vireescens	commercial		Carcharhinus melanopterus	commercial
	Acanthurus albipectoralis	commercial		Chandidermis maculata	commercial		Carcharhinus plumbeus	commercial
	Acanthurus aurantiviscus	commercial		Melichthys niger	commercial		Carcharhinus sorrah	commercial
	Acanthurus blochii	commercial		Pseudalutarius nasicornis	commercial		Galeocerdo cuvier	commercial
	Acanthurus dussumieri	commercial		Pseudobalistes flavimarginatus	commercial		Nebius ferrugineus	commercial
	Acanthurus guttatus	commercial		Pseudobalistes fuscus	commercial		Nesipirion acutidens	commercial
	Acanthurus leucocellus	commercial		Rhinecanthus aculeatus	commercial		Triaenodon obesus	commercial
	Acanthurus leucopareus	commercial		Rhinecanthus lunula	commercial	CENTRISCIDAE	Aeolisus strigatus	non-commercial
	Acanthurus lineatus	commercial		Rhinecanthus rectangulus	commercial	CENTROPOMIDAE	Ambassis interrupta	non-commercial
	Acanthurus mata	commercial		Sufflamen bursa	commercial		Ambassis niops	non-commercial
	Acanthurus nigricans	commercial		Sufflamen chrysopteron	commercial	CHAETODONTIDAE	Chaetodon auriga	commercial
	Acanthurus nigricauda	commercial		Sufflamen fraenatum	commercial		Chaetodon baronessa	commercial
	Acanthurus nigrofasciatus	commercial		Xanthichthys auromarginatus	commercial		Chaetodon bennetti	commercial
	Acanthurus nigroris	commercial	BELONIIDAE	Platybelone argalus	commercial		Chaetodon citrinellus	commercial
	Acanthurus nubilus	commercial		Strongylura incisa	commercial		Chaetodon ephippium	commercial
	Acanthurus olivaceus	commercial		Strongylura leiura	commercial		Chaetodon flavirostris	commercial
	Acanthurus pyroferus	commercial		Strongylura urvilli	commercial		Chaetodon quentheri	commercial
	Acanthurus thomsoni	commercial		Chaetodon crocotilus	commercial		Chaetodon kleinii	commercial
	Acanthurus triosteus	commercial	BLENNIIDAE	Alticus saliens	non-commercial		Chaetodon lineolatus	commercial
	Acanthurus xanthopterus	commercial		Andamia revj	non-commercial		Chaetodon lunula	commercial
	Ctenochaetus bawalensis	commercial		Aspidontus dussumieri	non-commercial		Chaetodon lunulatus	commercial
	Ctenochaetus cyanocheilus	commercial		Aspidontus taeniatus	non-commercial		Chaetodon melanotus	commercial
	Ctenochaetus hawaiiensis	commercial		Atrosalarias fuscus	non-commercial		Chaetodon mertensii	commercial
	Ctenochaetus striatus	commercial		Blenniella cyanostigma	non-commercial		Chaetodon ornatus	commercial
	Naso annulatus	commercial		Cirripectes castaneus	non-commercial		Chaetodon pelewensis	commercial
	Naso brachycentron	commercial		Cirripectes chelomatius	non-commercial		Chaetodon plebeius	commercial
	Naso brevirostris	commercial		Cirripectes polyzona	non-commercial		Chaetodon quadrimaculatus	commercial
	Naso caesus	commercial		Cirripectes stigmaticus	non-commercial		Chaetodon rafflesii	commercial
	Naso hexacanthus	commercial		Cirripectes variolosus	non-commercial		Chaetodon reticulatus	commercial
	Naso hexacanthus	commercial		Cirripectes variolosus	non-commercial		Chaetodon samelon	commercial
	Naso lituratus	commercial		Crossosalarias macropilus	non-commercial		Chaetodon speculum	commercial
	Nasolopezi	commercial		Ecsenius bicolor	non-commercial		Chaetodon trifasciatus	commercial
	Naso maculatus	commercial		Ecsenius fourmanoiri	non-commercial		Chaetodon ulietensis	commercial
	Naso tonaganus	commercial		Ecsenius midas	non-commercial		Chaetodon unimaculatus	commercial
	Naso unicornis	commercial		Ecsenius oculus	non-commercial		Chaetodon vaigabundus	commercial
	Naso vlamingi	commercial		Ecsenius paucispinus	non-commercial		Coradion albivellus	commercial
	Paracanthurus hepatus	commercial		Ecsenius vaevamaensis	non-commercial		Forcipiger flavissimus	commercial
	Prionurus maculatus	commercial		Enchelyurus ater	non-commercial		Forcipiger longirostris	commercial
	Zebrafasciatus	commercial		Entomacrodus striatus	non-commercial		Hemitaurichthys polyvelis	commercial
	Zebrafasciatus	commercial		Exallias brevis	non-commercial		Hemitaurichthys thompsoni	commercial
	Zebrafasciatus	commercial		Heteroclinus roseus	non-commercial		Heniochus acuminatus	commercial
	Zebrafasciatus	commercial		Istiblennius edentulus	non-commercial		Heniochus chrysostratus	commercial
ALBULIDAE	Albula glossodonta	commercial		Istiblennius lineatus	non-commercial		Heniochus monoceros	commercial
ANTENNARIIDAE	Antennarius coccineus	non-commercial		Meiacanthus anema	non-commercial		Heniochus singularis	commercial
	Antennarius hispidus	non-commercial		Meiacanthus atrodorsalis	non-commercial		Heniochus varius	commercial
	Antennarius nummifer	non-commercial		Meiacanthus grammistes	non-commercial		Microcanthus strigatus	commercial
	Histiopoma histri	non-commercial		Meiacanthus longicaudus	non-commercial	CHAMIDAE	Chanos chanos	commercial
	Antennarius scriptissimus	non-commercial		Omobranchius banditus	non-commercial	CHEILODACTYLIDAE	Goniistius vestitus	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Omobranchius germaini	non-commercial	CHIROCENTRIDAE	Chirocentrus dorab	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Omobranchius pinnatus	non-commercial	CIRRHITIDAE	Cirrhitichthys falco	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Petrosirtes biporcus	non-commercial		Cirrhitichthys oxycephalus	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Petrosirtes breviceps	non-commercial		Cyprinocirrhites polvatus	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Petrosirtes lupus	non-commercial		Petrosirtes armatus	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Petrosirtes munitus	non-commercial		Oxyrrhites typos	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Petrosirtes vestus	non-commercial		Paracirrhites arcatus	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Plagiotremus laudandus	non-commercial		Paracirrhites