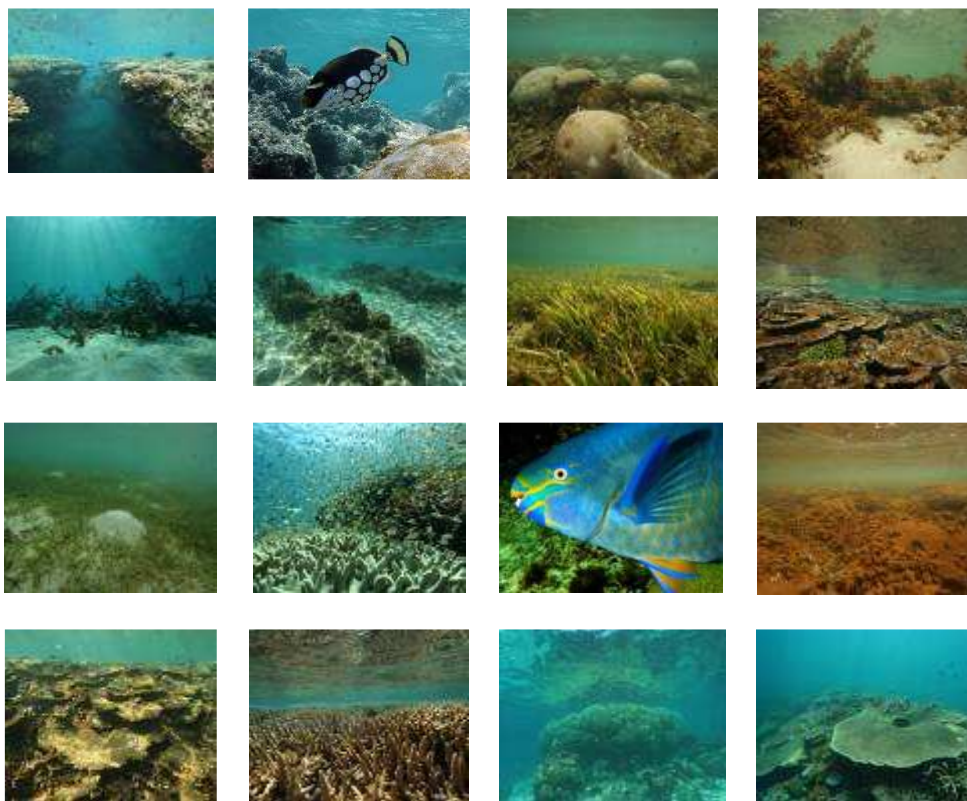


DEFINITION DE RESEAUX D'AIRES MARINES PROTEGEES EN NOUVELLE-CALEDONIE EN FONCTION DES RELATIONS POISSONS-HABITATS



Réalisé par **Simon VAN WYNSBERGE**
Encadré par Serge Andréfouët
Institut de Recherche pour le Développement de Nouméa

Mémoire de Master « Mention Sciences de l'Univers, Environnement, Ecologie »
« Spécialité Océanographie et Environnements Marins » Année 2
Université Pierre & Marie Curie - Paris VI
Année 2011

DEFINITION DE RESEAUX D'AIRES MARINES PROTEGEES EN NOUVELLE-CALEDONIE EN FONCTION DES REALTIONS POISSONS-HABITATS

Mots clés : Habitats – Substituts – Communautés de poissons - Aires Marines Protégées – Récifs coralliens

RESUME : La prise en compte de critères biologiques lors de la mise en place de réseaux d'aires marines protégées (AMP) permet d'augmenter leur efficacité mais nécessite des inventaires coûteux et localisés. Dans cette étude centrée sur le site de Port-Bouquet en Nouvelle-Calédonie, nous proposons dans un premier temps d'évaluer si les habitats peuvent servir de substituts efficaces à la diversité taxonomique et fonctionnelle des communautés de poissons en milieu corallien. 11 niveaux de caractérisation d'habitats et 9 échelles spatiales différentes ont été testés par analyse de corrélation et de substitution, de manière à déterminer les conditions optimales pour lesquelles la richesse, la diversité, et la rareté des habitats permettent une bonne représentation de la richesse, la diversité, et la rareté des groupes taxonomiques et fonctionnels de poissons. Notre étude suggère que l'approche par substitution est la plus appropriée lorsqu'il s'agit d'établir un réseau d'AMP, puisque s'appuyant directement sur les algorithmes de sélection des sites candidats. Les algorithmes dits de « Richesse-complémentarité » et de « Rareté » utilisés dans cette étude se sont avérés sensibles aux effets du hasard et de l'échantillonnage. Des résultats encourageants ont en revanche été obtenus pour un scénario de « Diversité-complémentarité » et a pu être utilisé pour proposer un réseau d'AMP, établis sur la base de la topographie des habitats, efficace d'un point de vue de la représentativité taxonomique et fonctionnelle des poissons.

DESIGNING MARINE PROTECTED AREA NETWORKS IN NEW-CALEDONIA USING FISH-HABITAT RELATIONSHIPS

Key words: Habitats – Surrogate – Fish community – Marine Protected Areas – Coral reefs

ABSTRACT: Taking into account biological criteria such as representativeness when designing Marine Protected Areas (MPA) networks can improve their effectiveness. However, such considerations need biological inventories which are scarce and expensive. Here we try to determine if habitats can be used as surrogates for fish community when designing MPA networks. We tested congruence and substitution availability (*surrogacy analysis*) between 11 levels of habitat characterized by 9 different spatial scales and fish community. We determined the extent by which richness and diversity and rarity can represent richness and diversity and rarity of taxonomical and functional groups of fishes. We suggest that *surrogacy analysis* is more appropriate when designing MPA networks than *congruence analysis* because it directly uses selection algorithms of candidate sites. The “Richness-complementarity” algorithm and the “Rarity” algorithm used in this study were influenced by random and sampling effects. More interesting results were obtained for a “Diversity-complementarity” algorithm, which has been used to design a network of selected sites using habitat diversity, while being efficient to represent taxonomic and functional diversity of fishes.

SOMMAIRE

1.INTRODUCTION.....	1
2.MATERIEL ET METHODES.....	4
2.1.Clés méthodologiques pour comprendre l'étude.....	4
2.2.Site d'étude.....	5
2.3.Les données Poissons et la définition des groupes fonctionnels.....	5
2.4.Cartographie des habitats.....	6
2.4.1.Description « <i>in situ</i> » des habitats.....	6
2.4.2.Création de typologies d'habitats.....	7
2.4.3.Cartographie de la zone d'intérêt.....	9
2.4.4.Caractérisation des stations en terme de poissons et d'habitats.....	11
2.5.Capacité des habitats à se substituer aux communautés de poissons.....	13
2.5.1.Les variables des scénarios de conservation.....	13
2.5.2.Approche par analyse statistique : corrélation et composition.....	13
2.5.3.Approche par analyse de substitution (<i>surrogacy analysis</i>).....	13
2.6.Proposition de réseaux d'AMP à partir des cartographies d'habitats.....	15
3.RESULTATS.....	17
3.1.Approche par analyses statistiques.....	17
3.2.Approche par analyse de substitution (<i>surrogacy analysis</i>).....	17
4.DISCUSSION.....	19
4.1.Pertinence et complémentarité des différentes méthodes.....	19
4.2.Capacité d'un scénario « habitats » à représenter les communautés de poissons dans un réseau d'AMP.....	23
4.2.1.Cas des scénarios « Richesse-complémentarité » et « Diversité-complémentarité ».....	23
4.2.2.Cas du scénario « Rareté ».....	24
4.3.Définition de réseaux d'AMP.....	26
5.CONCLUSION.....	28
6.BIBLIOGRAPHIE.....	29
7.LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX.....	33
8.ANNEXES.....	35

1.INTRODUCTION

La surexploitation des espèces récifales diminue la capacité de résilience des récifs coralliens (Roberts, 1995; Nyström et al., 2000; Hoegh-Guldberg et al., 2007) et augmente leur vulnérabilité aux perturbations naturelles (Hughes et al., 2003; Tompkins et Adger, 2004). En réponse aux pertes économiques et patrimoniales résultant de leur dégradation (Hoegh-Guldberg et al., 2007), les aires marines protégées (AMP) apparaissent comme des outils de gestion intéressants car elles permettent d'isoler les récifs de certains processus qui les menacent (Bohnsack, 1998; Margules et Pressey, 2000; Roberts et Hawkins, 2000; McClanahan et al., 2006). Si la définition de réseaux d'aires marines protégées a souvent été effectuée en ne considérant que les aspects socio-économiques (Pressey et al., 1993; Yap, 2001; Chettri, 2009), la prise en compte des aspects écologiques tels que la diversité et la rareté des espèces permet d'augmenter leur efficacité (Hargreaves-Allen et Mourato, 2011) et est en pleine expansion (Rebelo et Siegfried, 1992; Margules et Pressey, 2000; Zacharias et Roff, 2001; Halpern et Warner, 2003).

L'utilisation de tels critères nécessite des inventaires taxonomiques les plus exhaustifs possibles, mais qui restent rarement accessibles de part leur coût, le manque de temps disponible lors de la mise en place d'un plan de conservation (Favreau et al., 2006; Tulloch et al., 2011), et le manque de connaissances sur les espèces présentes (Costello et al., 2006). Pour remédier à ce problème, une approche possible est de faire appel à des **substituts** aux inventaires de la biodiversité (Brooks et al., 2004). Quelques définitions préalables sont nécessaires pour aborder ces méthodes. Ainsi, si la connaissance de l'ensemble de la diversité du vivant reste inaccessible, un « estimateur vrai » typiquement utilisé pour approcher cette biodiversité peut être par exemple la richesse spécifique de plusieurs taxons (Gladstone, 2002; Chettri, 2009). Cet estimateur, plus facilement accessible, reste toutefois d'un coût d'acquisition élevé et se limite donc à quelques recensements localisés. D'autres estimateurs, encore plus faciles à échantillonner et dont les distributions sont mieux documentées peuvent être utilisés pour le représenter à son tour. On parle alors d'« estimateurs substituts ». Il peut s'agir d'un ou plusieurs groupes taxonomiques (Ward et al., 1999; Gladstone, 2002; Beger et al., 2007), de variables environnementales (Ferrier et Watson, 1997; Bonn et Gaston, 2005), ou encore d'habitats (Dalleau et al., 2010). L'utilisation des habitats en tant que substituts est une approche particulièrement intéressante puisqu'ils constituent souvent la seule information disponible de distribution spatiale continue (Lombard et al., 2003), et qu'une diversité

importante d'habitats est supposée abriter une diversité importante d'espèces (Tews et al., 2004).

Quoiqu'il en soit, l'utilisation de substituts dans la définition de réseaux d'AMP a fournis des résultats variables (Hess et al., 2006; Rodrigues et Brooks, 2007). Leur efficacité est fonction de la localisation de l'étude, de la nature de l'estimateur, et des échelles considérées (Lombard et al., 2003; Favreau et al., 2006; Hess et al., 2006; Beger et al., 2007; Mumby et al., 2008; Kent et Carmel, 2011). Face à une telle variabilité, il est très difficile, si ce n'est impossible, de généraliser les résultats obtenus et l'efficacité du substitut utilisé dans chaque plan de conservation doit être testée au préalable (Hess et al., 2006; Rodrigues et Brooks, 2007). Plusieurs méthodes existent pour évaluer l'efficacité d'un substitut à représenter une cible de conservation (Sarkar et al., 2005). La congruence entre la variable substitut et la variable cible, testée par analyse de corrélation, est une méthode rapide et intuitive et a souvent été utilisée par le passé (Beger et al., 2007; Chettri, 2009; Dalleau et al., 2010). D'autres approches permettent d'entrer directement dans la problématique du design d'AMP, et consistent à évaluer la part de diversité de la variable cible capturée dans un réseau défini à partir de la variable substitut (Sarkar et al., 2005).

Dans cette étude il est dans un premier temps proposé d'évaluer selon ces deux approches (congruence et design d'AMP) si l'utilisation des habitats (estimateurs substituts) permet, ou non une bonne représentation des groupes taxonomiques et fonctionnels de poissons. Ici, inventaires spécifiques et fonctionnels sont donc les « estimateurs vrais » de la biodiversité, choisis en raison de leur importance écologique et économique (Holmlund et Hammer, 1999) et de leur capacité à représenter la diversité des autres taxons (Mumby et al., 2008). Par ailleurs, différentes échelles spatiales ainsi que différents niveaux de caractérisation des habitats seront testés afin de déterminer les meilleures spécifications d'habitats pour la définition d'un réseau d'aires marines protégées permettant donc en premier chef une bonne représentation de la diversité et de la rareté taxonomique et fonctionnelle des poissons. Ensuite, et selon les résultats obtenus, des réseaux d'AMP seront établis sur la base des habitats et permettront de guider d'éventuels plans de gestion.

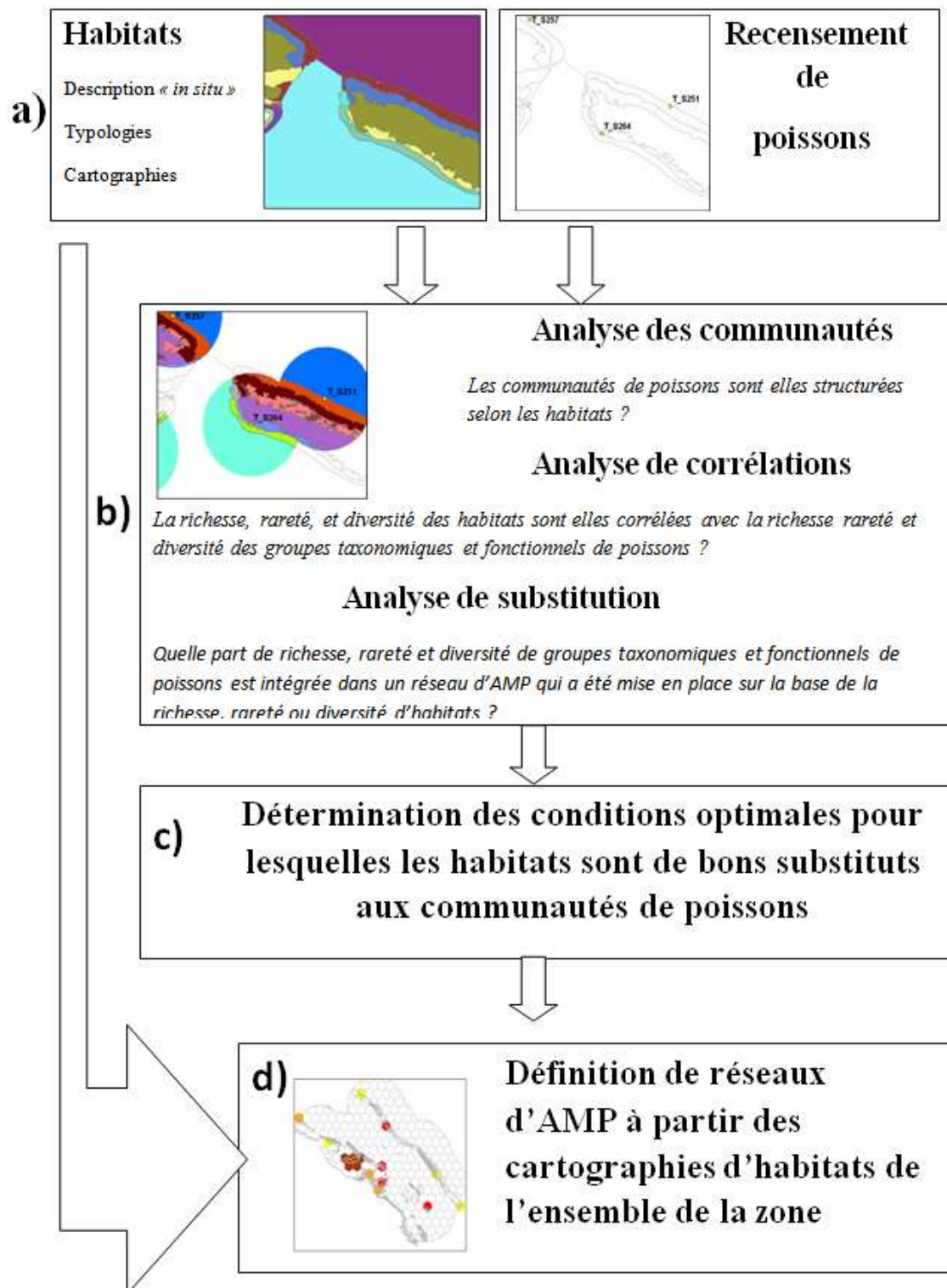


Figure 1 : Schéma récapitulatif de la méthodologie utilisée dans cette étude pour aboutir à la définition de réseaux d'AMP à partir des cartographies de l'ensemble de la zone, et optimisés de façon à représenter les communautés de poissons. Les données d'entrée (a) sont analysées par une étude de structuration des communautés en fonction des habitats, par une étude de corrélation entre habitats et poissons, et par une étude de substitution, pour déterminer dans quelles conditions les habitats sont représentatifs des communautés de poissons (c). Ces conditions sont ensuite utilisées pour définir un réseau d'AMP mais cette fois à partir des habitats de l'ensemble de la carte et non plus uniquement à partir des quelques stations de recensement de poissons.