forsteri	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Plagiotremus rhinorhynchus	non-commercial		Paracirrhites hemistictus	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Plagiotremus tabelleosoma	non-commercial		Heteroclinus nasutus	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Salaria fasciatus	non-commercial	CLINIDAE	Heteroclinus roseus	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Salaria sinuatus	non-commercial	CLUPEIDAE	Spratelloides gracilis	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Xiphias setifer	non-commercial		Amblygaster clupeioides	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Asterorhombus intermedius	non-commercial		Amblygaster sirm	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Bothus mancus	non-commercial		Anodontostoma chandua	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Bothus pantherinus	non-commercial		Dussumiera acula	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Enavipsopton grandisquama	non-commercial		Heterostichus quadrimaculatus	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Grammatobius polygobthalmus	non-commercial		quadrimaculatus	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Brosomphycops pautzkei	non-commercial		Sardinella fijiense	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Dinematchthys lucoeteoides	non-commercial		Sardinella melanura	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Caesio caerulea	commercial		Spratelloides delicatulus	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Caesio cuning	commercial		Conger cinereus	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Caesio lunaris	commercial	CONGRIDAE	Conger wilsoni	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Caesio teres	commercial		Heteroconger hassi	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Caesio xanthonota	commercial		Muraenesox bagio	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Pterocaesio digramma	commercial	CREEIDIDAE	Limnichthys donaldsoni	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Pterocaesio pisanus	commercial		Dactyloptena orientalis	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Pterocaesio tile	commercial	DACTYLOPTERIDAE	Dasyatis bannetti	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Pterocaesio trilineata	commercial	DASYATIDAE	Dasyatis flaviventris	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Callionymus japonicus	non-commercial		Dasyatis kuhlii	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Diplogrammus qoramentis	non-commercial		Pastinachus sephen	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Callionymus virgatus	non-commercial		Taeniura lymma	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Repomucenus huquei	non-commercial		Taeniura meveni	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Synchropus altivelis	non-commercial		Urocyonimus asperimus	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Synchropus bellulus	non-commercial		Chilomacturus reticulatus	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Synchropus raneus	non-commercial		Cylichthys spilostylus	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Synchropus splendidus	non-commercial		Diodon holocanthus	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Caracanthus maculatus	non-commercial		Diodon hystrix	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Caracanthus unipinna	non-commercial		Diodon lituratus	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Alectis ciliaris	commercial		Echeneis naucrates	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Alectis indicus	commercial	ECHENEIDAE	Echeneis naucrates	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Alpes diedaba	commercial	ELEOTRIDAE	Pariglossus dotui	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Alpes vari	commercial		Pariglossus rainfordi	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Atule mate	commercial		Elops machnata	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Caranx armatus	commercial		Encrasicholina devisi	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Caranx armatus	commercial		Encrasicholina heteroloba	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Caranx chrysophrys	commercial		Stolephorus indicus	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Caranx coelestis	commercial		Stolephorus tri	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Caranx dinema	commercial		Stolephorus waiti	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Caranx ferdau	commercial		Thryssa baelama	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Caranx fulvoquattus	commercial		Drepane punctata	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Caranx gymnotethus	commercial		Fistularia commersonii	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Caranx heilandensis	commercial		Fistularia petimba	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Caranx orthogrammus	commercial		Gerres arcyreus	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Caranx ignobilis	commercial		Gerres filamentosus	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Caranx lugubris	commercial		Gerres oblongus	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Caranx melampygus	commercial		Gerres ovoides	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Caranx papuensis	commercial		Gerres ovoides	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Caranx saxifasciatus	commercial		Gerres ovoides	commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Caranx tile	commercial		Diademichthys lineatus	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Decapterus macrostoma	commercial		Acenotropogobius bontii	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Decapterus russelli	commercial		Amblyeleotris exilis	