2.MATERIEL ET METHODES

2.1.Clés méthodologiques pour comprendre l'étude

Afin de guider le lecteur et pour future référence tout au long de ce rapport, un diagramme d'analyse méthodologique est fourni ci –contre (Fig. 1).

On note que les entrées de l'analyse sont 1/ des inventaires spécifiques et fonctionnels de poissons d'un site calédonien 2/ des cartes d'habitats du même site, suivant plusieurs typologies d'habitats différentes (Fig. 1a). Les données Poissons ont été mises à disposition pour ce stage, et les cartes ont été réalisées pendant le stage.

Avec ce jeu de données, il est donc possible de décrire un ensemble de caractéristiques d'habitats autour de chaque station d'inventaire de poissons, et dans un voisinage donné. Les liens statistiques et le potentiel de substitution, entre ces caractéristiques d'habitats et les caractéristiques poissons, seront analysés avant de pouvoir aborder pleinement la définition d'un réseau d'AMP (Fig. 1b). L'analyse statistique consiste à quantifier les corrélations entre paramètres Poissons (richesse, diversité, et rareté, d'un point de vue taxonomique ou fonctionnel) et les paramètres Habitats (richesse, diversité, et rareté). L'analyse de substitution permet quand à elle d'entrer dans le domaine du design d'AMP. Elle va en effet quantifier à l'aide des stations de recensement de poissons disponibles, dans quelle mesure la conception d'un réseau d'AMP réalisé d'après leurs propriétés d'habitats (richesse, diversité, rareté) permet également de définir efficacement un réseau d'AMP respectant des critères de conservation définis sur les propriétés des communautés de poissons (richesse, diversité, rareté, d'un point de vue taxonomique ou fonctionnel).

L'analyse de substitution permet de conclure, ou non, à l'intérêt de substituer aux données Poissons des données d'habitats, et pour quelles configurations (quelles typologies d'habitat ? quel voisinages ? quelles données taxonomiques ou fonctionnelles? Fig.1c) la substitution est efficace. Pour ces configurations, il devient pertinent de définir un réseau d'AMP, cette fois s'appuyant sur les cartes d'habitats afin de pouvoir travailler sur l'ensemble de l'espace et non plus sur les stations de recensement de poissons uniquement (Fig. 1d).

2.2.Site d'étude

La Nouvelle-Calédonie est un territoire français situé dans le Sud-Ouest de l'océan Pacifique, à 1500 km de l'Australie environ.

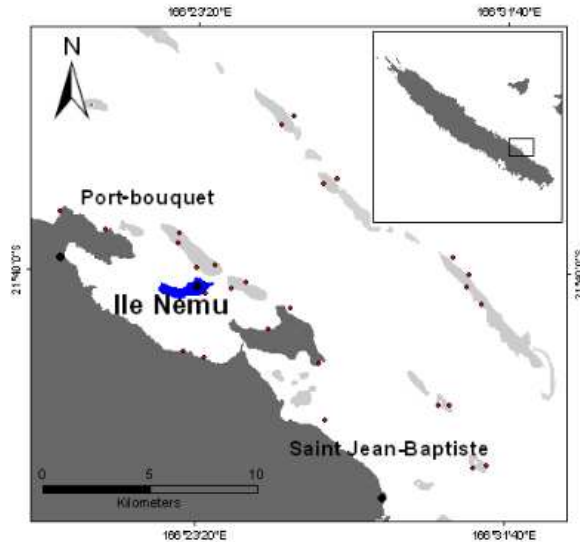


Figure 2 : Carte de la zone de Port-Bouquet, et sites pilotes dans cette étude. Les stations pour lesquelles des recensements de poissons sont disponibles sont représentées en rouge. L'île Nemu, dont les côtes possèdent déjà le statut d'AMP est représentée en bleu.

L'île est entourée d'une barrière récifale de 1600 km de longueur. La diversité des habitats récifo-lagonaires a permis d'appuyer la proposition de son inscription au Patrimoine Mondial UNESCO, devenue une réalité en 2008.

La zone de Port-Bouquet (Fig. 2) a été ciblée dans cette étude car l'IRD disposait d'une couverture d'images satellites (voir 2.4.3.) à très haute résolution spatiale pour cette zone. L'ensemble des côtes de l'île Nemu possède déjà le statut d'AMP, mais aucun projet d'extension du réseau n'est actuellement en cours.

2.3.Les données Poissons et la définition des groupes fonctionnels

L'évaluation de la capacité des habitats à représenter les communautés de poissons ne pourra être effectuée que sur les sites pour lesquels des recensements de poissons sont disponibles (Fig. 1). Une base de données qui recense les abondances de 335 espèces de poissons réparties sur 27 stations (Fig. 2) a pu être utilisée (source IRD ; M. Kulbicki).

Des groupes fonctionnels ont été définis comme étant la **combinaison** de différents critères : le **régime trophique** et la **classe de taille**, qui déterminent la position et le rôle du poisson dans la chaîne alimentaire, ainsi que la **mobilité**, qui reflète son rayon d'action. Les différentes classes considérées pour chaque critère sont présentées dans le tableau 1. La combinaison de ces classes a mené à la définition de 59 groupes fonctionnels.

Tableau 1 : Classes fonctionnelles de poissons considérées dans cette étude. Les groupes fonctionnels résultent de la combinaison de ces trois critères.

Critères Fonctionnels	Type de données	Classes considérées
Régime trophique	Qualitatif	Planctonophage Herbivore Carnivore Piscivore
Classe de taille	Semi-quantitatif	6 classes (1-6) et indéterminé (0)
Mobilité	Semi-quantitatif	4 classes (1-4) et indéterminé (0)

2.4. Cartographie des habitats

2.4.1. Description « *in situ* » des habitats

Une campagne de terrain a été entreprise de manière à recenser et décrire les différents habitats présents. 36 sites ont été sélectionnés à l'aide d'images satellites Quickbird (2,4 m de résolution) et Landsat (30 m de résolution) selon la méthode décrite par (Andréfouët et Wantiez, 2010) permettant de capturer au mieux la diversité d'habitats. Ces sites sont également choisis de préférence à proximité des stations Poissons.

Les environnements paysagers de chaque site (plusieurs paysages peuvent être présents par site) ont été décrits selon la méthode dite *Medium-Scale Approach* (MSA) (Clua *et al.*, 2006). Cette méthode *in situ* consiste à d'abord décrire la géomorphologie et la topographie du récif, puis à estimer visuellement de manière semi-quantitative le pourcentage de couverture des composants benthiques contribuant au paysage observé (annexe, Tableau 7 ; Chabanet, 1994; Chabanet *et al.*, 2010). La figure 3 présente trois habitats, pris comme exemple parmi les 113 recensés sur Port-Bouquet, et donne un aperçu de la diversité paysagère observée. D'autres exemples de paysages illustrent la couverture de ce rapport. L'avantage de la méthode MSA est d'être rapide sur le terrain, permettant de décrire une dizaine de sites par journée de travail.



Figure 3 : Paysages contrastés de trois habitats (a), (b), et (c) observés dans la zone de Port-bouquet. Leur description paysagère est détaillée en annexe (Tableau 7).

2.4.2. Création de typologies d'habitats

A partir des observations de terrain, les différents habitats échantillonnés sont ensuite regroupés et classés selon trois typologies d'habitats : une typologie géomorphologique, une typologie topographique, et une typologie en fonction des variables benthiques prépondérantes.

Caractérisation géomorphologique

Plusieurs typologies géomorphologiques des récifs coralliens existent (Battistini et al., 1975; Hopley, 1983; Kennedy et Woodroffe, 2002; Andréfouët et al., 2006), mais il est proposé ici d'en établir une spécifique à notre problématique de conservation comme conseillé par (Andréfouët, 2010). Trois niveaux de caractérisation géomorphologique ont donc été définis en fonction des différents processus et facteurs connus qui structurent les communautés de poissons à différentes échelles (Tableau 2).

Tableau 2 : Processus et facteurs structurant les communautés de poissons, utilisés pour définir les niveaux géomorphologiques considérés dans cette étude.

<i>Caractérisation géomorphologique</i>	<i>Processus et facteurs structurant les communautés de poissons</i>	<i>Références</i>
Grossière	Exposition aux houles et aux vents dominants Distance à la terre	(Done, 1982; Chabanet et al., 2010) (Grimaud et Kulbicki, 1998)
Intermédiaire	Exposition aux courants récifaux Profondeur	(Chabanet et al., 2010) (Galzin et al., 2006)
Fine	Rugosité (i.e variation locale de profondeur)	(Mellin et al., 2009)

La caractérisation géomorphologique « grossière » contient huit classes et localise l'habitat dans le complexe récifal (par exemple un récif frangeant d'exposition océanique ; annexe, Tableau 8). La caractérisation géomorphologique « intermédiaire » (16 classes) identifie des unités géomorphologiques supplémentaires au sein de chaque niveau précédent (par exemple un platier récifal ou encore un front récifal). La caractérisation géomorphologique « fine »

(sept classes) renseigne sur la présence de structures distinctes ou remarquables en terme de rugosité et de micro-habitats (par exemple la présence de grandes failles verticales).

Caractérisation topographique

La topographie ou rugosité (c'est-à-dire la variation de relief) d'un site est un facteur primordial de structuration des communautés de poissons (Luckhurst et Luckhurst, 1978; Dunn et Halpin, 2009). Une estimation visuelle de la variation moyenne de hauteur des structures benthiques a été entreprise pour chaque site, afin de définir une topographie moyenne. Les habitats sont ensuite décrits en quatre classes : faible topographie (variation de 0 à 40 cm de hauteur), moyenne topographie (entre 40 et 100 cm), topographie élevée (entre 100 et 200 cm), et topographie très élevée (>200 cm).

Caractérisation benthique

Un premier niveau de classification benthique est défini en fonction de la couverture corallienne. Les habitats sont regroupés selon leur couverture corallienne faible ou absente (<5%), significative (de 5 à 15%), moyenne (de 15 à 30%) ou élevée (>30%).

Un deuxième niveau de classification benthique est défini en fonction de l'ensemble des variables benthiques (annexe, Tableau 7). Une Analyse en Composante Principale (ACP) a été utilisée pour identifier différents groupes d'habitats en fonction des variables prépondérantes. *A posteriori*, d'autres groupes de stations, peu discriminés selon l'ACP, ont été imposés (par exemple : « *dominance de coraux tabulaires et de coraux mous* ») en raison de leur caractère remarquable et supposé structurer les communautés de poissons.

L'ensemble des stations visitées sur le terrain a été renseigné selon ces différents niveaux de caractérisation. Le tableau 3 présente les caractéristiques des trois habitats a), b), et c) de la figure 3.

Tableau 3 : Caractérisations géomorphologiques, topographiques, et benthiques établies pour les 3 habitats (a), (b), et (c) de la figure 3. A. sédimentaire* : Accumulation sédimentaire

<i>Typologie</i>	<i>habitat (a)</i>	<i>habitat (b)</i>	<i>habitat (c)</i>	
Géomorphologie	Grossière	Frangeant de mer intérieure	Récif-barrière	Massif de mer intérieure
	Moyenne	Platier intertidal	Pente interne	Terrace externe
	Fine		Eperons-sillons	A. sédimentaire*
Topographie	Faible		Moyenne	Faible
Couverture	Couverture corallienne	Faible ou absente (<5%)	Elevée (>30%)	Faible ou absente (<5%)
Benthique	Couverture dominante	Herbier ou algues brunes	Corail mixte et roche	Fond sablo-détritique

2.4.3. Cartographie de la zone d'intérêt

L'ensemble de la zone étudiée est trop vaste pour visiter tous les habitats sur le terrain. Des images satellites ont donc été utilisées pour extrapoler les caractéristiques observées sur les quelques sites visités aux autres zones, non visités, mais qui présentent des signatures optiques (couleurs et textures) similaires à l'image.

Les caractéristiques géomorphologiques, benthiques et topographiques sont généralement identifiables par analyse des images satellites (Mellin et al, 2009). Néanmoins, l'ensemble des habitats d'une typologie établie à partir des sites visités sur le terrain n'est pas forcément identifiable sur des images satellites Quickbird et Landsat (cf. annexes, « *Images satellites utilisées* »). En effet, certaines classes peuvent présenter des couleurs et textures trop similaires pour pouvoir être distinguées à l'image, ou ne couvrent pas des surfaces assez importantes compte tenu de la résolution spatiale des images. La typologie d'habitats précédemment établie doit donc être simplifiée pour obtenir une nouvelle typologie qui soit cartographiable avec précision (Andréfouët, 2008). Cette simplification peut se faire potentiellement à tous les niveaux de description géomorphologiques, topographiques, et benthiques. En revanche, plus la typologie issue des informations de terrain est précise et à petite échelle spatiale, plus l'effort de simplification et de généralisation est important. Cette simplification est toutefois réalisée de manière à conserver le plus d'informations possible de la typologie initiale, tout en minimisant les risques d'erreurs d'interprétation à l'image satellite. Ainsi, par exemple, en raison de leurs similitudes radiométriques à l'image, la classe qualifiée *in situ* d'habitat à « *couverture corallienne mixte et roche* » est fusionnée avec la classe « *couverture corallienne mixte et*

Tableau 4 : Niveaux d’habitats et leurs codes utilisés dans la suite de cette étude. La présence d’un point noir indique que le niveau d’habitat prend en compte la typologie correspondante. Les niveaux 1a, 1b, 1c, 1d, 1e, 1f correspondent aux différentes typologies établies. Les niveaux 2, 3, 4, 5 et 6 correspondent à différentes combinaisons de ces typologies.

<i>Géomorphologie</i>			<i>Topographie</i>	<i>Couverture benthique</i>		<i>Codage</i>
Grossière	Intermédiaire	Fine		C.corallienne	C.dominante	Habitat
●						1a
	●					1b
		●				1c
			●			1d
				●		1e
					●	1f
●	●					2
●	●	●				3
●	●	●	●			4
●	●	●	●	●		5
●	●	●	●		●	6

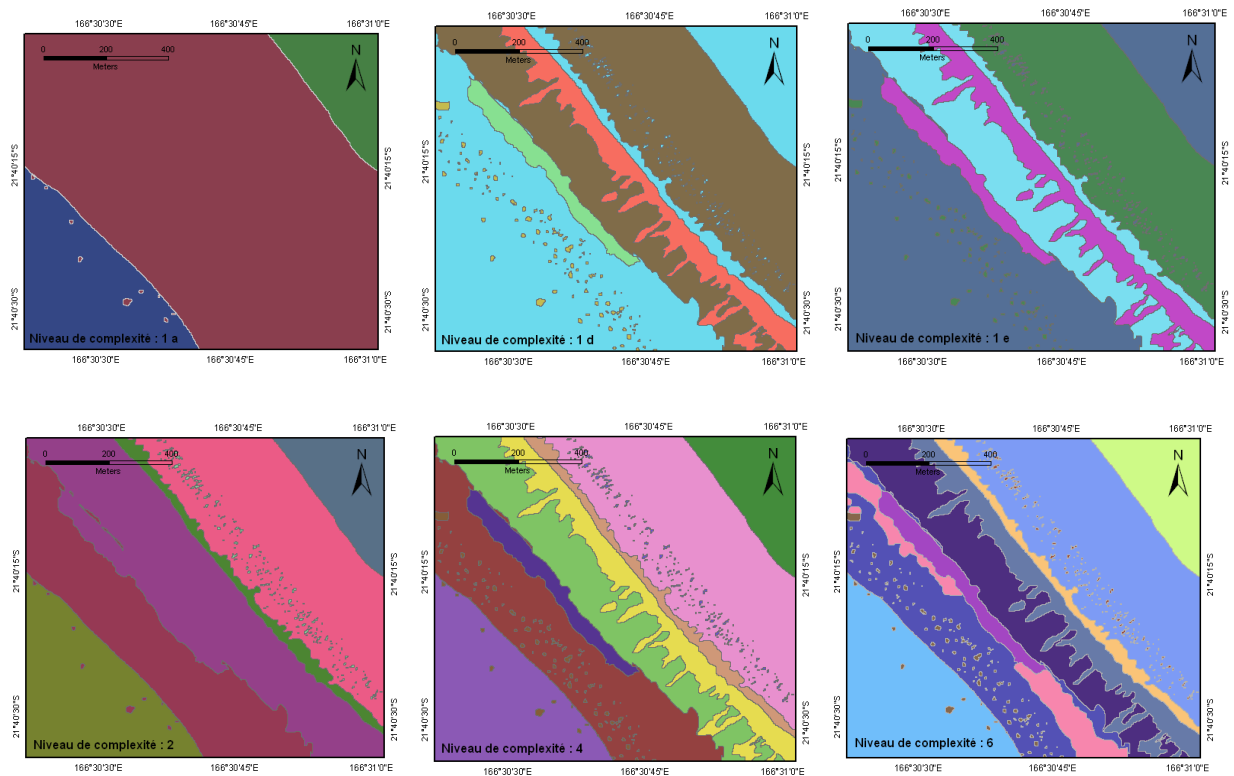


Figure 4 : Cartographie d’une portion de barrière selon différents niveaux de complexité d’habitats. Les niveaux 1a, 1d et 1e font respectivement référence aux niveaux géomorphologiques « grossier », « topographique », et « couverture corallienne ». Le niveau 2 est la combinaison des niveaux géomorphologique grossiers et intermédiaires, le niveau 4 correspond à la combinaison des trois niveaux géomorphologiques et du niveau topographique, et le niveau 6 à la combinaison des trois niveaux géomorphologiques, du niveau topographique, et des deux niveaux benthiques.

roche sur dalle à turf » pour devenir sur la carte une seule et même classe « *couverture corallienne mixte et roche, et dalle à turf* ». La généralisation spatiale implique donc une perte de précision dans les limites thématiques de définition des classes. Elle nécessite une bonne expérience en terme d'analyse d'images satellites et a été effectuée par S. Andréfouët dans notre cas.

La combinaison des différentes typologies décrites ci-dessus permet de proposer au final 11 typologies d'habitats (Tableau 4). Une cartographie de l'ensemble de la zone de Port-Bouquet a pu être réalisée pour chacune d'entre elle à l'aide d'un système d'information géographique (ESRI® ArcMap™ 9.2).

La figure 4 illustre six cartographies d'habitats, chacune basée sur un niveau de complexité différent: de la plus simple (géomorphologie grossière uniquement) à la plus complète (combinaison des six niveaux de caractérisation).

2.4.4. Caractérisation des stations en terme de poissons et d'habitats

Pour vérifier si les habitats sont de bons substituts aux communautés de poisson, chaque station où un recensement de poissons est disponible (Fig. 1) doit être caractérisée en termes de composition de poissons d'une part, et d'habitats présents dans un voisinage donné d'autre part. Différents rayons définissant ce voisinage (30m ; 60m ; 100m ; 250m ; 500m ; 750m ; 1000m ; 3000m ; 5000m) ont été choisis selon un échantillonnage hiérarchique qui intègre les échelles de mobilité des poissons (de 10 m à 10 km selon l'espèce), la résolution des satellites (30 m pour le satellite Landsat), et les échelles de variation de la structuration spatiale des habitats (jusqu'à 5000m). La figure 5 illustre les habitats (niveau de complexité : 6) compris dans un voisinage de 250m (à gauche) et de 500m (à droite) autour de quelques stations. Les zones terrestres émergées ne sont pas prises en compte.

Pour une distance de voisinage donné, ont été calculés :

- la richesse en habitats
- la diversité d'habitats,
- la rareté des habitats.

Par ailleurs chaque station Poisson fournit ponctuellement:

- la richesse en groupes taxonomiques et fonctionnels,
- la diversité en groupes taxonomiques et fonctionnels,
- la rareté en groupes taxonomiques et fonctionnels.

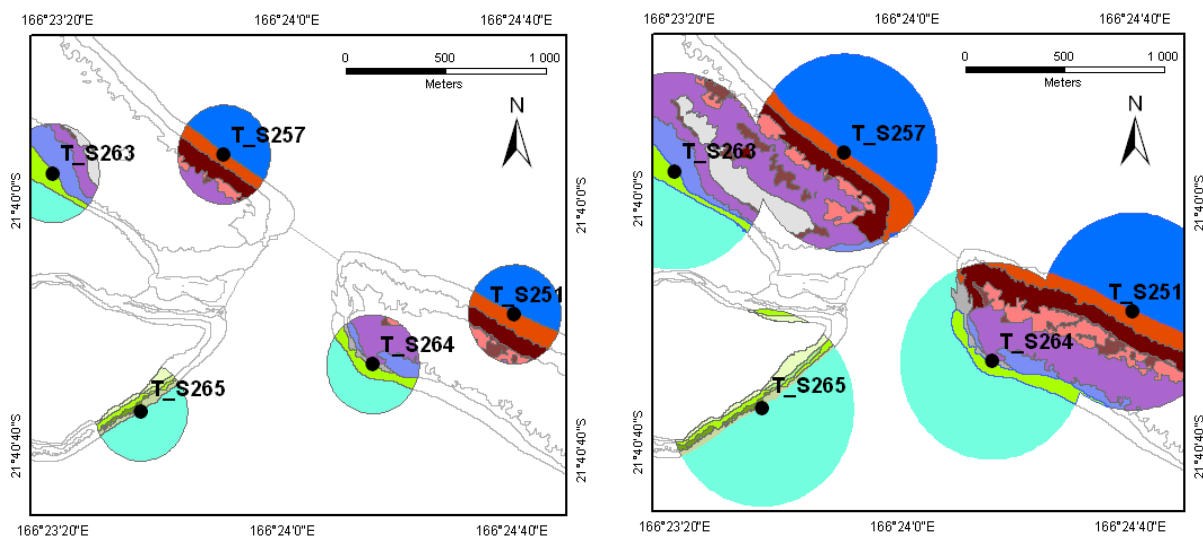


Figure 5 : Cartographies des habitats de niveau 6 situés dans un voisinage de 250m (à gauche) et de 500m (à droite) autour des stations de recensement de poissons. Au delà d'un certain rayon (par ex : 500m), le domaine de voisinage des stations peuvent se chevaucher. Les cercles tronqués sont ceux en interface avec les terres émergés.

Tableau 5 : Formules des différents indices utilisés pour exprimer la rareté et la diversité des habitats et des groupes taxonomiques ou fonctionnels de poissons. Un indice de rareté propre à chaque poisson est calculé comme étant fonction du nombre de stations où le poisson est absent. Un indice de rareté propre à chaque station ou à chaque réseau de station est ensuite défini comme étant la somme des indices de raretés des poissons présents dans ce (cette) réseau (station). Pour la diversité, un indice de Shannon-Wiener est calculé pour chaque station (réseau). Indices de rareté et indice de Shannon-Wiener sont calculés à la fois sur la base des habitats et sur la base des poissons (groupes taxonomiques et fonctionnels). N_{hj} : nombre de sites où l'habitat j n'est pas présent. N_{pi} : nombre de sites où le poisson i n'est pas présent. S_i : Surface de l'habitat i compris dans le réseau de site considéré. S_{tot} : Surface totale des habitats compris dans le réseau de stations considérées.

<i>Indice</i>	<i>Formule</i>
Indice de rareté du poisson i	$I_i = 2^{N_{pi}}$
Indice de rareté en poissons de la station (réseau) a	$I_a = \sum(I_i)$
Indice de rareté de l'habitat j	$I_j = 2^{N_{hj}}$
Indice de rareté en habitats de la station (réseau) a	$I_a = \sum(I_j)$
Indice de diversité des habitats de la station (réseau) a	$H_{ha}' = -\sum(S_i/S_{tot} \times \log_2(S_i/S_{tot}))$
Indice de diversité des poissons de la station (réseau) a	$H_{pa}' = -\sum(A_i \times \log_2(A_i))$

L'indice de rareté attribué à chaque poisson et à chaque habitat est fonction du nombre de stations où ces derniers sont absents (Tableau 5). L'indice de Shannon-Wiener a quand à lui été utilisé pour quantifier la diversité des habitats et des poissons.

2.5. Capacité des habitats à se substituer aux communautés de poissons

2.5.1. Les variables des scénarios de conservation

La richesse, la rareté, et la diversité d'habitats ont été respectivement évaluées en tant que substituts à la richesse, à la rareté, et à la diversité spécifique et fonctionnelle de poissons.

2.5.2. Approche par analyse statistique : corrélation et composition

Pour chaque niveau d'habitat et pour chaque distance de voisinage considérée, la corrélation entre la variable substitut (richesse, diversité ou rareté des habitats) et la variable cible (richesse, diversité ou rareté des poissons) a été évaluée par un test de corrélation de rangs de Kendall. Ce test non paramétrique a été utilisé car les deux variables ne possèdent pas toujours des distributions normales (test de Shapiro ; $n=27$).

Les compositions spécifiques des stations ont été comparées (transformation logarithmique et indice de dissimilarité de Bray-Curtis) et un test de Mantel permet d'indiquer si les stations qui ont des compositions spécifiques et fonctionnelles similaires ont également des habitats similaires dans leur voisinage. Des nMDS (non-Multi-Dimensional Scaling) ont été effectuées pour chaque niveau d'habitat et chaque distance de voisinage et permettent de visualiser les résultats.

2.5.3. Approche par analyse de substitution (*surrogacy analysis*)

Des algorithmes programmés avec le logiciel R ont été utilisés pour générer des réseaux d'AMP en sélectionnant pas à pas les sites selon leur richesse, rareté ou diversité d'habitats.

Trois algorithmes sont testés en parallèle sur les entités considérées, qui sont soit les données d'habitats (scénario « substitut »), soit les données Poissons (scénario de référence) :

- Un algorithme de type « Richesse-complémentarité » permet de sélectionner les sites de manière à augmenter le nombre d'entités prises en compte dans le réseau le plus rapidement possible. La première station intégrée est celle qui présente dans son voisinage le plus grand nombre d'entités. Les stations successivement ajoutées par la

suite sont celles qui possèdent le plus grand nombre d'entités parmi les entités les moins présentes dans le réseau de sites sélectionnés.

- Un algorithme de type « Rareté » permet de sélectionner en priorité à chaque itération le site le plus riche en entités rares.
- Un algorithme de type « diversité complémentarité » sélectionne à chaque itération le site qui permet d'obtenir le réseau d'AMP le plus diversifié en entités (indice de Shannon-Wiener le plus élevé).

La capacité des habitats à se substituer aux communautés de poissons pour un objectif de conservation donné est ensuite évaluée en comparant trois courbes (Fig. 6) :

- la courbe d'accumulation de la variable Poisson considérée (richesse ou rareté ou diversité des poissons) dans le réseau de sites sélectionnés en fonction des scénarios «substituts» habitats (respectivement richesse, rareté ou diversité),
- la courbe d'accumulation dite optimale résultant d'une sélection des sites établie uniquement avec les scénarios de référence Poissons,
- une courbe d'accumulation aléatoire encadrée par un intervalle de confiance, résumant les performances sur les variables Poissons pour 999 réseaux d'AMP générés par sélection aléatoire des sites.

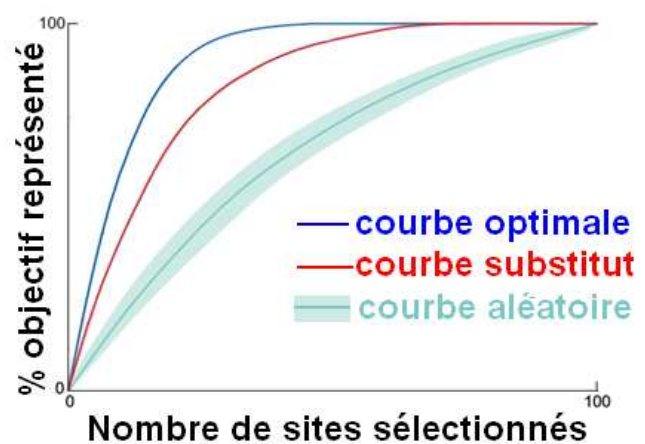


Figure 6 : Exemple de courbes d'accumulation servant de support à l'analyse de substitution. Les habitats sont des bons substituts lorsque la courbe d'accumulation des scénarios « habitats » (en rouge) est proche de la courbe optimale des scénarios « poissons » (en bleu), et au dessus de la courbe moyenne des tirages aléatoires (en vert). Modifiée à partir de Rodrigues et Brooks (2007).

L'utilisation de l'indice SAI (Species Accumulation Index) permet une analyse quantitative des résultats:

$$SAI = \frac{A_{\text{scénario}} - A_{\text{aléatoire}}}{A_{\text{optimal}} - A_{\text{aléatoire}}}$$

Où $A_{\text{scénario}}$, $A_{\text{aléatoire}}$, et A_{optimal} représentent respectivement les surfaces sous les courbes du scénario testé, aléatoire et optimale. Lorsque la valeur du SAI se rapproche de 1, l'habitat est un bon substitut aux communautés de poissons, tandis qu'un SAI proche de 0 indique que le réseau de site sélectionné à partir des habitats n'atteint pas plus efficacement son objectif de conservation qu'un réseau de sites choisis aléatoirement. Un SAI significativement négatif indique quand à lui que le réseau de site sélectionné à partir des habitats est moins efficace qu'un réseau de site choisis aléatoirement.

L'examen systématique des SAI pour l'ensemble des scénarios testés permet d'identifier les meilleures configurations d'habitats et d'algorithmes pour généraliser une approche de design d'AMP par substitution par les habitats, à effectuer cette fois sur l'ensemble du domaine spatial.

2.6. Proposition de réseaux d'AMP à partir des cartographies d'habitats

L'ensemble de la zone de Port-Bouquet a été subdivisée en hexagones réguliers. Chaque hexagone définit une unité de conservation théorique, et donc une AMP potentielle. Le choix des tailles utilisées pour définir le maillage hexagonal est issu de l'analyse de substitution et sont celles pour lesquelles la capacité des habitats à représenter les communautés de poissons est optimale (cf. 3.2. Résultats des analyses de substitution). De même, on ne retient ici que la typologie d'habitats (et la cartographie associée) qui a fourni les meilleurs résultats de substitution.

Les algorithmes de sélection de sites définis en 2.5.3. sont appliqués à l'ensemble des unités de conservation. Ceci permet de leur attribuer un ordre de priorité pour leur intégration dans le réseau d'AMP.

Figure 7 : Corrélations (Tau de Kendall) obtenues entre la richesse, la diversité, la rareté d'habitats et respectivement la richesse, la diversité, et la rareté des groupes taxonomiques (en rouge) et fonctionnels (en blanc) des poissons. Au plus les valeurs de Tau sont proches de 1, au plus la corrélation est bonne. Les boîtes à moustache indiquent de bas en haut : la valeur minimale, le 1^{er} quartile, la médiane, le 3^{ème} quartile, et la valeur maximale. Le nombre de configurations pour lesquelles la corrélation est significative est indiqué au-dessus des boîtes. Le nombre de configurations maximales est 99 pour tous les scénarios. Par exemple, 2 configurations sur 99 présentent des corrélations significatives dans le cas de la richesse taxonomique.