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Elagatis bipinnulata	commercial		Amblyeleotris fasciata	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Gnathanonodon speciosus	commercial		Amblyeleotris formosensis	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Melospis cordyla	commercial		Amblyeleotris guttata	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Naucrates ductor	commercial		Amblyeleotris japonica	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Pseudocaranx dentex	commercial		Amblyeleotris novaecaledoniae	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Scomberoides lysan	commercial		Amblyeleotris periophthalma	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Scomberoides tol	commercial		Amblyeleotris steinitzi	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Selar crumenophthalmus	commercial		Amblyeleotris byronensis	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Seriola lalandi	commercial		Amblyeleotris decussatus	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Seriola rivoliana	commercial		Amblyeleotris hectori	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Trachinotus baillonii	commercial		Amblyeleotris nocturnus	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Trachinotus blochii	commercial		Amblyeleotris abalaena	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Uraspis uraspis	commercial		Amblyeleotris siphynx	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Carpas homei	non-commercial		Asteropteryx ensifer	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Seriola lalandi	commercial		Asteropteryx semipunctata	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Seriola rivoliana	commercial		Asteropteryx spinosa	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Trachinotus baillonii	commercial		Bathygobius coailus	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Trachinotus blochii	commercial		Bathygobius fuscus	non-commercial
	Antennarius striatus	non-commercial		Uraspis uraspis	commercial			
	Antennarius striatus	non-commercial		Carpas homei	non-commercial			
	Antennarius striatus	non-commercial		Seriola lalandi	commercial			
	Antennarius striatus	non-commercial		Seriola rivoliana	commercial			
	Antennarius striatus	non-commercial		Trachinotus baillonii	commercial			
	Antennarius striatus	non-commercial		Trachinotus blochii	commercial			
	Antennarius striatus	non-commercial		Uraspis uraspis	commercial			
	Antennarius striatus	non-commercial		Carpas homei	non-commercial			
	Antennarius striatus	non-commercial		Seriola lalandi	commercial			
	Antennarius striatus	non-commercial		Seriola rivoliana	commercial			
	Antennarius striatus	non-commercial		Trachinotus baillonii	commercial			
	Antennarius striatus	non-commercial		Trachinotus blochii	commercial			
	Antennarius striatus	non-commercial		Uraspis uraspis	commercial			
	Antennarius striatus	non-commercial		Carpas homei	non-commercial			
	Antennarius striatus	non-commercial		Seriola lalandi	commercial			
	Antennarius striatus	non-commercial		Seriola rivoliana	commercial			
	Antennarius striatus	non-commercial		Trachinotus baillonii	commercial			
	Antennarius striatus	non-commercial		Trachinotus blochii	commercial			
	Antennarius striatus	non-commercial		Uraspis uraspis	commercial			
	Antennarius striatus	non-commercial		Carpas homei	non-commercial			
	Antennarius striatus	non-commercial		Seriola lalandi	commercial			
	Antennarius striatus	non-commercial		Seriola rivoliana	commercial			
	Antennarius striatus	non-commercial		Trachinotus baillonii	commercial			
	Antennarius striatus	non-commercial		Trachinotus blochii	commercial			

FAMILLE	Nom	Catégories	FAMILLE	Nom	Catégories	FAMILLE	Nom	Catégories
GOBIIDAE	<i>Bryaniopis ridens</i>	non-commercial	LABRIDAE	<i>Bodianus bilunulatus</i>	commercial	LUTJANIDAE	<i>Aphareus furca</i>	commercial
	<i>Bryaniopis voronoi</i>	non-commercial		<i>Bodianus bimaculatus</i>	commercial		<i>Aphareus rufinus</i>	commercial
	<i>Butis ambonensis</i>	non-commercial		<i>Bodianus diana</i>	commercial		<i>Aprion virens</i>	commercial
	<i>Callogobius plumatus</i>	non-commercial		<i>Bodianus loxozonus</i>	commercial		<i>Argentimaculatus</i>	commercial
	<i>Callogobius sclateri</i>	non-commercial		<i>Bodianus mesothorax</i>	commercial		<i>Lutjanus adeti</i>	commercial
	<i>Cryptocentrus cinctus</i>	non-commercial		<i>Bodianus opercularis</i>	non-commercial		<i>Lutjanus argentimaculatus</i>	commercial
	<i>Cryptocentrus fasciatus</i>	non-commercial		<i>Bodianus oxycephalus</i>	commercial		<i>Lutjanus bohar</i>	commercial
	<i>Cryptocentrus leucostictus</i>	non-commercial		<i>Bodianus perditio</i>	commercial		<i>Lutjanus ehrenbergii</i>	commercial
	<i>Cryptocentrus lutheri</i>	non-commercial		<i>Cheilinus chlorourus</i>	commercial		<i>Lutjanus erythropterus</i>	commercial
	<i>Cryptocentrus singapurensis</i>	non-commercial		<i>Cheilinus fasciatus</i>	commercial		<i>Lutjanus fulviflamma</i>	commercial
	<i>Cryptocentrus strigiliceps</i>	non-commercial		<i>Cheilinus oxycephalus</i>	commercial		<i>Lutjanus fulvus</i>	commercial
	<i>Ctenogobius feroculus</i>	non-commercial		<i>Cheilinus trilobatus</i>	commercial		<i>Lutjanus gibbus</i>	commercial
	<i>Eviota bifasciata</i>	non-commercial		<i>Cheilinus undulatus</i>	commercial		<i>Lutjanus kasmira</i>	commercial
	<i>Eviota nigroventris</i>	non-commercial		<i>Cheillo inermis</i>	non-commercial		<i>Lutjanus lutjanus</i>	commercial
	<i>Exyrias belissimus</i>	non-commercial		<i>Choerodon anchorago</i>	commercial		<i>Lutjanus malabaricus</i>	commercial
	<i>Exyrias puntang</i>	non-commercial		<i>Choerodon fasciatus</i>	commercial		<i>Lutjanus monostigma</i>	commercial
	<i>Fusigobius neophytus</i>	non-commercial		<i>Choerodon graphicus</i>	commercial		<i>Lutjanus quinquelineatus</i>	commercial
	<i>Glossogobius biocellatus</i>	non-commercial		<i>Choerodon jordanii</i>	commercial		<i>Lutjanus rivulatus</i>	commercial
	<i>Glossogobius alurus</i>	non-commercial		<i>Choerodon margaritiferrus</i>	commercial		<i>Lutjanus russelli</i>	commercial
	<i>Gnatholepis ariensis</i>	non-commercial		<i>Cirrhilabrus cyanopleura</i>	non-commercial		<i>Lutjanus sebae</i>	commercial
	<i>Gnatholepis ariensis</i>	non-commercial		<i>Cirrhilabrus exouistatus</i>	non-commercial		<i>Lutjanus semicinctus</i>	commercial
	<i>Gnatholepis cauensis</i>	non-commercial		<i>Cirrhilabrus laboutei</i>	non-commercial		<i>Lutjanus vitta</i>	commercial
	<i>Gnatholepis cauensis</i>	non-commercial		<i>Cirrhilabrus lineatus</i>	non-commercial		<i>Macolor macularis</i>	commercial
	<i>Gobiodon citrinus</i>	non-commercial		<i>Cirrhilabrus punctatus</i>	non-commercial		<i>Macolor niger</i>	commercial
	<i>Gobiodon multilineatus</i>	non-commercial		<i>Cirrhilabrus roseofascia</i>	non-commercial		<i>Symphorus nematophorus</i>	commercial
	<i>Gobiodon okinawae</i>	non-commercial		<i>Cirrhilabrus scottorum</i>	non-commercial		<i>Branchiosteus wardi</i>	non-commercial
	<i>Gobiodon quinquestrigatus</i>	non-commercial		<i>Cirrhilabrus temminckii</i>	non-commercial		<i>Hoplostethus chilapatvi</i>	non-commercial
	<i>Gobiodon rivulatus</i>	non-commercial		<i>Coris avoula</i>	commercial		<i>Hoplostethus cuniculus</i>	non-commercial
	<i>Istiogobius decoratus</i>	non-commercial		<i>Coris batuensis</i>	non-commercial		<i>Hoplostethus fronticinctus</i>	non-commercial
	<i>Istiogobius ornatus</i>	non-commercial		<i>Coris dorsomacula</i>	non-commercial		<i>Hoplostethus starcki</i>	non-commercial
	<i>Istiogobius spencei</i>	non-commercial		<i>Coris gaimard</i>	non-commercial		<i>Malacanthus brevirostris</i>	non-commercial
	<i>Koumansetta rainfordi</i>	non-commercial		<i>Cymulotes cf. praetextatus</i>	non-commercial		<i>Malacanthus latovittatus</i>	non-commercial
	<i>Lubricogobius ornatus</i>	non-commercial		<i>Epibulus insidiator</i>	commercial		<i>Megalops cyprinoides</i>	commercial
	<i>Macrodontogobius wilburii</i>	non-commercial		<i>Gomphosus varius</i>	non-commercial		<i>Gunnellichthys curiosus</i>	non-commercial
	<i>Mahidolia mystacina</i>	non-commercial		<i>Halihoeres argus</i>	non-commercial		<i>Gunnellichthys monostigma</i>	non-commercial
	<i>Mahidolia mystacina</i>	non-commercial		<i>Halihoeres biocellatus</i>	non-commercial		<i>Manta alfredi</i>	commercial
	<i>Nemateleotris decora</i>	non-commercial		<i>Halihoeres chrysus</i>	non-commercial		<i>Boula tarapacana</i>	commercial
	<i>Nemateleotris helianthina</i>	non-commercial		<i>Halihoeres prosopeion</i>	non-commercial		<i>Acrocyttus halian</i>	non-commercial
	<i>Nemateleotris magnifica</i>	non-commercial		<i>Halihoeres hortulanus</i>	non-commercial		<i>Aluteres monaceros</i>	non-commercial
	<i>Oplopomus caninoides</i>	non-commercial		<i>Halihoeres margaritaceus</i>	non-commercial		<i>Aluteres scriptus</i>	commercial
	<i>Oplopomus oplopomus</i>	non-commercial		<i>Halihoeres marginatus</i>	non-commercial		<i>Amanses scopas</i>	non-commercial
	<i>Oxyurichthys papuensis</i>	non-commercial		<i>Halihoeres melanurus</i>	non-commercial		<i>Cantherhines dumerilii</i>	non-commercial
	<i>Oxyurichthys tentaculata</i>	non-commercial		<i>Halihoeres melampomus</i>	non-commercial		<i>Cantherhines dumerilii</i>	non-commercial
	<i>Paragobiodon echinocephalus</i>	non-commercial		<i>Halihoeres miniatu</i>	non-commercial		<i>Cantherhines pardalis</i>	non-commercial
	<i>Periophthalmus argentilineatus</i>	non-commercial		<i>Halihoeres nebulosus</i>	non-commercial		<i>Oxymonacanthus longirostris</i>	non-commercial
	<i>Pleuroscia micheli</i>	non-commercial		<i>Halihoeres ornatus</i>	non-commercial		<i>Paraluteres prionurus</i>	non-commercial
	<i>Pseudocia taisei</i>	non-commercial		<i>Halihoeres prosopeion</i>	non-commercial		<i>Paramonacanthus</i>	non-commercial
	<i>Prionolepis cincta</i>	non-commercial		<i>Halihoeres richmondi</i>	non-commercial		<i>Paramonacanthus japonicus</i>	non-commercial
<i>Prionolepis semidolata</i>	non-commercial	<i>Halihoeres timorensis</i>	non-commercial	<i>Pervagor alternans</i>	non-commercial			
<i>Ptereleotris evides</i>	non-commercial	<i>Halihoeres trimaculatus</i>	non-commercial	<i>Pervagor aspicaudus</i>	non-commercial			
<i>Ptereleotris hanae</i>	non-commercial	<i>Halihoeres zevlonicus</i>	non-commercial	<i>Pervagor ianthinosoma</i>	non-commercial			
<i>Ptereleotris heteroptera</i>	non-commercial	<i>Hemigymnus fasciatus</i>	non-commercial	<i>Pervagor melanocephalus</i>	non-commercial			
<i>Ptereleotris microlepis</i>	non-commercial	<i>Hemigymnus melapterus</i>	non-commercial	<i>Thamnaconus filiensis</i>	non-commercial			
<i>Ptereleotris zebra</i>	non-commercial	<i>Hologymnosus annulatus</i>	non-commercial	<i>MONODACTYLIDAE</i>	<i>Monodactylus argenteus</i>	non-commercial		
<i>Trimma naudei</i>	non-commercial	<i>Hologymnosus dollatus</i>	non-commercial	<i>MORINGUIDAE</i>	<i>Moringua ferruginea</i>	non-commercial		
<i>Valenciennesa helsdingeni</i>	non-commercial	<i>Hologymnosus longipes</i>	non-commercial	<i>Moringua javanica</i>	non-commercial			
<i>Valenciennesa longipinnis</i>	non-commercial	<i>Inistius aneities</i>	non-commercial	<i>MUGILIDAE</i>	<i>Chelon macrolepis</i>	commercial		
<i>Valenciennesa muralis</i>	non-commercial	<i>Inistius pavo</i>	non-commercial	<i>Crenimugil crenilabris</i>	commercial			
<i>Valenciennesa puellaris</i>	non-commercial	<i>Labrichthys unilineatus</i>	non-commercial	<i>Liza melinoptera</i>	commercial			
<i>Valenciennesa sexquata</i>	non-commercial	<i>Labroides bicolor</i>	non-commercial	<i>Liza vaiensis</i>	commercial			
<i>Valenciennesa striata</i>	non-commercial	<i>Labroides dimidiatus</i>	non-commercial	<i>Mugil cephalus</i>	commercial			