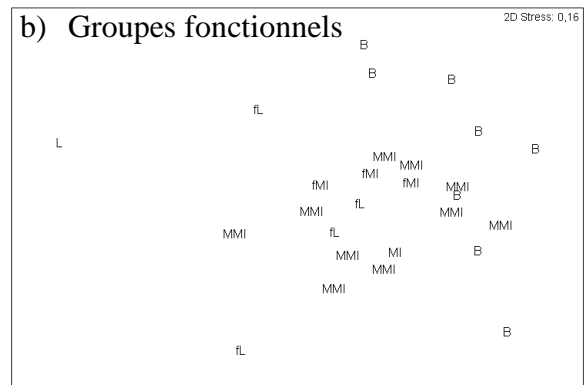
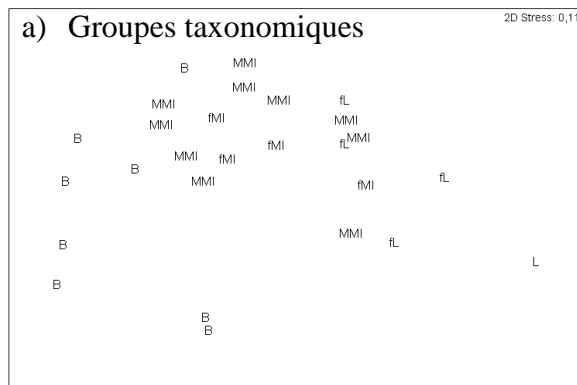
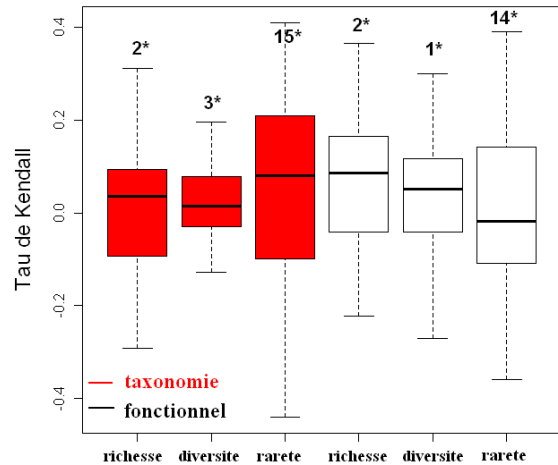


Figure 8 : nMDS regroupant les différentes stations en fonction de leur composition taxonomique a) et fonctionnelle b) de poissons. Pour chaque station, le niveau d'habitat 1a (géomorphologie grossière) est indiqué et permet d'évaluer la structuration des communautés de poissons en fonction des habitats. B : Barrière ; L : Lagon ; MMI : Massif de Mer Intérieure ; fL : frangeant de Lagon ; fMI : frangeant de Mer Intérieure.

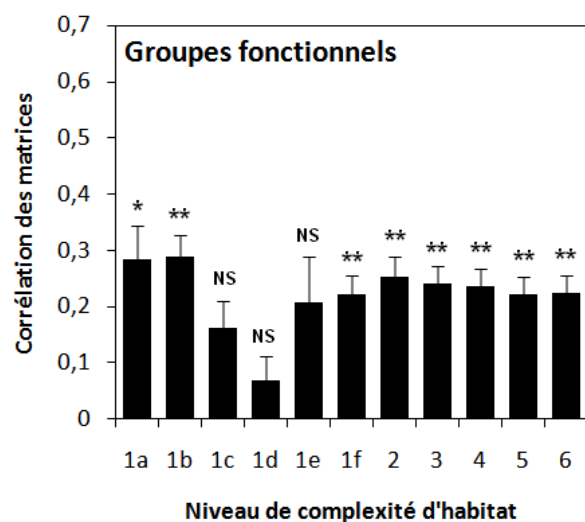
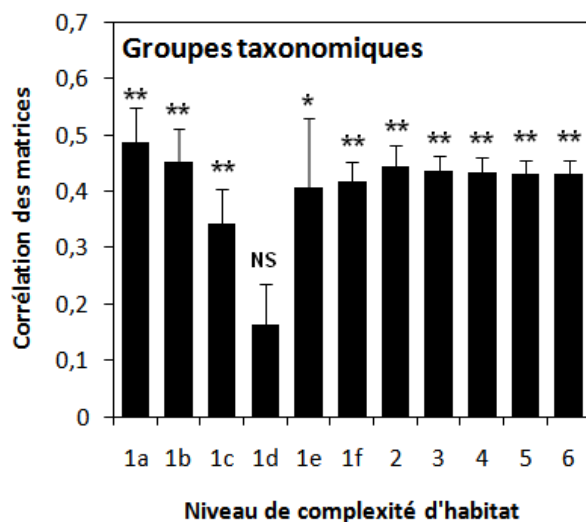


Figure 9 : Corrélations entre la composition d'habitats et la composition des groupes a) taxonomiques ou b) fonctionnels des poissons pour les différents niveaux d'habitats. La variation est obtenue en faisant varier la distance de voisinage. Une corrélation élevée indique une forte structuration des communautés en fonction des habitats. Les résultats des tests de Mantel sont également indiqués : ** $p < 0,01$ pour toutes les distances de voisinage ; * $p < 0,05$ pour toutes les distances de voisinage ; NS : au moins une distance de voisinage présente une corrélation non significative.

3.RESULTATS

3.1.Approche par analyses statistiques

La richesse et la diversité d'habitats sont faiblement corrélées aux richesses et diversités taxonomiques ou fonctionnelles des poissons. La corrélation entre la rareté des habitats et la rareté des groupes de poissons présents dans une station est quand à elle plus variable, et significative pour davantage de configurations (Fig. 7).

En revanche, que ce soit d'un point de vue taxonomique ou fonctionnel, le lien entre les communautés de poissons et les habitats est souvent significatif (Test de Mantel, $p < 0,05$). La figure 8 permet de visualiser cette relation pour le niveau d'habitat 1a (géomorphologie grossière). Une structuration globalement moins forte est observée pour les groupes fonctionnels (Fig. 9), et pour les niveaux d'habitats 1-c (géomorphologie fine), 1-d (topographie), et 1-e (couverture corallienne).

3.2.Approche par analyse de substitution (*surrogacy analysis*)

La figure 10 montre la variabilité des résultats de l'analyse de substitution. Pour tous les scénarios testés, la variabilité observée est importante et résulte d'un effet de la distance de voisinage (Tableau 6). Un effet du niveau d'habitat existe également dans le cas du scénario richesse-complémentarité (Tableau 6). Un effet dû à l'interaction conjointe « niveau d'habitat et distance de voisinage » peut être observé sur la figure 10 mais n'a pas pu être testé puisqu'un seul répliquat est effectué pour une distance et un niveau d'habitat donnés.

La capacité de substitution des habitats aux communautés de poissons est globalement faible et seul le scénario « Rareté » présente des SAI significatifs (Fig. 10e et 10f). Le niveau d'habitat topographique (1d) fournit néanmoins de bons résultats pour le scénario « Diversité-complémentarité », notamment pour une distance de voisinage de 250m (Fig. 10d).

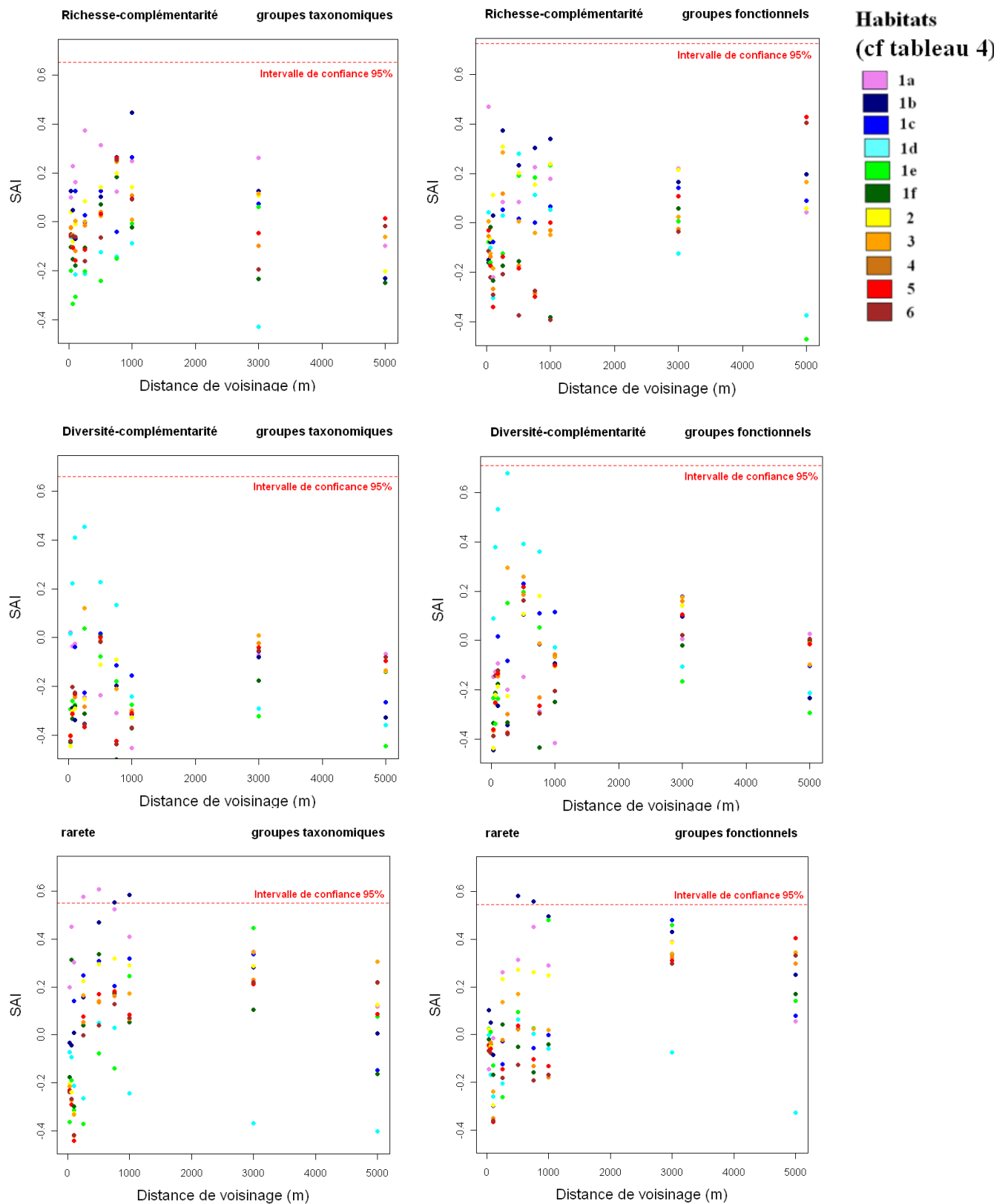


Figure 10 : Capacité de la richesse, la diversité, et la rareté des habitats à se substituer à la richesse, rareté, et diversité des groupes taxonomiques et fonctionnels de poissons lors de la définition d'un réseau d'AMP. Plus le SAI est proche de 1, plus les habitats sont de bons substituts. La capacité des habitats à représenter les communautés de poissons n'est significative que lorsque le SAI est supérieur à l'intervalle de confiance à 95% (basé sur 999 tirages aléatoires). Elle est meilleure pour le scénario « Rareté » (e) et (f), ainsi que pour le scénario « Diversité-complémentarité » avec le niveau d'habitat « topographique » (c) et (d).

4.DISCUSSION

4.1.Pertinence et complémentarité des différentes méthodes

L'analyse de structuration des communautés, l'analyse de corrélation, et l'analyse de substitution fournissent des résultats contradictoires dans plusieurs cas, mais permettent d'appréhender l'organisation de la diversité au sein de la zone.

La faible corrélation observée entre les statistiques d'habitats et les statistiques des poissons (Fig. 7) semble en contradiction avec la bonne structuration des communautés de poissons selon les habitats (Fig. 8 et 9). Cela suggère que tous les habitats ne sont pas équivalents en terme de diversité taxonomique et fonctionnelle de poissons et donc que le paramètre « nombre d'habitats » ne joue qu'un rôle mineur dans la structuration des communautés de poissons. Un site qui ne contient qu'un habitat caractérisé par une forte diversité de poissons, peut être plus diversifié en poissons qu'un site contenant plusieurs habitats, chacun caractérisés par des diversités faibles de poissons. Une telle situation est courante en écologie et la présente étude, effectuée sur l'hypothèse que tous les habitats sont équivalents en terme de diversité de poissons, fourni des résultats qui doivent être considérés avec précaution.

La structuration plus faible des communautés de poissons observée en fonction du niveau d'habitats topographiques (Fig. 9) est en contradiction avec McCormick (1994) et Mellin et al. (2009) qui le mentionnent comme étant un paramètre clé expliquant les variables des communautés de poissons. La diversité d'habitats topographiques apparaît néanmoins comme le substitut le plus efficace à la diversité taxonomique et fonctionnelle des communautés de poissons (Fig. 10) et justifie son utilisation en tant qu'estimateur de la diversité dans de nombreuses études (Dunn et Halpin, 2009).

La corrélation plus élevée observée pour la rareté (Fig. 7) est en accord avec l'analyse de substitution (Fig. 10): les distances de voisinage et niveaux de caractérisation des habitats qui présentent une corrélation significative avec la rareté Poissons (fonctionnelle ou taxonomique) correspondent à ceux pour lesquels le SAI est élevé (Fig. 11c). Une telle relation n'est cependant pas observée pour les scénarios richesse-complémentarité (Fig. 11a) et diversité-complémentarité (Fig. 11b). Pour ces scénarios, une forte corrélation entre le substitut et sa cible n'est pas synonyme d'une bonne capacité de substitution.

Tableau 6 : Résultats du test non paramétrique de Sheirer-Ray-Hare. Une p-value significative indique qu'il existe un effet du facteur considéré. * : différence significative à 5% ; ** à 1% ; *** à 0,1%

<i>Scenario</i>	<i>Cible de conservation</i>	<i>Facteur</i>	<i>H</i>	<i>p</i>
Rich-comp	Groupes taxonomiques	Habitats	37,96	<0,001***
		Distance de voisinage	23,58	0,003**
	Groupes fonctionnels	Habitats	23,56	0,005**
		Distance de voisinage	17,08	0,030*
Rareté	Groupes taxonomiques	Habitats	13,55	0,139
		Distance de voisinage	26,52	<0,001***
	Groupes fonctionnels	Habitats	13,39	0,146
		Distance de voisinage	32,87	<0,001***
Diversité-comp	Groupes taxonomiques	Habitats	13,55	0,139
		Distance de voisinage	26,52	0,001***
	Groupes fonctionnels	Habitats	13,39	0,146
		Distance de voisinage	32,87	<0,001***

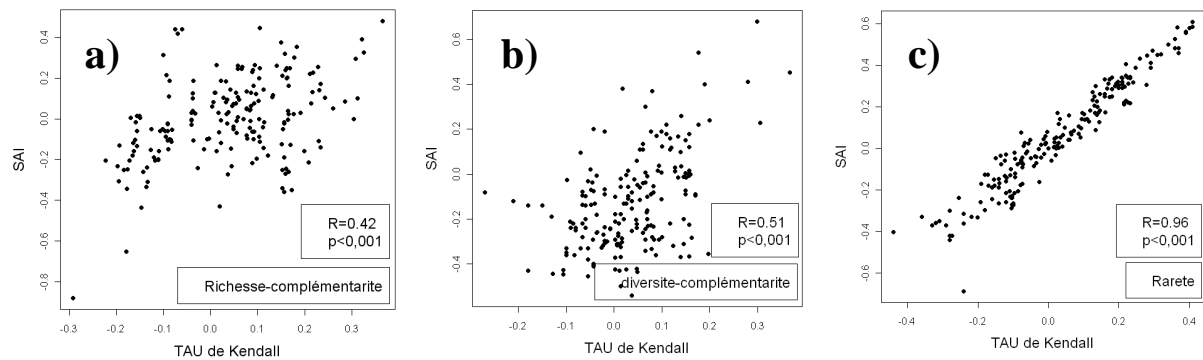


Figure 11 : Concordance entre l’approche par corrélation (Tau de Kendall) et l’approche par substitution (SAI) pour les scénarios richesse-complémentarité, diversité-complémentarité et rareté. Le test de corrélation entre le Tau de Kendall et le SAI est effectué sans distinguer les scénarios taxonomiques et fonctionnels (N=192). Une bonne corrélation indique une bonne concordance des résultats entre les deux approches.