<i>Valenciennesa wardi</i>	non-commercial	<i>Labroides pectoralis</i>	non-commercial	<i>Neomyxus leuciscus</i>	commercial			
<i>Vanderhorstia ambanoro</i>	non-commercial	<i>Labroides rubrolabiatu</i>	non-commercial	<i>Valamugil buchanani</i>	commercial			
<i>Vanderhorstia ornata</i>	non-commercial	<i>Labrosia australis</i>	non-commercial	<i>Valamugil cunnesius</i>	commercial			
<i>Xanthichthys polyzona</i>	non-commercial	<i>Labrosia xanthota</i>	non-commercial	<i>Valamugil engeli</i>	commercial			
<i>Yongichthys nebulosus</i>	non-commercial	<i>Macropharyngodon kulteri</i>	non-commercial	<i>Valamugil seheli</i>	commercial			
<i>Yongichthys pavidus</i>	non-commercial	<i>Macropharyngodon mealearis</i>	non-commercial	<i>MUGILOIDIDAE</i>	<i>Paraperis clathrata</i>	non-commercial		
<i>GRAMMISTIDAE</i>	<i>Apogor bilinearis</i>	non-commercial	<i>Macropharyngodon neoreosinus</i>	non-commercial	<i>Paraperis cylindrica</i>	non-commercial		
<i>Belonoperca chabanaudi</i>	non-commercial	<i>Novalichthys macrolepidotus</i>	non-commercial	<i>Paraperis hexophthalma</i>	non-commercial			
<i>Diploprion bifasciatus</i>	non-commercial	<i>Novalichthys taeniourus</i>	commercial	<i>Paraperis millepunctata</i>	non-commercial			
<i>Grammistes sexlineatus</i>	non-commercial	<i>Oxycheilinus arenatus</i>	commercial	<i>Paraperis schauinslandii</i>	non-commercial			
<i>Grammistops ocellatus</i>	non-commercial	<i>Oxycheilinus bimaculatus</i>	commercial	<i>Paraperis xanthozona</i>	non-commercial			
<i>Peonoperca punctata</i>	non-commercial	<i>Oxycheilinus celebicus</i>	commercial	<i>MULLIDAE</i>	<i>Mullidichthys flavolineatus</i>	commercial		
<i>Pseidiogramma polycanthum</i>	non-commercial	<i>Oxycheilinus diogramma</i>	commercial	<i>Mullidichthys pilosus</i>	commercial			
<i>Plectorhinchus albivittatus</i>	commercial	<i>Oxycheilinus orientalis</i>	commercial	<i>Mullidichthys vanicolensis</i>	commercial			
<i>Plectorhinchus chaetodonoides</i>	commercial	<i>Oxycheilinus unifasciatus</i>	commercial	<i>Parupeneus barberberis</i>	commercial			
<i>Plectorhinchus flavomaculatus</i>	commercial	<i>Pseudocheilinus hexataenia</i>	non-commercial	<i>Parupeneus barberis</i>	commercial			
<i>Plectorhinchus gibbosus</i>	commercial	<i>Pseudocheilinus octotaenia</i>	non-commercial	<i>Parupeneus crassilabris</i>	commercial			
<i>Plectorhinchus lessonoi</i>	commercial	<i>Pseudocheilinus tetraetaenia</i>	non-commercial	<i>Parupeneus ciliatus</i>	commercial			
<i>Plectorhinchus lineatus</i>	commercial	<i>Pseudocoris yamashiroi</i>	non-commercial	<i>Parupeneus cyclostomus</i>	commercial			
<i>Plectorhinchus picus</i>	commercial	<i>Pseudodax moulucanus</i>	non-commercial	<i>Parupeneus heptacanthus</i>	commercial			
<i>Plectorhinchus vittatus</i>	commercial	<i>Pseudotuloides serasinus</i>	non-commercial	<i>Parupeneus indicus</i>	commercial			
<i>Pomadoury argenteus</i>	commercial	<i>Pseudotuloides elongatus</i>	non-commercial	<i>Parupeneus multifasciatus</i>	commercial			
<i>Euleptorhamphus viridis</i>	commercial	<i>Pteragoos cryptus</i>	non-commercial	<i>Parupeneus pleurostigma</i>	commercial			
<i>Hemiramphidae</i>	<i>Hemiramphus far</i>	commercial	<i>Pteragoos enneacanthus</i>	non-commercial	<i>Parupeneus spilurus</i>	commercial		
<i>Hyporhamphus acutus</i>	commercial	<i>Pteragoos flagellifer</i>	non-commercial	<i>Upeneus arge</i>	commercial			
<i>Hyporhamphus affinis</i>	commercial	<i>Stethojulis bandanensis</i>	non-commercial	<i>Upeneus australiae</i>	commercial			
<i>Hyporhamphus dissimulatus</i>	commercial	<i>Stethojulis interrupta</i>	non-commercial	<i>Upeneus filifer</i>	commercial			
<i>Zenarchopterus dispar</i>	commercial	<i>Stethojulis strigiventer</i>	non-commercial	<i>Upeneus japonicus</i>	commercial			
<i>HOLOCENTRIDAE</i>	<i>Myripristis adusta</i>	commercial	<i>Stethojulis trilineata</i>	non-commercial	<i>Upeneus japonicus</i>	commercial		
<i>Myripristis aeneo</i>	commercial	<i>Suezichthys gracilis</i>	non-commercial	<i>Upeneus moluccensis</i>	commercial			
<i>Myripristis berndti</i>	commercial	<i>Thalassoma aeneocephalum</i>	non-commercial	<i>Upeneus sulphureus</i>	commercial			
<i>Myripristis botche</i>	commercial	<i>Thalassoma hardwicke</i>	non-commercial	<i>Upeneus traquai</i>	commercial			
<i>Myripristis hexagona</i>	commercial	<i>Thalassoma janseni</i>	non-commercial	<i>Upeneus vittatus</i>	commercial			
<i>Myripristis kuntee</i>	commercial	<i>Thalassoma lunare</i>	non-commercial	<i>MURAENIDAE</i>	<i>Anarchis seychellensis</i>	commercial		
<i>Myripristis murdian</i>	commercial	<i>Thalassoma lutescens</i>	non-commercial	<i>Echidna nebulosa</i>	commercial			
<i>Myripristis murdian</i>	commercial	<i>Thalassoma purpureum</i>	non-commercial	<i>Echidna polyzona</i>	commercial			
<i>Myripristis pralinia</i>	commercial	<i>Thalassoma quinquevittatum</i>	non-commercial	<i>Enchelycore bayeri</i>	commercial			
<i>Myripristis violacea</i>	commercial	<i>Thalassoma trilobatum</i>	non-commercial	<i>Gymnothorax albimarginatus</i>	commercial			
<i>Neoniphon argenteus</i>	commercial	<i>Westmorella albofasciata</i>	non-commercial	<i>Gymnothorax berndti</i>	commercial			
<i>Neoniphon opercularis</i>	commercial	<i>Westmorella nigropinnata</i>	non-commercial	<i>Gymnothorax buroensis</i>	commercial			
<i>Neoniphon sammara</i>	commercial	<i>Xiphochelium typus</i>	non-commercial	<i>Gymnothorax chilospilus</i>	commercial			
<i>LEIognathidae</i>	<i>Plectyrops lima</i>	commercial	<i>LEIognathidae</i>	<i>Gazza minuta</i>	commercial	<i>Gymnothorax eurostus</i>	commercial	
<i>Sargocentron caudimaculatum</i>	commercial	<i>Leiognathus bindus</i>	commercial	<i>Gymnothorax fimbriatus</i>	commercial			
<i>Sargocentron comutum</i>	commercial	<i>Leiognathus equulus</i>	commercial	<i>Gymnothorax flavimarginatus</i>	commercial			