Cette contradiction apparente entre les deux approches dans le cas de la richesse et de la diversité peut s’expliquer par plusieurs raisons. L’algorithme de Richesse-complémentarité ne sélectionne pas les sites qui ont le plus d’habitats, mais ceux qui ont le plus d’habitats non inclus dans le réseau de sites sélectionnés. De même, l’algorithme de Diversité-complémentarité ne sélectionne pas les sites qui sont les plus diversifiés, mais ceux qui permettent d’obtenir, à chaque itération, le réseau le plus diversifié. Cette notion de complémentarité, présente dans l’analyse de substitution, n’est pas centrale dans l’analyse par corrélation et explique les résultats parfois contradictoires (Williams et al., 2006; Dalleau et al., 2010). Une distribution trop homogène du substitut (Beger et al., 2007), ou un effet essentiellement déterminé par un nombre restreint de stations peuvent également en être la cause: un réseau qui intègre rapidement une ou deux stations riches en poissons permettra d’obtenir de bons résultats avec une approche par substitution, tandis que l’approche par corrélation reflète une tendance plus générale, sur l’ensemble des stations.

Ainsi, le lien entre les analyses de corrélation, de composition et de substitution n’est pas forcément évident et leur intérêt respectif dépend du plan de conservation : les analyses de corrélations et de compositions peuvent s’avérer utiles pour recenser la diversité, tandis que l’analyse par substitution est plus adéquate lors de la définition de réseaux d’AMP car permet d’entrer directement dans la problématique du design d’AMP (Ward et al., 1999; Gladstone, 2002; Sarkar et al., 2005; Beger et al., 2007; Dalleau et al., 2010).

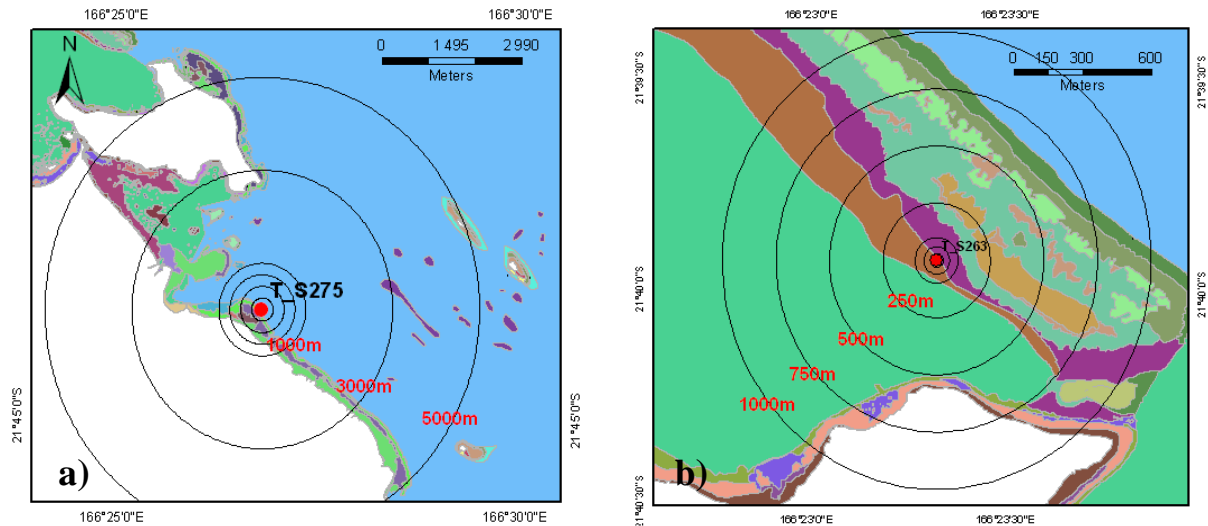


Figure 12 : Cartographies d'habitats (niveau de complexité 6) dans le voisinage des stations a) T_S275 et b) T_S263. Lorsque les distances de voisinages sont élevées, ces stations possèdent une plus grande diversité d'habitats car elles sont situées à l'intersection de grands groupes géomorphologiques.

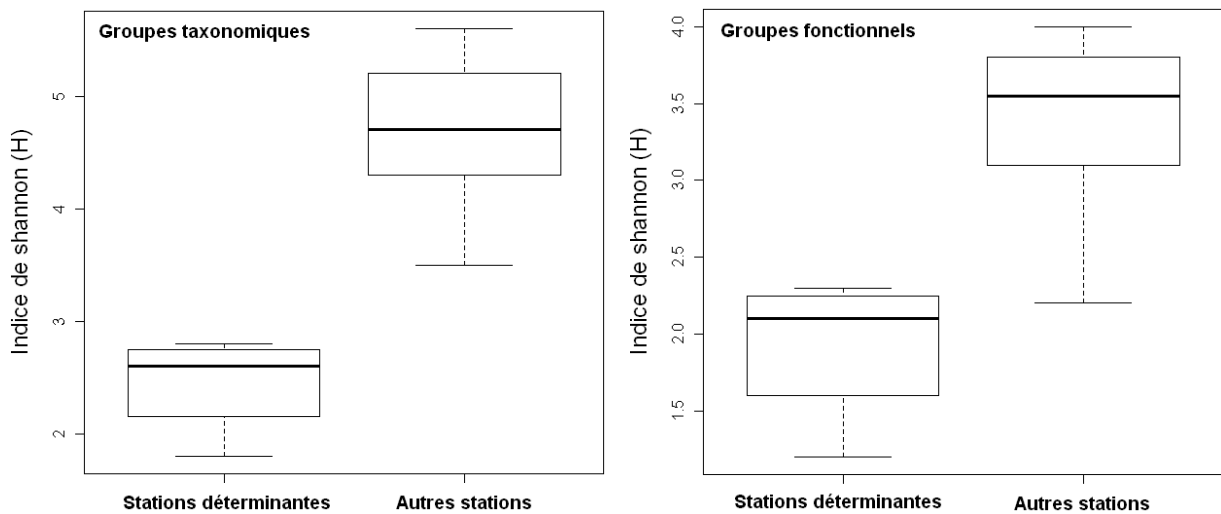


Figure 13 : Valeur minimale, 1^{er} quartile, médiane, 3^{ème} quartile et valeur maximale des indices de Shannon-Wiener calculés sur les données taxonomiques et fonctionnelles de poissons pour les stations jugées déterminantes dans la valeur du SAI (stations T_S252, T_S263, T_S264, T_S265 dans les deux cas, ainsi que T_S275 pour les groupes fonctionnels). Les stations qui déterminent le SAI sont des stations fortement dominées par un ou deux groupes taxonomiques ou fonctionnels (indice de Shannon-Wiener faible). Leur sélection plus rapide par l'algorithme aux grandes distances de voisinage (en raison de la diversité plus importante d'habitats qu'ils possèdent à ces distances) entraîne un SAI plus faible.

4.2. Capacité d'un scénario « habitats » à représenter les communautés de poissons dans un réseau d'AMP

Les résultats d'efficacité des substituts à représenter une cible de conservation sont très variables dans la littérature, et dépendent du site étudié, du substitut, de la cible, et de la méthode (algorithme) utilisée (Rodrigues et Brooks, 2007; Grantham et al., 2010). Nos résultats sont en accord avec les conclusions du travail bibliographique effectué par Rodrigues et Brooks (2007) qui montre que la capacité des substituts à représenter une cible est variable, mais globalement faible. Néanmoins, les causes précises de cette variation restent méconnues et peu documentées. Leur identification est difficile car la grande variabilité nécessite une étude au cas par cas, et les conclusions sont rarement généralisables (Hess et al., 2006). Nous nous attachons par la suite à mettre en évidence les effets qui nous semblent caractéristiques et permettent d'expliquer les résultats obtenus pour chaque scénario, et donc d'évaluer la pertinence réelle des habitats en tant que substituts aux communautés de poissons (Fig. 1c).

4.2.1. Cas des scénarios « Richesse-complémentarité » et « Diversité-complémentarité »

Pour les scénarios « Richesse-complémentarité » et « Diversité-complémentarité », la distribution spatiale des habitats (inhérente au site) et la distribution des stations Poissons (inhérente à l'étude) influence leur capacité de substitution aux communautés de poissons. Ainsi, pour les grands voisinages, se sont les stations situées à l'intersection de grands groupes géomorphologiques qui sont sélectionnées en priorité. En d'autres termes, entre plusieurs stations appartenant à la même structure géomorphologique, les stations prioritairement sélectionnées sont celles qui sont le plus proche d'un autre ensemble géomorphologique. La station T_S275 par exemple, est sélectionnée rapidement par les algorithmes aux distances de voisinage d'au moins 3000m, alors qu'elle ne l'est pas pour les distances plus petites (Fig. 12a). Ou encore, la station T_S263 est rapidement sélectionnée pour un voisinage de 750m, alors qu'elle ne l'est pas pour des distances plus faibles (Fig. 12b). Ces deux stations (T_S275 et T_S263) sont dominées par une ou deux espèces étudiées : *Pomacentrus smithi* (Fowler et Bean, 1928) pour la station T_S263 ainsi que *Pomacentrus lepidogenys* (Fowler et Bean, 1928) et *Neopomacentrus nemurus* (Bleeker, 1857) pour la station T_S275. Elles font en conséquence partie des stations qui possèdent un indice de Shannon-Wiener particulièrement faible (Fig. 13), et l'ajout rapide de ces stations au

réseau contribue aux plus faibles SAI observés aux grandes distances de voisinages (Fig. 10). Pour les scénarios « Richesse-complémentarité » et « Diversité-complémentarité », la capacité des habitats à représenter les communautés de poissons est ainsi optimale lorsque les stations les plus riches et diversifiées en poissons ont davantage d'habitats dans leur voisinage que les autres stations, et inversement. Néanmoins, lorsque ces stations sont peu nombreuses, l'ajout d'une ou deux d'entre elles suffit à déterminer la valeur du SAI et des résultats complètement différents peuvent être obtenus, même pour deux distances de voisinage proches. Cette forte variation observée pour un même scénario (Fig.10) montre que les résultats nécessitent d'être considérés avec précaution car dépendent étroitement du plan d'échantillonnage.

Lorsque les distances de voisinages sont très petites et les niveaux d'habitats sont simples, de nombreuses stations ont la même composition en habitats et le choix de l'une ou l'autre des stations est alors attribué au hasard par les algorithmes. Ainsi la station T_S268, très riche en poissons et déterminante dans le cas de la sélection par « Richesse-complémentarité », possède une chance sur quatre au premier tirage d'être sélectionnée lorsque le niveau d'habitat considéré est le niveau 1a (géomorphologie « grossière ») et une chance sur deux d'être sélectionnée au niveau d'habitat de complexité maximale (niveau 6). Lors de la définition d'un réseau d'AMP par « Richesse-complémentarité », il est ainsi préférable d'utiliser les niveaux d'habitats plus complexes limitant l'homogénéisation des caractéristiques Habitats autour des stations Poissons, de façon à limiter l'influence du hasard. Le scénario « Diversité-complémentarité » n'est quand à lui pas concerné par cette remarque puisqu'il utilise les surfaces des habitats, et évite l'existence de stations équivalentes en terme de composition d'habitats dans un voisinage donné.

4.2.2.Cas du scénario « Rareté »

Le scénario « Rareté » apparaît en premier abord prometteur quand à l'utilisation des habitats en tant que substituts aux communautés de poissons. Néanmoins, ce scénario est sensible à plusieurs biais qui limitent son intérêt :

Premièrement, un habitat très représenté sur l'ensemble de la carte peut être considéré comme « rare » dans l'étude, si la répartition des stations d'échantillonnage Poissons n'est pas

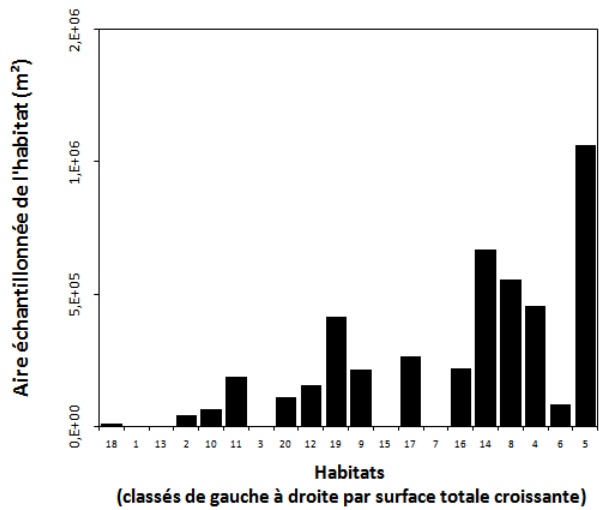


Figure 14 : Contraste entre l'aire échantillonnée pour chaque habitat (niveau de complexité : 1b et pour une distance de voisinage de 250m) et leur surface sur l'ensemble de la carte (les habitats sont rangés en abscisses de gauche à droite selon leur surface croissante présente sur l'ensemble de la zone de Port-Bouquet). Les habitats « 16 » et « 6 » sont bien représentés sur l'ensemble de carte mais apparaissent comme rares car peu échantillonné).

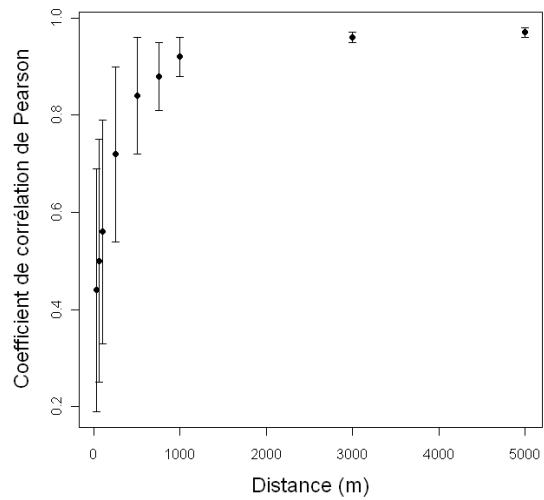


Figure 15 : Coefficient de corrélation entre la surface échantillonnée de chaque habitat et leur surface totale sur l'ensemble de la carte, en fonction de la distance de voisinage considérée. La variation est obtenue en faisant varier le niveau d'habitat. Plus le voisinage augmente de taille, plus la corrélation est évidemment proche de 1.