<i>Sargocentron diadema</i>	commercial	<i>Leiognathus fasciatus</i>	commercial	<i>Gymnothorax fuscomaculatus</i>	commercial			
<i>Sargocentron ensifer</i>	commercial	<i>Leiognathus leuciscus</i>	commercial	<i>Gymnothorax hepaticus</i>	commercial			
<i>Sargocentron iota</i>	commercial	<i>Leiognathus lineolatus</i>	commercial	<i>Gymnothorax javanicus</i>	commercial			
<i>Sargocentron melanospilus</i>	commercial	<i>Leiognathus rivulatus</i>	commercial	<i>Gymnothorax margaritophorus</i>	commercial			
<i>Sargocentron microstoma</i>	commercial	<i>Leiognathus splendens</i>	commercial	<i>Gymnothorax mealearis</i>	commercial			
<i>Sargocentron punctatissimum</i>	commercial	<i>Secutor insidiator</i>	commercial	<i>Gymnothorax monochrous</i>	commercial			
<i>Sargocentron rubrum</i>	commercial	<i>Secutor ruconius</i>	commercial	<i>Gymnothorax nudivomer</i>	commercial			
<i>Sargocentron spiniferum</i>	commercial	<i>Gnathodentex aureolineatus</i>	commercial	<i>Gymnothorax pictus</i>	commercial			
<i>Sargocentron tierre</i>	commercial	<i>Gymnocranius euanus</i>	commercial	<i>Gymnothorax pindae</i>	commercial			
<i>Sargocentron violaceum</i>	commercial	<i>Gymnocranius grandoculis</i>	commercial	<i>Gymnothorax richardsonii</i>	commercial			
<i>KUHLIDAE</i>	<i>Kuhlia sandvicensis</i>	commercial	<i>LEIognathidae</i>	<i>Lethrinus atkinsoni</i>	commercial	<i>Gymnothorax rueppellii</i>	commercial	
<i>Kuhlia mugil</i>	commercial	<i>LETHRINIDAE</i>	<i>Lethrinus erythracanthus</i>	commercial	<i>Gymnothorax thyrsoideus</i>	commercial		
<i>Lethrinus rubeus</i>	commercial	<i>Lethrinus enivittatus</i>	commercial	<i>Gymnothorax thyrsoideus</i>	commercial			
<i>Kyphosus bigibbus</i>	commercial	<i>Lethrinus harak</i>	commercial	<i>Gymnothorax undulatus</i>	commercial			
<i>Kyphosus cinerascens</i>	commercial	<i>Lethrinus minilatus</i>	commercial	<i>Gymnothorax zonipectis</i>	commercial			
<i>Kyphosus vaiensis</i>	commercial	<i>Lethrinus nebulosus</i>	commercial	<i>Rhinomuraena quaesita</i>	commercial			
<i>LABRIDAE</i>	<i>Anampses caeruleopunctatus</i>	non-commercial	<i>Lethrinus obsolatus</i>	commercial	<i>Strophidon sathete</i>	commercial		
<i>Anampses feminius</i>	non-commercial	<i>Lethrinus olivaceus</i>	commercial	<i>Uropterygius concolor</i>	commercial			
<i>Anampses geographicus</i>	non-commercial	<i>Lethrinus rubrioperculatus</i>	commercial	<i>Scuticaria tigrina</i>	commercial			
<i>Anampses mealeargides</i>	non-commercial	<i>Lethrinus semicinctus</i>	commercial	<i>MYLIOBATIDAE</i>	<i>Aetobatus narinari</i>	commercial		
<i>Anampses neoginacicus</i>	non-commercial	<i>Lethrinus xanthochilus</i>	commercial	<i>Aetomylaeus maculatus</i>	commercial			
<i>Anampses iwatai</i>	non-commercial	<i>Monotaxis heterodon</i>	commercial	<i>Nemipterus balinensis</i>	commercial			
<i>Bodianus anthoides</i>	non-commercial	<i>Monotaxis grandoculis</i>	commercial	<i>Nemipterus zysron</i>	commercial			
<i>Bodianus axillaris</i>	non-commercial	<i>Lethrinus lentian</i>	commercial					

FAMILLE	Nom	Catégories	FAMILLE	Nom	Catégories	FAMILLE	Nom	Catégories
NEMIPTERIDAE	Nemipterus peronii	commercial	POMACENTRIDAE	Neopomacentrus violascens	non-commercial	SERRANIDAE	Epinephelus howlandi	commercial
	Pentapodus caninus	commercial		Plectrolyphidodon dickii	non-commercial		Epinephelus irroratus	commercial
	Pentapodus nagasakiensis	commercial		Plectrolyphidodon johnstonianus	non-commercial		Epinephelus lanceolatus	commercial
	Scolopsis bilineata	commercial		Plectrolyphidodon lacrymatus	non-commercial		Epinephelus macrospilos	commercial
	Scolopsis ciliata	commercial		Plectrolyphidodon leucoceros	non-commercial		Epinephelus maculatus	commercial
	Scolopsis lineata	commercial		Pomacentrus adelus	non-commercial		Epinephelus malabaricus	commercial
Scolopsis taenioptera	commercial	Pomacentrus amboinensis	non-commercial	Epinephelus melanostigma	commercial			
Scolopsis trilineata	commercial	Pomacentrus bankanensis	non-commercial	Epinephelus merra	commercial			
ODONTASPIDAE	Odontaspis noronhai	commercial	Pomacentrus brachialis	non-commercial	Epinephelus onca	commercial		
	Apterichthys klazinaei	non-commercial	Pomacentrus brachialis	non-commercial	Epinephelus polyphekadion	commercial		
OPHICHTHIDAE	Callichelys caesioma	non-commercial	Pomacentrus chrysurus	non-commercial	Epinephelus rivulatus	commercial		
	Leiuranus semicinctus	non-commercial	Pomacentrus coelestis	non-commercial	Epinephelus socialis	commercial		
	Echelus uropterus	non-commercial	Pomacentrus graminorhynchus	non-commercial	Epinephelus spilotoceps	commercial		
	Ophichthus cephalozona	non-commercial	Pomacentrus imitator	non-commercial	Epinephelus taivana	commercial		
	Yirrkala lumbricoides	non-commercial	Pomacentrus lepidogynus	non-commercial	Gracila alborarinata	commercial		
OPHIIDAE	Protula multibarata	commercial	Pomacentrus moluccensis	non-commercial	Liopropoma summi	non-commercial		
	Stegostoma fasciatum	commercial	Pomacentrus moluccensis	non-commercial	Luzonichthys waitii	non-commercial		
ORECTOLOBIIDAE	Lactoria cornuta	non-commercial	Pomacentrus nagasakiensis	non-commercial	Plectranthias anthioides	non-commercial		
	Lactoria diaphana	non-commercial	Pomacentrus nigromanus	non-commercial	Plectranthias kelloggii	non-commercial		
OSTRACIIDAE	Lactoria fornasini	non-commercial	Pomacentrus nivosus	non-commercial	Plectranthias longimanus	non-commercial		
	Ostracion cubicus	non-commercial	Pomacentrus philippinus	non-commercial	Plectranthias winniensis	non-commercial		
	Ostracion meleagris	non-commercial	Pomacentrus smithi	non-commercial	Plectropomus areolatus	commercial		
	Ostracion solorensis	non-commercial	Pomacentrus tripunctatus	non-commercial	Plectropomus laevis	commercial		
	Tetrosomus qibbosus	non-commercial	Pomacentrus vaiui	non-commercial	Plectropomus leopardus	commercial		
	Tetrosomus draconis	non-commercial	Pomacentrus wardi	non-commercial	Plectropomus maculatus	commercial		
PEGASIDAE	Parapriacanthus ransonneti	non-commercial	Pomachromis fuscioralis	non-commercial	Pseudanthias bicolor	non-commercial		
	Pempheris ovalensis	non-commercial	Pomachromis richardsoni	non-commercial	Pseudanthias bimaculatus	non-commercial		
PEMPHERIDAE	Pempheris schwenkii	non-commercial	Pristotis obtusirostris	non-commercial	Pseudanthias cooperi	non-commercial		
	Platax orbicularis	commercial	Stegastes albifasciatus	non-commercial	Pseudanthias elongatus	non-commercial		
	Platax pinnatus	commercial	Stegastes apicalis	non-commercial	Pseudanthias fasciatus	non-commercial		
PLATYCEPHALIDAE	Platax teira	commercial	Stegastes fasciolatus	non-commercial	Pseudanthias hypselosoma	non-commercial		
	Cociella crocodila	non-commercial	Stegastes gascoynei	non-commercial	Pseudanthias lori	non-commercial		
PLATYCEPHALIDAE	Onigocia spinosa	non-commercial	Stegastes nigricans	non-commercial	Pseudanthias pascalis	non-commercial		
	Onigocia macrolepis	non-commercial	Stegastes punctatus	non-commercial	Pseudanthias pictilis	non-commercial		
PLATYCEPHALIDAE	Cymbacephalus staigeri	non-commercial	Heteropriacanthus cruentatus	commercial	Pseudanthias pleurotaenia	non-commercial		
	Assessor macneilli	non-commercial	Priacanthus hamrui	commercial	Pseudanthias squamipinnis	non-commercial		
PLESTIOPIDAE	Plesiops coeruleolineatus	non-commercial	Priacanthus macracanthus	commercial	Pseudanthias verisilis	non-commercial		
	Plesiops altivirens	non-commercial	Priacanthus bilinearis	non-commercial	Pseudanthias xanthomaculatus	non-commercial		
	Plesiops insularis	non-commercial	Pseudochromis fuscus	non-commercial	Selenanthias barro	non-commercial		
PLEURONECTIDAE	Samaris cristatus	non-commercial	Pseudochromis marshallensis	non-commercial	Serranodirrhilus tatus	non-commercial		
	Samaris macrolepis	non-commercial	Pictichromis paccagnellae	non-commercial	Varigola louti	commercial		
PLOTOSIDAE	Samariscus triocellatus	non-commercial	Cypho purpurascens	non-commercial	SIGANIDAE	Siganus argenteus	commercial	
	Plotosus lineatus	non-commercial	Qilbyina salvati	non-commercial		Siganus corallinus	commercial	
POLYNEMIDAE	Leptomelanosoma indicum	commercial	Pseudochromis taeinosoma	non-commercial		Siganus doliatulus	commercial	
	Polydactylus plebeius	commercial	Pseudoplestiosops rosae	non-commercial		Siganus fuscescens	commercial	
POMACANTHIDAE	Centropyge coeruleolineata	non-commercial	Rhinia ancylotoma	commercial		Siganus lineatus	commercial	
	Centropyge bispinosa	non-commercial	Rhinichthys diadema	commercial		Siganus puellus	commercial	
	Centropyge flavicauda	non-commercial	Bolbometopon muricatum	commercial	Siganus punctatus	commercial		
	Centropyge flavissima	non-commercial	Calotomus carolinus	commercial	Siganus spinus	commercial		
	Centropyge heraldi	non-commercial	Calotomus spinidens	commercial	Siganus vulpinus	commercial		
	Centropyge lorcula	non-commercial	Cetoscarus ocellatus	commercial	Siganus uspi	commercial		
	Centropyge tibicen	non-commercial	Chlorurus frontalis	commercial	Sillago ciliata	commercial		
	Centropyge VROLTKI	non-commercial	Chlorurus japonensis	commercial	Sillago sihama	commercial		
	Chaetodontoplus conspicillatus	non-commercial	Chlorurus microrhinus	commercial	SOLEIDAE	Aesopha cornuta	non-commercial	
	Genicanthus melanospilus	non-commercial	Chlorurus sordidus	commercial		Pardachius naponivus	non-commercial	
	Genicanthus watanabei	non-commercial	Heteroscarus longirostris	commercial	Solenostomus xanthomaculatus	non-commercial		
	Apolectichthys trimaculatus	non-commercial	Leptoscarus vaigiensis	commercial	Solenostomus paradoxus	non-commercial		
Pomacanthus imperator	commercial	Scarus altipinnis	commercial	SPARIDAE	Acanthopagrus berda	commercial		
Pomacanthus semicirculatus	commercial	Chlorurus bleekeri	commercial		SPHYRAENIDAE	Sphyræna forsteri	commercial	
Pomacanthus sexstriatus	commercial	Scarus chameleon	commercial	Sphyræna jello		commercial		
Pygoplites diacanthus	commercial	Scarus dimidiatus	commercial	Sphyræna helleri		commercial		
POMACENTRIDAE	Abudefduf septemfasciatus	non-commercial	Scarus flavipectoralis	commercial	Sphyræna obtusata	commercial		
	Abudefduf sexfasciatus	non-commercial	Scarus forsteri	commercial	Sphyræna putnamae	commercial		
	Abudefduf sordidus	non-commercial	Scarus frenatus	commercial	Sphyræna genivittata	commercial		
	Abudefduf vaigiensis	non-commercial	Scarus globiceps	commercial	Sphyræna lewini	commercial		
	Abudefduf whitei	non-commercial	Scarus longipinnis	commercial	Sphyræna mokarran	commercial		
	Acanthochromis polyacanthus	non-commercial	Scarus niger	commercial	SYNANCEIIDAE	Erosa ergosa	non-commercial	
	Amblyglyphidodon aureus	non-commercial	Scarus oviceps	commercial		Imimicus didactylus	non-commercial	
	Amblyglyphidodon curacao	non-commercial	Scarus psittacus	commercial		Minous monodactylus	non-commercial	
	Amblyglyphidodon leucogastrus	non-commercial	Scarus quoyi	commercial	Synanceia horrida	non-commercial		
	Amblyglyphidodon orbicularis	non-commercial	Scarus rivulatus	commercial	Synanceia verrucosa	non-commercial		
	Amblyglyphidodon tematensis	non-commercial	Scarus rubroviolaceus	commercial	SYNGNATHIDAE	Acentronura breviperula	non-commercial	
	Amblyglyphidodon tematensis	non-commercial	Scarus schlegelii	commercial		Corythoichthys ampulex	non-commercial	
Amphiprion chrysopterus	non-commercial	Scarus spinus	commercial	Corythoichthys haematopterus		non-commercial		
Amphiprion darkii	non-commercial	Scarus xanthopleura	commercial	Corythoichthys intestinalis		non-commercial		
Amphiprion melanopus	non-commercial	Scarus xanthopleura	commercial	Corythoichthys nigripictus		non-commercial		