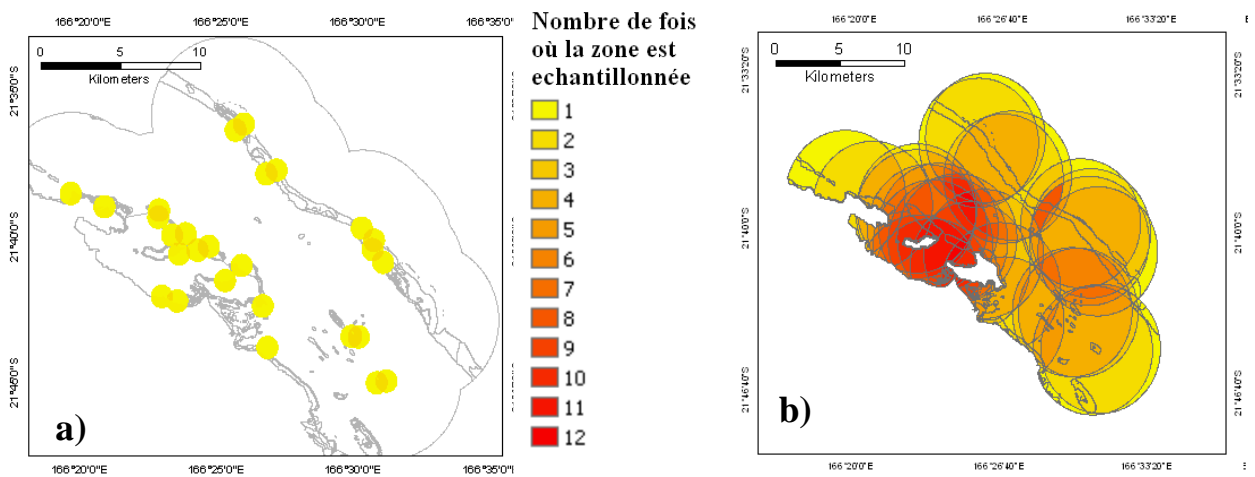


Figure 16 : Identification des zones sur-échantillonnées (i.e. présentes dans les voisinages de plusieurs sites) et introduisant un biais dans le calcul de l'indice de rareté pour des distances de voisinage 750m (a) et 5000m (b).

représentative des habitats de l'ensemble de la carte. Ainsi, l'habitat « *Platier Intertidal* » (numéroté « 16 » sur la figure 14) est peu représenté dans le voisinage des stations alors que sa surface sur l'ensemble de la carte est parmi les plus élevées. Naturellement, lorsque la distance de voisinage considérée augmente, les surfaces échantillonnées de chaque habitats se rapprochent de leurs surfaces totales, et le biais dû à l'échantillonnage Poisson et à la position des stations diminue (Fig. 15).

Un deuxième biais a pu être observé pour le scénario « Rareté », et résulte également de l'échantillonnage Poisson. L'indice de rareté d'un habitat a été défini comme fonction du nombre de sites autour desquels l'habitat est rencontré. Ceci implique qu'un habitat effectivement rare et présent par exemple dans une unique zone, peut toutefois se trouver dans le voisinage d'une station A et dans le voisinage d'une station B si elles sont proches ou si le voisinage considéré est grand. Cet habitat sera donc comptabilisé comme présent dans 2 stations. Ce biais est d'autant plus grand que les distances de voisinage considérées sont élevées. Un habitat présent sur la barrière sera ainsi considéré comme plus rare uniquement parce que le nombre de sites de prélèvement est plus faible sur la barrière ou parce que celle-ci est éloignée des stations côtières. La figure 16 montre les zones de la carte sur-échantillonnées pour des distances de voisinage de 750m (Fig. 16a) et de 5000m (Fig. 16b).

Ainsi, la possibilité de conclure sur la capacité des habitats à se substituer à la rareté taxonomique et fonctionnelle de poissons apparaît très dépendante du nombre et de la localisation des stations de recensement de poissons. Toute conclusion générique serait donc hâtive et peu robuste qu'en à une généralisation à d'autres sites.

4.3. Définition de réseaux d'AMP

Les résultats de substitution (cf 3.2.) ont permis d'identifier les configurations pour lesquelles les habitats permettent une bonne représentation des communautés de poissons. L'analyse des résultats (cf 4.2.) a permis quant à elle de distinguer les résultats qui sont le fruit de la structuration spatiale, de ceux qui résultent du hasard ou d'un effet échantillonnage. Cette distinction est importante car de bons résultats obtenus à partir des 27 stations Poissons, mais sur la base du hasard (cas du scénario « Richesse-complémentarité) ou de l'échantillonnage (cas du scénario « Rareté »), ne présage en rien de bons résultats de substitution pour un réseau qui sera établi d'après l'ensemble des habitats de toute la zone de Port-Bouquet (Fig. 1d). Dans ces conditions, définir un réseau d'AMP sur l'ensemble de la zone sur la base du scénario « Rareté » des habitats n'est pas judicieux, malgré les bons SAI obtenus (Fig. 10e et 10f). Le scénario « Diversité - complémentarité » présente quant à lui des valeurs de SAI proches de la

significativité. Les bons résultats obtenus sont attribués à la structuration spatiale des habitats et non au hasard ou à l'effet échantillonnage. La mise en place d'un réseau d'AMP apparaît alors fiable et a été effectuée selon les conditions pour lesquelles les SAI sont les plus proches de 1: les cartographies d'habitats 1d (topographie) et pour des sites candidats de 500m de large (Fig. 10).

La figure 17 localise géographiquement les unités de conservation sélectionnées en priorité par l'algorithme « Diversité-complémentarité » (Fig. 17a), et indique la diversité d'habitats présents dans le réseau à chaque ajout d'une station (Fig. 17b). Les sites qui possèdent déjà le statut d'AMP (en bleu) ne permettent de représenter qu'une faible partie de la diversité des habitats et mettent en évidence la nécessité d'établir un plan d'extension du réseau actuel d'AMP dans la zone de Port-Bouquet. Un ordre de priorité des sites à ajouter au réseau actuel est proposé (Fig. 17a) de manière à représenter au mieux la diversité des communautés de poissons. Le nombre d'AMP à inclure est laissé au choix du gestionnaire car dépend de nombreux facteurs socio-économiques qui dépassent cette étude (Margules et Pressey, 2000). Il est néanmoins intéressant de noter qu'au-delà de 50 unités de conservation, ajouter davantage de sites ne permet plus d'augmenter la diversité d'habitats du réseau (Fig. 17b). Pour un nombre de site encore plus élevé (non représenté ici), ajouter un site ne fait qu'ajouter au réseau des habitats déjà très représentés, et diminue l'indice de Shannon-Wiener.

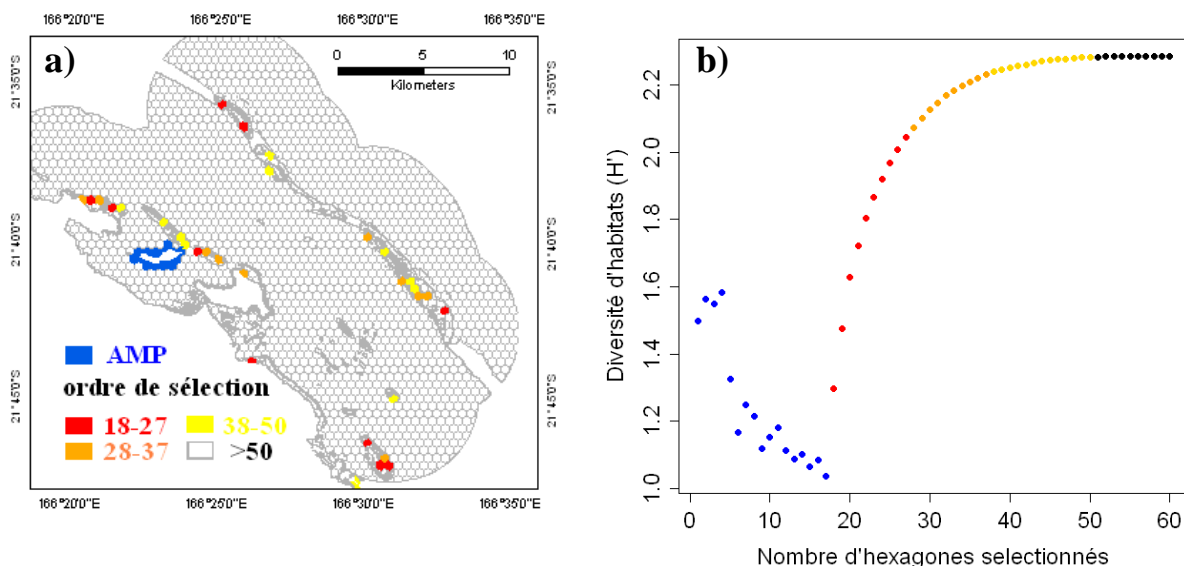


Figure 17 : Localisation géographique (a) des 17 unités de conservations qui possèdent déjà le statut d'AMP (en bleu), et de celles sélectionnées en priorité par l'algorithme de diversité-complémentarité (du rouge au jaune). Les sites les plus prioritaires (ordre de sélection par l'algorithme compris entre 18 et 27) sont représentés en rouge, puis en orange (ordre de sélection compris entre 28 et 37), puis en jaune (ordre de sélection compris entre 38 et 50). Au-delà de 50 unités de conservations sélectionnées, en ajouter d'autre n'augmente plus la diversité d'habitats représentée, et les sites n'ont donc pas été colorés. La figure (b) indique la diversité d'habitats incluse dans le réseau à chaque fois qu'une unité de conservation est ajoutée.

5. CONCLUSION

L'utilisation des habitats en tant que substituts aux communautés de poissons apparaît prometteuse lors de la mise en place de réseaux d'aires marines protégées. Les habitats ne sont pas les seules variables continues qui peuvent être utilisées en tant que substitut (Faith et Walker, 1996), mais leur cartographie, facilitée par la disponibilité grandissante d'images satellite à très hautes résolutions (Mellin et al., 2009), a déjà été réalisée pour un grand nombre de sites. Néanmoins, leur efficacité en tant que substituts aux communautés de poissons est très variable selon les échelles spatiales et la définition d'habitats considérées. Notre étude, bien que restreinte à la zone de Port-Bouquet, souligne la nécessité de déterminer précisément quels sont les facteurs intervenants. De « bons » résultats issus de l'analyse de substitution peuvent en effet être, en réalité, le reflet du hasard ou d'un biais dû à l'échantillonnage. Une analyse effectuée sur l'ensemble de la Nouvelle-Calédonie et utilisant un grand nombre de stations permettrait de réduire l'effet individuel de chaque station et donc l'effet « échantillonnage ».

La méthode utilisée dans cette étude est intéressante car permet de tester différentes échelles spatiales et d'identifier précisément les configurations pour lesquelles les habitats sont de bons substituts aux communautés de poissons. Par ailleurs, l'analyse de substitution apparaît comme la méthode la plus adéquate lors de la définition de réseaux d'AMP.

Finalement, des zones prioritaires à conserver et une indication sur le nombre d'AMP à inclure au réseau ont pu être proposées, sur la base de la topographie, et pour des AMP de 500m de large. La taille des AMP détermine souvent leur efficacité (Bohnsack, 1998; Roberts et Hawkins, 2000), puisqu'une trop petite taille la rend inefficace (Hargreaves-Allen et Mourato, 2011) tandis qu'une trop grande taille pénalise les activités de pêche (Halpern et Warner, 2003). Il convient donc maintenant de déterminer dans quelles mesures un réseau d'AMP de 500m de large permet un bon compromis entre les différents facteurs intervenants (conservation et écotourisme, pêche sportive ou artisanale, et pêche commerciale).

Par ailleurs, la notion de « réseau » employée dans cette étude est incomplète dans la mesure où la connectivité entre AMP n'a pas été abordée. Les mécanismes de migration et de dispersion sont primordiaux en dynamique des populations et leur étude constitue une perspective intéressante pour établir un réseau consistant d'un point de vu du maintien des communautés, et non uniquement d'un point de vu de leur représentativité.

6. BIBLIOGRAPHIE

- Andréfouët, S., Muller-Karger, F.E., Robinson, J.A., Kranenburg, C., Torres-Pulliza, D., Spraggins, S.A., Murch, B., 2006. Global assessment of modern coral reef extent and diversity for regional science and management applications: a view from space. *Proceedings of 10th International Coral Reef Symposium*, 1732-1745.
- Andréfouët, S., 2008. Coral Reef Habitat Mapping using Remote Sensing: A User vs Producer Perspective. *Implications for Research, Management and Capacity Building. Spatial Science* 53 (1), 113-129.
- Andréfouët, S., 2010. Reef Typology. *Encyclopedia of Modern Coral Reefs*, 906-910
- Andréfouët, S., Wantiez, L., 2010. Characterizing the diversity of coral reef habitats and fish communities found in a UNESCO World Heritage Site: The strategy developed for Lagoons of New Caledonia. *Marine Pollution Bulletin* 61 (7-12), 612-620.
- Battistini, R., Bourrouilh, F., Chevalier, J.P., Coudray, J., Denizot, M., Faure, G., Fisher, J.C., Guilcher, A., Harmelin-Vivien, M., Jaubert, J., Laborel, J., Masse, J.P., Maugé, L.A., Montaggioni, L., Peyrot-Clausade, M., Pichon, M., Plante, R., Plaziat, J.C., Plessis, Y., Richard, G., Salvat, B., Thomassin, B., Vasseur, P., Weydert, P., 1975. *Eléments de terminologie récifale indopacifique. Tethys* 7, 1-111.
- Beger, M., McKenna, S.A., Possingham, H.P., 2007. Effectiveness of Surrogate Taxa in the Design of Coral Reef Reserve Systems in the Indo-Pacific. *Conservation Biology* 21 (6), 1584-1593.
- Bohnsack, J.A., 1998. Application of marine reserves to reef fisheries management. *Australian Journal of Ecology* 23 (3), 298-304.
- Bonn, A., Gaston, K.J., 2005. Capturing biodiversity: selecting priority areas for conservation using different criteria. *Biodiversity and Conservation* 14 (5), 1083-1100.
- Brooks, T., Da Fonseca, G.A.B., Rodrigues, A.S.L., 2004. Species, Data, and Conservation Planning. *Conservation Biology* 18 (6), 1682-1688.
- Chabanet, P., 1994. Etude des relations entre les peuplements benthiques et les peuplements ichtyologiques sur le complexe récifal de St-Gilles La Saline, île de La Réunion. Thèse Environ.Marin, Univ. Aix-Marseille III.
- 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 (7-12), 598-611.
- Chettri, N., 2009. Cross-taxon congruence in a trekking corridor of Sikkim Himalayas: Surrogate analysis for conservation planning. *Journal for Nature Conservation* 18 (2), 75-88.
- Clua, E., Legendre, P., Vigliola, L., Magron, F., Kulbicki, M., Sarramegna, S., Labrosse, P., Galzin, R., 2006. Medium scale approach (MSA) for improved assessment of coral reef fish habitat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 333 (2), 219-230.
- Costello, M.J., Bouchet, P., Emblow, C.S., Legakis, A., 2006. European marine biodiversity inventory and taxonomic resources : state of the art and gaps in knowledge. *Marine Ecology Progress Series* 316, 257-268.

- Dalleau, M., Andréfouët, S., Wabnitz, C.C.C., Payri, C., Wantiez, L., Pichon, M., Friedman, K.I.M., Vigliola, L., Benzoni, F., 2010. Use of Habitats as Surrogates of Biodiversity for Efficient Coral Reef Conservation Planning in Pacific Ocean Islands. *Conservation Biology* 24 (2), 541-552.
- Done, T.J., 1982. Patterns in the distribution of coral communities across the central Great Barrier Reef. *Coral Reefs* 1 (2), 95-107.
- Dunn, D., Halpin, P., 2009. Rugosity-based regional modeling of hard-bottom habitat. *Marine Ecology Progress Series* 377, 1-11.
- Faith, D.P., Walker, P.A., 1996. Environmental diversity: on the best-possible use of surrogate data for assessing the relative biodiversity of sets of areas. *Biodiversity and Conservation* 5 (4), 399-415.
- Favreau, J., Drew, C., Hess, G., Rubino, M., Koch, F., Eschelbach, K., 2006. Recommendations for Assessing the Effectiveness of Surrogate Species Approaches. *Biodiversity and Conservation* 15 (12), 3949-3969.
- Ferrier, S., Watson, G., 1997. An evaluation of the effectiveness of environmental surrogates and modelling techniques in predicting the distribution of biological diversity. *Environment Australia, Canberra, Australia*.
- Galzin, R., Lecchini, D., Williams, J., T., Planes, S., Menou, J., Louis, 2006. Diversité de l'ichtyofaune corallienne à Rapa (Polynésie Française). *Cybium* 30 (3), 221-234.
- Gladstone, W., 2002. The potential value of indicator groups in the selection of marine reserves. *Biological Conservation* 104 (2), 211-220.
- Grantham, H.S., Pressey, R.L., Wells, J.A., Beattie, A.J., 2010. Effectiveness of Biodiversity Surrogates for Conservation Planning: Different Measures of Effectiveness Generate a Kaleidoscope of Variation. *PLoS ONE* 5 (7), 114-130.
- Grimaud, J., Kulbicki, M., 1998. Influence de la distance à l'océan sur les peuplements ichtyologiques des récifs frangeants de Nouvelle-Calédonie. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series III - Sciences de la Vie* 321 (11), 923-931.
- Halpern, B.S., Warner, R.R., 2003. Review Paper. Matching marine reserve design to reserve objectives. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 270 (1527), 1871-1878.
- Hargreaves-Allen, V., Mourato, S., 2011. A Global Evaluation of Coral Reef Management Performance: Are MPAs Producing Conservation and Socio-Economic Improvements? *Environmental Management* 47, 684-700.
- Hess, G.R., Bartel, R.A., Leidner, A.K., Rosenfeld, K.M., Rubino, M.J., Snider, S.B., Ricketts, T.H., 2006. Effectiveness of biodiversity indicators varies with extent, grain, and region. *Biological Conservation* 132 (4), 448-457.
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P.J., Hooten, A.J., Steneck, R.S., Greenfield, P., Gomez, E., Harvell, C.D., Sale, P.F., Edwards, A.J., Caldeira, K., Knowlton, N., Eakin, C.M., Iglesias-Prieto, R., Muthiga, N., Bradbury, R.H., Dubi, A., Hatziolos, M.E., 2007. Coral Reefs Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification. *Science* 318 (5857), 1737-1742.
- Holmlund, C.M., Hammer, M., 1999. Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological Economics* 29 (2), 253-268.

- Hopley, D., 1983. Morphological classification of shelf reefs : a critique with special reference to the Great Barrier Reef. *Perspectives on Coral Reefs*. Canberra, Australia: Brian Clouston Publisher and AIMS, 180-199.
- Hughes, T.P., Baird, A.H., Bellwood, D.R., Card, M., Connolly, S.R., Folke, C., Grosberg, R., Hoegh-Guldberg, O., Jackson, J.B.C., Kleypas, J., Lough, J.M., Marshall, P., Nyström, M., Palumbi, S.R., Pandolfi, J.M., Rosen, B., Roughgarden, J., 2003. Climate Change, Human Impacts, and the Resilience of Coral Reefs. *Science* 301 (5635), 929-933.
- Kennedy, D.M., Woodroffe, C.D., 2002. Fringing reef growth and morphology: a review. *Earth-Science Reviews* 57 (3-4), 255-277.
- Kent, R., Carmel, Y., 2011. Evaluation of five clustering algorithms for biodiversity surrogates. *Ecological Indicators* 11 (3), 896-901.
- Lombard, A.T., Cowling, R.M., Pressey, R.L., Rebelo, A.G., 2003. Effectiveness of land classes as surrogates for species in conservation planning for the Cape Floristic Region. *Biological Conservation* 112 (1-2), 45-62.
- Luckhurst, B.E., Luckhurst, K., 1978. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology* 49 (4), 317-323.
- Margules, C.R., Pressey, R.L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405 (6783), 243-253.
- McClanahan, T.R., Marnane, M.J., Cinner, J.E., Kiene, W.E., 2006. A Comparison of Marine Protected Areas and Alternative Approaches to Coral-Reef Management. *Current Biology* 16 (14), 1408-1413.
- McCormick, M., 1994. Comparison of field methods for measuring surface topography and their associations with a tropical reef fish assemblage. *Marine Ecology Progress Series* 112, 87-96.
- Mellin, C., Andréfouët, S., Kulbicki, M., Dalleau, M., Vigliola, L., 2009. Remote sensing and fish-habitat relationships in coral reef ecosystems: Review and pathways for multi-scale hierarchical research. *Marine Pollution Bulletin* 58 (1), 11-19.
- Mumby, P.J., Broad, K., Brumbaugh, D.R., Dahlgren, C.P., Harborne, A.R., Hastings, A., Holmes, K.E., Kappel, C.V., Micheli, F., Sanchirico, J.N., 2008. Coral Reef Habitats as Surrogates of Species, Ecological Functions, and Ecosystem Services. *Conservation Biology* 22 (4), 941-951.
- Nyström, M., Folke, C., Moberg, F., 2000. Coral reef disturbance and resilience in a human-dominated environment. *Trends in Ecology & Evolution* 15 (10), 413-417.
- Pressey, R.L., Humphries, C.J., Margules, C.R., Vane-Wright, R.I., Williams, P.H., 1993. Beyond opportunism: Key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology & Evolution* 8 (4), 124-128.
- Rebelo, A.G., Siegfried, W.R., 1992. Where Should Nature Reserves Be Located in the Cape Floristic Region, South Africa? Models for the Spatial Configuration of a Reserve Network Aimed at Maximizing the Protection of Floral Diversity. *Conservation Biology* 6 (2), 243-252.
- Roberts, C.M., 1995. Effects of Fishing on the Ecosystem Structure of Coral Reefs. *Conservation Biology* 9 (5), 988-995.

- Roberts, C.M., Hawkins, J.P., 2000. Fully-protected marine reserve: a guide WWF Endangered Seas Campaign, 1250 24th Street, NW, Washington, DC 20037, USA and Environment Department, University of York, York, YO10 5DD, UK.
- Rodrigues, A.S.L., Brooks, T.M., 2007. Shortcuts for Biodiversity Conservation Planning: The Effectiveness of Surrogates. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 38 (1), 713-737.
- Sarkar, S., Justus, J., Fuller, T., Kelley, C., Garson, J., Mayfield, M., 2005. Effectiveness of Environmental Surrogates for the Selection of Conservation Area Networks
Efectividad de Sustitutos Ambientales para la Selección de Redes de Áreas de Conservación. *Conservation Biology* 19 (3), 815-825.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Whichmann, M.C., Schwager, M., Jeltsch, F., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31, 79-92.
- Tompkins, E.L., Adger, W.N., 2004. Does adaptative management of natural resources enhance resilience to climate change? *Ecology and Society* 9(2) (10).
- Tulloch, A., Possingham, H.P., Wilson, K., 2011. Wise selection of an indicator for monitoring the success of management actions. *Biological Conservation* 144 (1), 141-154.
- Ward, T.J., Vanderklift, M.A., Nicholls, A.O., Kenchington, R.A., 1999. Selecting marine reserves using habitats and species assemblages as surrogates for biological diversity. *Ecological Applications* 9 (2), 691-698.
- Williams, P., Faith, D., Manne, L., Sechrest, W., Preston, C., 2006. Complementarity analysis: Mapping the performance of surrogates for biodiversity. *Biological Conservation* 128 (2), 253-264.
- Yap, H.T., 2001. A good word on marine reserves, though probably not the last. Fully-protected Marine Reserves: A Guide; C.M. Roberts, J.P. Hawkins, 2000. WWF Endangered Seas Campaign, Washington, D.C. and Environment Department, University of York, York, 131 pp. *Marine Pollution Bulletin* 42 (12), 1421-1422.
- Zacharias, M.A., Roff, J.C., 2001. Zacharias and Roff vs. Salomon et al.: Who Adds More Value to Marine Conservation Efforts? *Conservation Biology* 15 (5), 1456-1458.

7.LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 1 : Schéma récapitulatif de la méthodologie utilisée	3
Figure 2 : Site d'étude.	5
Figure 3 : Paysages contrastés de trois habitats.	6
Figure 4 : Cartographie selon différents niveaux de complexité d'habitats.....	10
Figure 5 : Cartographies des habitats autour des stations de recensement de poissons	12
Figure 6 : Courbes d'accumulation servant de support à l'analyse de substitution	14
Figure 7 : Corrélations obtenues entre les variables Habitats et les variables Poissons.	16
Figure 8 : Structuration des communautés en fonction des habitats (nMDS).....	16
Figure 9 : Structuration des communautés en fonction des habitats (corrélation).....	16
Figure 10 : Résultats de l'analyse de substitution.	18
Figure 11 : Concordance entre l'approche par corrélation et l'approche par substitution.	21
Figure 12 : Cartographies d'habitats dans le voisinage des stations T_S275 et T_S263... ..	22
Figure 13 : Indices de Shannon-Wiener calculés sur les données taxonomiques et fonctionnelles de poissons pour les stations jugées déterminantes dans la valeur du SAI.	22
Figure 14 : Contraste entre l'aire échantillonnée pour chaque habitat et leur surface sur l'ensemble de la carte.	25
Figure 15 : Corrélations entre la surface échantillonnée de chaque habitat et leur surface totale sur l'ensemble de la carte, en fonction de la distance de voisinage considérée.. ..	25
Figure 16 : Identification des zones sur-échantillonnées	25
Figure 17 : Réseau d'AMP proposé et diversité d'habitats incluse dans le réseau en fonction du nombre de sites sélectionnés	27

Tableau 1 : Classes fonctionnelles considérées dans cette étude.....	6
Tableau 2 : Processus et facteurs qui structurent les communautés de poissons et qui ont été utilisés pour définir les niveaux géomorphologiques considérés dans cette étude.	7
Tableau 3 : Caractérisations géomorphologiques, topographiques, et benthiques établies pour les 3 habitats (a), (b), et (c).....	9
Tableau 4 : Niveaux d’habitats et leur codes utilisés dans la suite de cette étude..	10
Tableau 5 : Formules des différents indices utilisés pour exprimer la rareté et la diversité des habitats et des groupes taxonomiques ou fonctionnels de poissons au niveau de chaque station ou au niveau du réseau de stations.	12
Tableau 6 : Résultats du test non paramétrique de Sheirer-Ray-Hare.	20
Tableau 7 : Description des composants paysagers des habitats (a), (b), et (c)	35
Tableau 8 : Typologie d’habitats en 103 classes effectuée à partir des observations sur le terrain.	36

8.ANNEXES

Tableau 7 : Description des composants paysagers des habitats (a), (b), et (c) dans la zone de Port-Bouquet.

<i>Caractéristiques</i>	<i>Habitat (a)</i>	<i>Habitat (b)</i>	<i>Habitat (c)</i>
Substrat (%)	70	35	90
Sable (%)	50	0	10
Débris fins (%)	0	0	80
Débris grossiers (%)	0	0	10
Dalle (%)	0	0	0
Roche (%)	20	20	0
Tabulaires morts incrustés (%)	0	0	0
Branchus morts incrustés (%)	0	0	0
Massifs morts incrustés (%)	0	15	0
Coraux mixtes morts incrustés (%)	0	0	0
Bloc (%)	0	0	0
Coraux durs (%)	0	65	0
Tabulaires (%)	0	30	0
Digités (%)	0	5	0
Branchus développés (%)	0	3	0
Branchus compacts (%)	0	10	0
Encroûtant (%)	0	10	0
Massifs (%)	0	2	0
Sub-massif (%)	0	2	0
Foliacé (%)	0	1	0
<i>Millepora sp</i> (%)	0	1	0
Coraux mous (%)	0	1	0
Herbier (%)	10	0	0
Algue brune (%)	20	0	0
Turf (%)	0	5	30
Coralline (%)	0	0	0
<i>Halimeda sp.</i> (%)	0	0	0
<i>Liagora sp.</i> (%)	0	0	0
<i>Neomeris sp.</i> (%)	0	0	0
<i>Caulerpa sp.</i> (%)	0	0	0
Relief (cm)	20	80	20
Taille des colonies (de 1 à 5)	0	4	2
Géomorphologie	Platier de frangeant	Pente externe de massif lagonaire	Platier de frangeant

Tableau 8 : Typologie d'habitats en 103 classes effectuée à partir des observations sur le terrain.

Code Habitat	Géomorphologie « grossière »	Géomorphologie « intermédiaire »	Géomorphologie « fine »	Topographie	Couverture corallienne	Couverture dominante
1	Massif de mer intérieure	Pente interne	Pente interne	moyenne topographie	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Branchus dominants sur fond sablo-détritique
2	Massif de mer intérieure	Pente interne	Pente interne	topographie très élevée	Couverture corallienne élevée (>30%)	Couverture corallienne mixte et rock
3	Massif de mer intérieure	Pente interne	Eperons-sillons	moyenne topographie	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Couverture corallienne mixte et rock
4	Massif de mer intérieure	Pente externe	Pente externe	moyenne topographie	Couverture corallienne élevée (>30%)	Couverture corallienne mixte et rock
5	Massif de mer intérieure	Pente externe	Pente externe	moyenne topographie	Couverture corallienne élevée (>30%)	Coraux mous dominants
6	Massif de mer intérieure	Pente externe	Pente externe	moyenne topographie	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Couverture corallienne mixte et rock sur fond sablo-détritique
7	Massif de mer intérieure	Pente externe	Eperons-sillons	topographie très élevée		
8	Massif de mer intérieure	Pente externe	Eperons-sillons	moyenne topographie	Couverture corallienne élevée (>30%)	Couverture corallienne mixte et rock
9	Massif de mer intérieure	Pente externe	Eperons-sillons	moyenne topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Tabulaires dominants

10	Massif de mer intérieure	Pente externe	Eperons-sillons	moyenne topographie	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Couverture corallienne mixte et rock sur fond sablo-détritique
11	Massif de mer intérieure	Pente externe	Eperons-sillons	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Blocs ou boulders côtiers
12	Massif de mer intérieure	Platier interne intertidal	Platier interne intertidal	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Dalle à turf,débris
13	Massif de mer intérieure	Platier interne intertidal	Platier interne intertidal	faible topographie	Couverture corallienne significative (de 5 à 15%)	Algues brunes, et coraux branchus sur dalle à turf et débris
14	Massif de mer intérieure	Platier interne intertidal	Platier interne intertidal	faible topographie	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Algues brunes et corail mixte sur dalle à turf
15	Massif de mer intérieure	Platier interne intertidal	Platier interne intertidal	faible topographie	Couverture corallienne élevée (>30%)	Coraux mous dominants
16	Massif de mer intérieure	Platier interne intertidal	Platier interne intertidal	moyenne topographie	Couverture corallienne élevée (>30%)	Couverture corallienne mixte et rock
17	Massif de mer intérieure	Platier interne intertidal	Platier interne intertidal	moyenne topographie	Couverture corallienne élevée (>30%)	Branchus dominants
18	Massif de mer intérieure	Platier interne intertidal	Platier interne intertidal	moyenne topographie	Couverture corallienne significative (de 5 à 15%)	Couverture corallienne mixte, dalle à turf,débris

19	Massif de mer intérieure	Platier externe intertidal	Platier externe intertidal	faible topographie	Couverture corallienne élevée (>30%)	Couverture corallienne mixte et rock
20	Massif de mer intérieure	Platier externe intertidal	Platier externe intertidal	faible topographie	Couverture corallienne élevée (>30%)	Couverture corallienne mixte et rock sur dalle à turf et débris
21	Massif de mer intérieure	Platier externe intertidal	Platier externe intertidal	faible topographie	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Couverture corallienne mixte, dalle à turf, débris
22	Massif de mer intérieure	Platier externe intertidal	Platier externe intertidal	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Dalle à turf, débris
23	Massif de mer intérieure	Platier externe intertidal	Failles	topographie très élevée	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	
24	Massif de mer intérieure	Platier interne intertidal	Platier interne intertidal	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Couverture corallienne mixte et rock sur fond sablo-détritique
25	Massif de mer intérieure	Platier interne intertidal	Platier interne intertidal	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Herbier et algues brunes sur fond sablo-détritique
26	Massif de mer intérieure	Terrace interne	Accumulation sédimentaire à colonies coralliennes	moyenne topographie	Couverture corallienne élevée (>30%)	Branchus dominants sur fond sablo-détritique
27	Massif de mer intérieure	Terrace interne	Accumulation sédimentaire à colonies coralliennes	faible topographie	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Branchus dominants sur fond sablo-détritique