Amphiprion perideraon	non-commercial	Scatophagus argus	commercial	Corythoichthys schultzi		non-commercial		
Amphiprion trincinctus	non-commercial	SCATOPHAGIDAE	Euthynnus affinis	commercial		Festucallex kulbickii	non-commercial	
Cheilopriion labiatus	non-commercial		Grammatocynus bilineatus	commercial		Festucallex qibbsi	non-commercial	
Chromis acareus	non-commercial	Gymnosarda unicolor	commercial	Festucallex wassi		non-commercial		
Chromis acyllis	non-commercial	Katsuwonus pelamis	commercial	Halicampus brocki		non-commercial		
Chromis aenea	non-commercial	Rastrelliger kanaurta	commercial	Halicampus nildidus		non-commercial		
Chromis amboinensis	non-commercial	Scomberomorus commerson	commercial	Hippocampus barbibranti		non-commercial		
Chromis analis	non-commercial	Ablabys taeniopus	non-commercial	Hippocampus histrix	non-commercial			
Chromis atripes	non-commercial	Dendrochirus bellus	non-commercial	Hippocampus kuda	non-commercial			
Chromis chrysurus	non-commercial	Dendrochirus biocellatus	non-commercial	Micrognathus brevicornis	non-commercial			
Chromis flavomaculata	non-commercial	Dendrochirus brachypterus	non-commercial	Micrognathus andersonii	non-commercial			
Chromis fumea	non-commercial	Dendrochirus sp.	non-commercial	Micrognathus natans	non-commercial			
Chromis iomelas	non-commercial	Dendrochirus zebra	non-commercial	Micropholis arulius	non-commercial			
Chromis lepidolepis	non-commercial	Pterois antennata	non-commercial	Micropholis cruentus (fw)	non-commercial			
Chromis leucostriata	non-commercial	Pterois lunulata	non-commercial	Micropholis leiaspis (fw)	non-commercial			
Chromis maraotifera	non-commercial	Pterois radiata	non-commercial	Synbranchius biocellatus	non-commercial			
Chromis nitida	non-commercial	Pterois voltans	non-commercial	Trachyramphus bicarctatus	non-commercial			
Chromis notata	non-commercial	Scorpaenodes albaensis	non-commercial	SYNODONTIDAE	Saurida gracilis	non-commercial		
Chromis retrofasciata	non-commercial	Rhinopias aphanes	non-commercial		Saurida nebulosa	non-commercial		
Chromis ternatensis	non-commercial	Rhinopias frondosa	non-commercial		Saurida undosquamis	non-commercial		
Chromis vanderbilti	non-commercial	Scorpaenodes albaensis	non-commercial		Synodus binotatus	non-commercial		
Chromis viridis	non-commercial	Scorpaenodes quamenis	non-commercial		Synodus dermatogenus	non-commercial		
Chromis weberi	non-commercial	Scorpaenodes minor	non-commercial		Synodus doaki	non-commercial		
Chromis xanthochira	non-commercial	Scorpaenodes parvipinnis	non-commercial		Synodus hoshinobis	non-commercial		
Chromis xanthura	non-commercial	Scorpaenodes scaber	non-commercial		Synodus iaculum	non-commercial		
Chrysiptera biocellata	non-commercial	Scorpaenodes varipinnis	non-commercial		Tarapon jarbua	commercial		
Chrysiptera brownriggii	non-commercial	Scorpaenopsis diabolus	non-commercial		TETRAODONTIDAE	Arothron hispidus	non-commercial	
Chrysiptera galba	non-commercial	Scorpaenopsis diabolus	non-commercial			Arothron immaculatus	non-commercial	
Chrysiptera glauca	non-commercial	Scorpaenopsis oxycephalus	non-commercial			Arothron manilensis	non-commercial	
Chrysiptera hemicvaneae	non-commercial	Sebastapistes bynoensis	non-commercial	Arothron mappa		non-commercial		
Chrysiptera roxii	non-commercial	Sebastapistes cyanostigma	non-commercial	Arothron meleagris		non-commercial		
Chrysiptera rollandi	non-commercial	Sebastapistes lowlen	non-commercial	Arothron nigropunctatus		non-commercial		
Chrysiptera starcki	non-commercial	Sebastapistes stronata	non-commercial	Arothron stellatus	non-commercial			
Chrysiptera taupou	non-commercial	Aniprion leucorammicus	commercial	Canthiaster amboinensis	non-commercial			
Chrysiptera trincincta	non-commercial	Cephalopholis argus	commercial	Canthiaster bennetti	non-commercial			
Chrysiptera unimaculata	non-commercial	Cephalopholis aurantia	commercial	Canthiaster compressa	non-commercial			
Dasycyllus aruanus	non-commercial	Cephalopholis boenak	commercial	Canthiaster coronata	non-commercial			
Dasycyllus flavicaudus	non-commercial	Cephalopholis leopardus	commercial	Canthiaster epilampra	non-commercial			
Dasycyllus melanurus	non-commercial	Cephalopholis microprion	commercial	Canthiaster iactator	non-commercial			
Dasycyllus reticulatus	non-commercial	Cephalopholis minata	commercial	Canthiaster ianthinoptera	non-commercial			
Dasycyllus trimaculatus	non-commercial	Cephalopholis sexmaculata	commercial	Canthiaster ocellincta	non-commercial			
Leptodermis taeinosoma	non-commercial	Cephalopholis somerati	commercial	Canthiaster rivulata	non-commercial			
Neoglyphidodon carlsoni	non-commercial	Cephalopholis spiloparaea	commercial	Canthiaster solandri	non-commercial			
Neoglyphidodon melas	non-commercial	Cephalopholis uroeta	commercial	Torquigener hypselogoneion	non-commercial			
Neoglyphidodon nigroris	non-commercial	Cromileptes altivelis	commercial	Canthiaster valentini	non-commercial			
Neoglyphidodon polyacanthus	non-commercial	Epinephelus areolatus	commercial	Lagocephalus scleratus	non-commercial			
Neopomacentrus anabatoides	non-commercial	Epinephelus chlorostigma	commercial	Mustelus manazo	non-commercial			
Neopomacentrus azavron	non-commercial	Epinephelus coeruleopunctatus	commercial	Trichurus lepturus	non-commercial			
Neopomacentrus cyanomus	non-commercial	Epinephelus coioides	commercial	TRIPTERYGIIDAE	Norfolkia brachylepis	non-commercial		
Neopomacentrus metallicus	non-commercial	Epinephelus cyanopodus	commercial		Springerichthys sp.	non-commercial		
Neopomacentrus nemurus	non-commercial	Epinephelus fasciatus	commercial	TRYPACHENIDAE	Chenotrypachen microcephalus	non-commercial		
Neopomacentrus taeniurus	non-commercial	Epinephelus fuscocaudatus	commercial		Uranoscopus olinolepis	non-commercial		
		Epinephelus hexagonatus	commercial	ZANCLIDAE	Zanclus cornutus	commercial		