28	Massif de mer intérieure	Terrace interne	Accumulation sédimentaire à colonies coralliennes	faible topographie	Couverture corallienne significative (de 5 à 15%)	Herbier, algues brunes et coraux mixtes sur fond sablo-détritique
29	Massif de mer intérieure	Terrace externe	Accumulation sédimentaire à colonies coralliennes	moyenne topographie	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Couverture corallienne mixte et rock sur fond sablo-détritique
30	Massif de mer intérieure	Terrace	Accumulation sédimentaire	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Fond sablo-détritique
31	Frangeant de mer intérieure	Pente externe	Tombant	topographie élevée	Couverture corallienne élevée (>30%)	Tabulaires et mous dominants
32	Frangeant de mer intérieure	Pente externe	Tombant	topographie élevée	Couverture corallienne élevée (>30%)	Couverture corallienne mixte et rock sur fond sablo-détritique
33	Frangeant de mer intérieure	Pente externe	Eperons-sillons	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Blocs ou boulders côtiers
34	Frangeant de mer intérieure	Pente externe	Eperons-sillons	topographie élevée	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Couverture corallienne mixte et rock sur fond sablo-détritique
35	Frangeant de mer intérieure	Pente externe	Eperons-sillons	moyenne topographie	Couverture corallienne élevée (>30%)	Couverture corallienne mixte et rock sur fond sablo-détritique
36	Frangeant de mer intérieure	Pente externe	Pente externe	topographie très élevée	Couverture corallienne élevée (>30%)	Branchus dominants sur fond sablo-détritique

37	Frangant de mer intérieure	Pente externe	Pente externe	moyenne topographie	Couverture corallienne élevée (>30%)	Couverture corallienne mixte et rock
38	Frangant de mer intérieure	Pente externe	Pente externe	faible topographie	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Branchus dominants sur fond sablo-détritique
39	Frangant de mer intérieure	Pente externe	Pente externe	moyenne topographie	Couverture corallienne élevée (>30%)	Tabulaires dominants
40	Frangant de mer intérieure	Platier intertidal	Platier intertidal	moyenne topographie	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Couverture corallienne mixte et rock sur dalle à turf et débris
41	Frangant de mer intérieure	Platier intertidal	Platier intertidal	moyenne topographie	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Couverture corallienne mixte et rock
42	Frangant de mer intérieure	Platier intertidal	Platier intertidal	moyenne topographie	Couverture corallienne élevée (>30%)	Branchus dominants
43	Frangant de mer intérieure	Platier intertidal	Platier intertidal	moyenne topographie	Couverture corallienne élevée (>30%)	Tabulaires et mous dominants
44	Frangant de mer intérieure	Platier intertidal	Platier intertidal	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Couverture corallienne mixte et rock sur dalle à turf et débris
45	Frangant de mer intérieure	Platier intertidal	Platier intertidal	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Herbier ou algues brunes

46	Frangeant de mer intérieure	Platier intertidal	Platier intertidal	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Herbier ou algues brunes
47	Frangeant de mer intérieure	Platier intertidal	Platier intertidal	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Herbier ou algues brunes
48	Frangeant de mer intérieure	Platier intertidal	Platier intertidal	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Branchus dominants
49	Frangeant de mer intérieure	Platier intertidal	Platier intertidal	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Herbier ou algues brunes
50	Frangeant de mer intérieure	Platier intertidal	Platier intertidal	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Dalle à turf,débris
51	Frangeant de mer intérieure	Platier intertidal	Platier intertidal	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Herbier ou algues brunes
52	Frangeant de mer intérieure	Platier intertidal	Platier intertidal	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Algues brunes et corail mixte sur dalle à turf
53	Frangeant de mer intérieure	Platier intertidal	Platier intertidal	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Dalle à turf,débris
54	Frangeant de mer intérieure	Platier intertidal	Platier intertidal	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Herbier et algues brunes sur fond sablo-détritique
55	Frangeant de mer intérieure	Platier intertidal	Platier intertidal	faible topographie	Couverture corallienne élevée (>30%)	Couverture corallienne mixte et rock
56	Frangeant de mer intérieure	Platier intertidal	Platier intertidal	faible topographie	Couverture corallienne élevée (>30%)	Branchus mixés aux herbiers et algues brunes

57	Frangeant de mer intérieure	Platier intertidal	Platier intertidal	faible topographie	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Branchus mixés aux herbiers et algues brunes
58	Frangeant de mer intérieure	Platier intertidal	Platier intertidal	faible topographie	Couverture corallienne significative (de 5 à 15%)	Algues brunes et coraux mixtes sur dalle à turf et rock
59	Frangeant de mer intérieure	crete	crete	moyenne topographie	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Couverture corallienne mixte et rock
60	Barriere	Platier interne intertidal	Platier interne intertidal	moyenne topographie	Couverture corallienne élevée (>30%)	Couverture corallienne mixte et rock
61	Barriere	Platier interne intertidal	Platier interne intertidal	moyenne topographie	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Couverture corallienne mixte et rock
62	Barriere	Platier interne intertidal	Platier interne intertidal	moyenne topographie	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Couverture corallienne mixte et rock sur dalle à turf et débris
63	Barriere	Platier interne intertidal	Platier interne intertidal	moyenne topographie	Couverture corallienne significative (de 5 à 15%)	Couverture corallienne mixte et rock sur dalle à turf et débris
64	Barriere	Platier interne intertidal	Platier interne intertidal	faible topographie	Couverture corallienne élevée (>30%)	Branchus dominants
65	Barriere	Platier interne intertidal	Platier interne intertidal	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Dalle à turf, débris

66	Barriere	Platier interne intertidal	Eperons-sillons	moyenne topographie	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Couverture corallienne mixte et rock sur fond sablo-détritique
67	Barriere	Platier interne intertidal	Eperons-sillons	moyenne topographie	Couverture corallienne élevée (>30%)	Couverture corallienne mixte et rock sur fond sablo-détritique
68	Barriere	Platier interne intertidal	Eperons-sillons	moyenne topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Fond sablo-détritique
69	Barriere	Platier interne intertidal	Eperons-sillons	topographie élevée	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Couverture corallienne mixte et rock sur dalle à turf et débris
70	Barriere	Terrace interne	Accumulation sédimentaire	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Fond sablo-détritique
71	Barriere	Terrace interne	Accumulation sédimentaire	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Dalle à turf,débris
72	Barriere	Terrace interne	Accumulation sédimentaire à colonies coralliennes	topographie élevée	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Couverture corallienne mixte et rock sur fond sablo-détritique
73	Barriere	Terrace interne	Accumulation sédimentaire à colonies coralliennes	topographie élevée	Couverture corallienne élevée (>30%)	Couverture corallienne mixte et rock sur fond sablo-détritique
74	Barriere	Terrace interne	Accumulation sédimentaire à colonies coralliennes	topographie élevée	Couverture corallienne significative (de 5 à 15%)	Couverture corallienne mixte et rock sur fond sablo-détritique

75	Barriere	Terrace interne	Accumulation sédimentaire à colonies coralliennes	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Fond sablo-détritique
76	Barriere	Terrace interne	Accumulation sédimentaire à colonies coralliennes	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Dalle à turf,débris
77	Barriere	Terrace interne	Accumulation sédimentaire à colonies coralliennes	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Fond sablo-détritique
78	Barriere	Terrace externe	Accumulation sédimentaire à colonies coralliennes	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Fond sablo-détritique
79	Barriere	Pente externe	Eperons-sillons	moyenne topographie	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Couverture corallienne mixte et rock
80	Barriere	Pente interne	Pente interne	moyenne topographie	Couverture corallienne significative (de 5 à 15%)	Couverture corallienne mixte et rock sur fond sablo-détritique
81	Barriere	Pente interne	Pente interne	topographie très élevée	Couverture corallienne élevée (>30%)	Couverture corallienne mixte et rock
82	Barriere	Crete	Crete	faible topographie	Couverture corallienne significative (de 5 à 15%)	Couverture corallienne mixte et rock sur dalle à turf et débris
83	Barriere	Passé	Passé	moyenne topographie	Couverture corallienne élevée (>30%)	Couverture corallienne mixte et rock
84	Barriere	Platier interne subtidal	Platier interne subtidal	faible topographie	Couverture corallienne élevée (>30%)	Coraux mous dominants sur dalle à turf et débris

85	Frangeant de lagon	Terrace	Accumulation sédimentaire	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Fond sablo-détritique
86	Frangeant de lagon	Terrace	Massifs coralliens de terrasse	topographie élevée	Couverture corallienne élevée (>30%)	Couverture corallienne mixte et rock
87	Frangeant de lagon	Terrace	Accumulation sédimentaire à colonies coralliennes	moyenne topographie	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Couverture corallienne mixte et rock sur fond sablo-détritique
88	Frangeant de lagon	Terrace	Accumulation sédimentaire à colonies coralliennes	moyenne topographie	Couverture corallienne élevée (>30%)	Branchus dominants sur fond sablo-détritique
89	Frangeant de lagon	Terrace	Accumulation sédimentaire à colonies coralliennes	moyenne topographie	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Branchus dominants sur fond sablo-détritique
90	Frangeant de lagon	Terrace	Accumulation sédimentaire à colonies coralliennes	moyenne topographie	Couverture corallienne élevée (>30%)	Branchus dominants sur fond sablo-détritique
91	Frangeant de lagon	Terrace	Accumulation sédimentaire à colonies coralliennes	moyenne topographie	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Couverture corallienne mixte et rock sur fond sablo-détritique
92	Frangeant de lagon	Terrace	Accumulation sédimentaire à colonies coralliennes	moyenne topographie	Couverture corallienne élevée (>30%)	Branchus dominants
93	Frangeant de lagon	Terrace	Accumulation sédimentaire à colonies coralliennes	faible topographie	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Branchus dominants sur fond sablo-détritique

94	Frangeant de lagon	Terrace	Accumulation sédimentaire à colonies coralliennes	moyenne topographie	Couverture corallienne significative (de 5 à 15%)	Couverture corallienne mixte et rock sur fond sablo-détritique
95	Frangeant de lagon	Pente externe	Pente externe	moyenne topographie	Couverture corallienne significative (de 5 à 15%)	Couverture corallienne mixte et rock
96	Frangeant de lagon	Platier intertidal	Platier intertidal	moyenne topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Dalle à turf,débris
97	Frangeant de lagon	Platier intertidal	Platier intertidal	moyenne topographie	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Couverture corallienne mixte et rock
98	Frangeant de lagon	Platier intertidal	Platier intertidal	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Dalle à turf,débris
99	Frangeant de lagon	Platier intertidal	Platier intertidal	faible topographie	Couverture corallienne significative (de 5 à 15%)	Blocs côtiers et présence de branchus
100	Frangeant de lagon	Platier intertidal	Platier intertidal	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Dalle à turf,débris
101	Frangeant de lagon	Platier intertidal	Platier intertidal	topographie élevée	Couverture corallienne moyenne (de 15 à 30%)	Couverture corallienne mixte et rock

102	Frangant de lagon	Platier intertidal	Platier intertidal	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Herbier et algues brunes sur fond sablo-détritique
103	Frangant de lagon	Platier intertidal	Platier intertidal	faible topographie	Couverture corallienne faible ou absente (<5%)	Dalle à turf,débris

IMAGES SATELLITES UTILISEES

Deux types d'images satellites ont été utilisés dans cette étude. Lorsqu'elles étaient disponibles, les images QUICKBIRD ont préférentiellement été utilisées. Une brève description et un exemple pris dans la zone de Port-Bouquet sont présentés ci-dessous pour les deux types d'images.

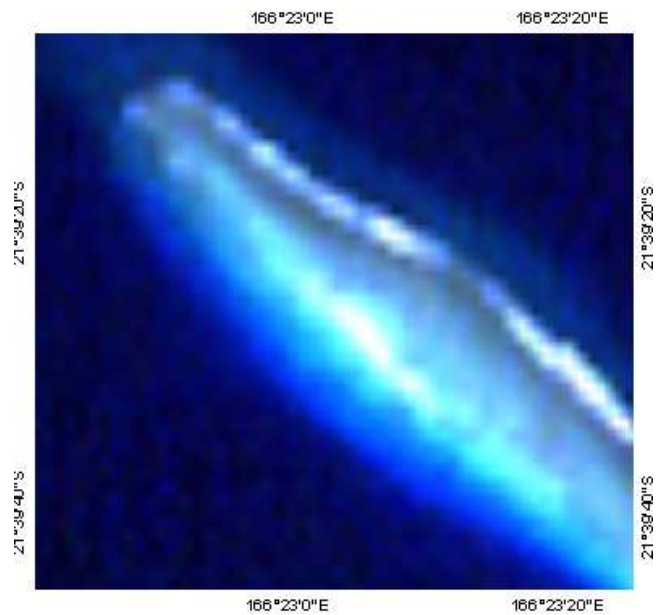
Satellite : LANDSAT

Résolution : 30m

Bandes spectrales : Bleu ; Vert ;
Rouge ; Infrarouge proche

Informations et cartographies
disponibles sur

<http://landsat.usgs.gov/>



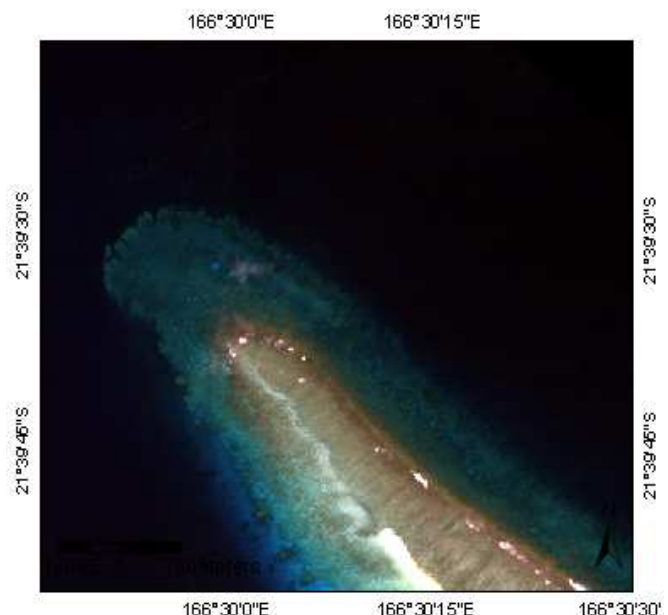
Satellite : QUICKBIRD

Résolution : 2,4m

Bandes spectrales : Bleu ; Vert ;
Rouge ; Infrarouge proche

Informations et cartographies
disponibles sur

www.digitalglobe.com



Les couleurs et textures des images permettent d'identifier les zones semblables (d'un point de vue géomorphologiques, topographique et benthiques) à celles visitées sur le terrain. Elles ont ainsi permise de cartographier les habitats de l'ensemble de la zone de Port-Bouquet.

9.REMERCIEMENTS

Un grand merci à Serge Andréfouët qui a su me proposer un sujet correspondant parfaitement à mes projets professionnels, et qui a su m'encadrer tout au long du stage tout en me laissant la liberté d'orienter mon sujet dans le sens que je souhaitais. Merci pour sa disponibilité et sa présence, aussi bien dans le cadre professionnel qu'en dehors.

Un grand merci également à Mélanie Hamel, ainsi qu'à Julie Scopelitis pour leur bonne humeur et leurs divers conseils. Une attention toute particulière pour Mélanie et son soutien professionnel pour l'utilisation des logiciels R et ArcGIS, mais également pour le soutien qu'elle a pu m'accorder en dehors du contexte professionnel.

Merci à Michel Kulbicki pour avoir mis à disposition les données Poissons pour cette étude. Et au programme ZONECO qui a permis le financement de la collecte des données d'habitats et des données Poissons.

Merci à Pascale Chabanet pour m'avoir mis en contact avec Serge et sans qui ce stage n'aurait pas été possible.

Merci également à Claude Payri, et à Catherine Hartmann de m'avoir accepté dans leur laboratoire et de m'avoir accordé un logement au sein de l'IRD.

Merci au Crous de Paris pour m'avoir accordé une bourse de mobilité pour pouvoir venir réaliser ce stage en Nouvelle-Calédonie.